

**UNIVERSITÉ DU QUÉBEC**

**THÈSE PRÉSENTÉE À  
L'UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À TROIS - RIVIÈRES**

**COMME EXIGENCE PARTIELLE  
DU DOCTORAT EN GÉNIE PAPETIER**

**PAR  
DANIEL GAGNON**

**« NOUVELLE APPROCHE DE TRAITEMENT  
DES EAUX USÉES PAPETIÈRES »**

**FÉVRIER 2000**

Université du Québec à Trois-Rivières

Service de la bibliothèque

Avertissement

L'auteur de ce mémoire ou de cette thèse a autorisé l'Université du Québec à Trois-Rivières à diffuser, à des fins non lucratives, une copie de son mémoire ou de sa thèse.

Cette diffusion n'entraîne pas une renonciation de la part de l'auteur à ses droits de propriété intellectuelle, incluant le droit d'auteur, sur ce mémoire ou cette thèse. Notamment, la reproduction ou la publication de la totalité ou d'une partie importante de ce mémoire ou de cette thèse requiert son autorisation.

## REMERCIEMENTS

Je tiens d'abord à exprimer ma reconnaissance envers mon directeur de recherche, Dr Henri-Claude Lavallée, et mon co-directeur Dr Sylvain Robert pour leurs assistances, leurs collaborations, leurs disponibilités, leurs expertises et leurs judicieux conseils.

Je remercie également Mme Diane Dextraze pour son assistance technique lors de l'analyse des échantillons. Mes remerciements vont également aux personnes qui ont contribué de près ou de loin à la réalisation de cette étude.

Je tiens également à remercier le réseau des Centres d'Excellence, plus particulièrement, le Réseau sur la Gestion Durable des Forêts pour son support financier.

Mes remerciements vont également aux membres du jury soient les docteurs Claude Daneault, directeur du Centre de Recherche en Pâtes et Papiers de l'Université du Québec à Trois-Rivières, J. Peter Jones, directeur du département de génie chimique de l'Université de Sherbrooke et Jules Thibault, professeur au département de génie chimique de l'Université Laval.

Affectueusement, je remercie Mme Micheline Dugré pour sa compréhension, sa patience, son support constant et ses nombreux encouragements qui me permirent de mener à bien cette étude.

## RÉSUMÉ

Ce travail de doctorat s'inscrit dans le contexte d'une préoccupation à développer et à expliquer les fondements scientifiques d'une nouvelle approche de traitement physico-chimique des eaux usées, capable de contribuer à la réduction des divers paramètres environnementaux, à l'aide d'un polymère naturel de type protéinique, i.e., caséine. Les principaux objectifs de ces travaux de recherche sont l'optimisation, la modélisation et la détermination de la cinétique réactionnelle de cette technologie de traitement des eaux usées industrielles.

L'idée novatrice du présent projet réside dans le fait qu'il vise à développer une méthode de traitement des eaux usées qui utilise une substance qualifiée de rejet industriel pour éliminer un autre rejet industriel. Il s'agit en fait de l'utilisation d'un polymère naturel à de nouvelles fins. L'approche expérimentale permettra à la fois de non seulement démontrer l'efficacité du traitement mais également de modéliser et d'optimiser le traitement. L'aspect économique de ce traitement fera également l'objet d'une évaluation.

Le banc d'essai pilote utilisé est fort simple et formé de trois composantes principales, soit : un réacteur de trois litres, un pH-mètre et un agitateur magnétique sur plaque chauffante. Une trentaine de types d'eaux usées

papetières ont été soumises à l'étude. Les eaux usées d'une usine de PCTM ont été retenues pour réaliser les essais de modélisation et d'optimisation du procédé. Les essais ont principalement été réalisés en mode discontinu. L'étude en laboratoire visant à déterminer la traitabilité potentielle des eaux usées papetières, au moyen du polymère protéique, comprenait principalement quatre types d'essais : des essais préliminaires, de traitabilité, de modélisation et d'optimisation. Un design expérimental Box-Wilson ou Composite Centrale (CCD) a été utilisé pour optimiser et modéliser cette méthode de traitement des eaux usées, laquelle est d'une grande simplicité d'action et de mise en œuvre. Au cours du procédé, le réactif d'origine naturelle, ou polymère, est ajouté sous forme solide ou liquide à l'effluent; ce dernier réagit alors avec un grand nombre d'éléments polluants contenus dans divers effluents. Après dissolution, homogénéisation et ajustement du pH, il se produit rapidement une précipitation des substances polluantes et colorantes contenues dans les eaux usées soumises au traitement. La récupération du précipité peut être facilement réalisée par décantation, filtration et/ou flottation à l'air dissous (FAD).

Les meilleures performances obtenues pour diverses eaux usées ont permis d'atteindre des réductions supérieures à 99 % de la couleur (CA, CR), des MES et MVES, de 99 % des AR, de 98 % des ARG, de 98 % de la teneur en azote, de 88 % de la DCO totale, de 85 % des AG, de 83 % des ST, de 82 % de la DCO soluble, de 68 % des COHA, de 67 % de la DBO<sub>5</sub> totale, de 60 % des STV, de 50 % du contenu en COT, de 45 % de la DBO<sub>5</sub> soluble et des réductions relatives supérieures à 100 % de la toxicité Microtox. Les résultats

ont démontré la supériorité du traitement par comparaison aux agents chimiques ou polymères conventionnels. La production de boues chimiques lors du traitement d'une eau usée donnée est faible et fonction de la charge en polymère et du pH. Pour une efficacité donnée de traitement, la production de boues chimiques est inférieure à la production de boues biologiques, i.e., boues activées. Les boues produites présentent une bonne décantabilité et un faible indice de volume des boues. Les résultats de l'étude de la modélisation suggèrent que la concentration en polymère, le pH, la température et le temps de réaction ont un effet significatif (I.C. = 95 %) sur les performances du traitement. La concentration en polymère est généralement la variable indépendante prédominante. La complexité des modèles mathématiques est fonction de la charge «polluante» de l'eau usée et une réduction de cette charge tend ainsi à accroître la complexité des modèles.

Selon les résultats de l'étude de la cinétique réactionnelle, les principaux mécanismes d'action du polymère ou du traitement sont : la formation de liens par ponts hydrogène, la formation de liaisons de type hydrophobe, l'implication d'interactions de Van der Waals et la neutralisation de charges ioniques. La précipitation isoélectrique polymère serait le principal mécanisme de précipitation impliqué dans le traitement. L'efficacité du traitement est généralement supérieure à celle des divers procédés développés ou brevetés pour le traitement des eaux usées papetières. Le domaine d'application de ce traitement est également beaucoup plus étendu que celui des divers autres procédés qui sont plus spécifiques et limités.

## TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS .....	i
RÉSUMÉ .....	ii
TABLE DES MATIÈRES .....	v
LISTE DES TABLEAUX .....	xvii
LISTE DES FIGURES.....	xxviii
LISTE DES SYMBOLES ET DES ABRÉVIATIONS.....	xlii
CHAPITRE I            INTRODUCTION .....	1
CHAPITRE II           OBJECTIFS .....	7
CHAPITRE III           MATÉRIEL ET MÉTHODES .....	10
3.1    Montage expérimental .....	10
3.2    Eaux usées .....	10
3.3    Protocole expérimental .....	11
3.4    Essais en laboratoire .....	11
3.5    Méthodes analytiques.....	12
3.6    Approche expérimentale .....	12
3.7    Cadre de l'approche expérimentale et étapes de réalisation.....	13
3.8    Modélisation .....	14
3.9    Cinétique réactionnelle.....	14
CHAPITRE IV           PROCÉDÉ.....	15
4.1    Procédé.....	15
4.2    Polymère.....	16

4.3	Utilisation potentielle .....	19
<b>CHAPITRE V</b>	<b>MODÉLISATION .....</b>	<b>21</b>
5.1	Approche expérimentale .....	21
5.2	Variables indépendantes .....	23
5.3	Variables dépendantes .....	25
5.4	Design CCD .....	26
5.4.1	Étendue d'intérêt des données indépendantes .....	28
5.4.2	Points factoriels.....	29
5.4.3	Résolution .....	32
5.4.4	Calcul de la valeur $\alpha$ .....	34
5.4.5	Arêtes ou points axiaux .....	35
5.4.6	Points centraux.....	35
5.4.7	Nombre total d'essais .....	36
5.4.8	Matrice codée du design.....	37
5.4.9	Matrice réelle du design.....	37
5.4.9.1	Points centraux.....	39
5.4.9.2	Points factoriels.....	39
5.4.9.3	Sommaire .....	42
<b>CHAPITRE VI</b>	<b>CINÉTIQUE RÉACTIONNELLE.....</b>	<b>46</b>
6.1	Approche cinétique.....	46
6.1.1	Interaction polymère – polluants .....	47
6.1.2	Affinité du polymère .....	48
6.1.3	Liaison ou pont hydrogène.....	48
6.1.4	Forces de London- van der Waals .....	51
6.1.5	Liaisons hydrophobes .....	54
6.1.6	Coagulation – floculation.....	56
6.1.7	Nature des substances colorées.....	61
6.1.8	Solutions colloïdales.....	64
6.1.9	Double couche.....	70



6.1.10	Potentiel Zêta .....	73
6.2	Précipitation des protéines .....	79
6.2.1	Structure des protéines .....	81
6.2.2	Solubilité des protéines .....	84
6.2.3	Précipitation induite par des sels .....	88
6.2.4	Précipitation induite par ajout d'un solvant organique .....	92
6.2.5	Précipitation isoélectrique.....	92
6.2.6	Précipitation par ajout de polymères.....	93
6.2.7	Précipitation par ajout d'ions métalliques.....	93
6.2.8	Précipitation par dénaturation sélective.....	94
6.2.8.1	Dénaturation thermique .....	94
6.2.8.2	Dénaturation par ajustement du pH .....	94
6.2.8.3	Dénaturation par ajout de solvant organique.....	95
6.2.9	Précipitation à grande échelle.....	95
6.3	Mécanismes d'action et de précipitation proposés .....	97
6.3.1	Mécanisme d'action du polymère .....	97
6.3.2	Mécanisme de précipitation du polymère .....	97
CHAPITRE VII	RÉSULTATS .....	98
7.1	Caractéristiques des eaux usées .....	98
7.2	Applicabilité.....	100
7.3	Impacts .....	101
7.3.1	Performances.....	101
7.3.2	Production de boues .....	105
7.3.2.1	Production de boues chimiques .....	106
7.3.2.2	Indice du volume de boues.....	124
7.3.3	Performances spécifiques de chacune des étapes du procédé.....	125
7.4	Performances spécifiques.....	130

<b>7.4.1</b>	<b>Eaux usées diverses et</b>	
	premiers essais de traitabilité .....	131
7.4.1.1	Eaux usées kraft : Extraction alcaline .....	132
7.4.1.2	Eaux usées diverses :	
	Désencrage, kraft, PCTM .....	132
7.4.1.3	Sommaire et conclusion .....	134
<b>7.4.2</b>	<b>Eaux usées d'usines Kraft</b> .....	<b>135</b>
7.4.2.1	Eaux usées spécifiques .....	135
7.4.2.1.1	Essais en bécher.....	136
7.4.2.1.2	Essais préliminaires .....	137
7.4.2.1.2.1	Couleur.....	137
7.4.2.1.2.2	DCO totale.....	137
7.4.2.1.2.3	DCO soluble.....	140
7.4.2.1.2.4	Matières solides .....	140
7.4.2.1.3	Essais de traitabilité .....	142
7.4.2.1.3.1	Couleur.....	142
7.4.2.1.3.2	DCO totale.....	142
7.4.2.1.3.3	DCO soluble.....	145
7.4.2.1.3.4	DBO <sub>5</sub> totale .....	145
7.4.2.1.3.5	DBO <sub>5</sub> soluble .....	147
7.4.2.1.3.6	Matières solides .....	147
7.4.2.1.3.7	Boues produites .....	148
7.4.2.1.4	Sommaire.....	152
7.4.2.2	Eaux usées générales .....	153
<b>7.4.3</b>	<b>Eaux usées issues d'usines de papiers fins</b> .....	<b>156</b>
<b>7.4.4</b>	<b>Eaux d'usines au sulfite</b> .....	<b>159</b>
7.4.4.1	Eaux usées de l'étape du lavage	
	de la pâte blanchie au chlore.....	161
<b>7.4.5</b>	<b>Eaux d'usines PCTMB</b> .....	<b>164</b>
<b>7.4.6</b>	<b>Eaux usées d'usines PTM</b> .....	<b>166</b>
<b>7.4.7</b>	<b>Eaux usées d'usines SC</b> .....	<b>169</b>

7.4.8	Eaux usées d'usines PCTM .....	172
7.4.8.1	Caractéristiques des eaux usées .....	174
7.4.8.2	Performances du procédé .....	174
7.4.8.3	Sommaire .....	180
7.4.9	Conclusion .....	180
7.5	Modélisation .....	184
7.5.1	Importance relative des variables indépendantes .....	185
7.5.2	Évolution temporelle des équations de prédiction.....	187
7.5.2.1	DCO totale .....	187
7.5.2.2	DCO soluble .....	190
7.5.2.3	Couleur apparente .....	192
7.5.2.4	Couleur réelle.....	192
7.5.2.5	Solides totaux .....	195
7.5.2.6	Autres variables dépendantes .....	195
7.5.2.7	Sommaire .....	197
7.5.3	Équations de prédiction.....	198
7.5.3.1	Première étude de modélisation.....	200
7.5.3.1.1	Réduction de la couleur apparente .....	201
7.5.3.1.2	Autres variables dépendantes .....	205
7.5.3.1.3	Sommaire.....	206
7.5.3.2	Seconde étude de modélisation .....	207
7.5.3.3	Troisième étude de modélisation .....	207
7.5.3.4	Quatrième étude de modélisation .....	208
7.5.3.5	Cinquième étude de modélisation.....	214
7.5.3.6	Sixième étude de modélisation .....	214
7.5.3.7	Sommaire .....	217
7.6	Optimisation .....	220
7.6.1	Réduction de la DCO.....	220

7.6.2	Réduction de la couleur .....	224
7.6.3	Réduction des solides .....	224
7.6.4	Réduction des COT .....	225
7.6.5	Réduction de la DBO <sub>5</sub> .....	225
7.6.6	Production de boues .....	226
7.6.7	Réduction des ARG .....	226
7.6.8	Sommaire .....	227
7.7	Cinétique réactionnelle.....	228
7.7.1	Spectrométrie .....	229
7.7.2	Mesures électrochimiques.....	230
7.7.2.1	Première étude électrochimique .....	230
7.7.2.2	Seconde étude électrochimique .....	233
7.7.3	Action différentielle .....	237
7.7.4	Action antagoniste .....	240
7.7.5	Mécanisme d'action .....	241
7.7.5.1	Mécanisme d'action proposé.....	241
7.7.5.2	Mécanisme d'action du polymère .....	243
CHAPITRE VIII	ASPECT ÉCONOMIQUE DU PROCÉDÉ .....	246
8.1	Eaux usées d'une usine au sulfite .....	248
8.2	Eaux usées d'un atelier de mise en feuille.....	250
8.3	Avantages économiques du traitement .....	250
CHAPITRE IX	DISCUSSION .....	253
9.1	Approche de traitement des eaux usées.....	253
9.2	Performances des principales approches de traitement – littérature .....	258
9.3	Performances des principales approches de traitement – brevets .....	266
9.4	Performances expérimentales .....	279
9.5	Boues produites .....	279

9.6	Contribution spécifique, COT et pH .....	280
9.7	Modélisation .....	282
9.8	Mécanisme d'action du polymère .....	283
9.9	Précipitation du polymère .....	289
9.10	Aspect économique .....	291
CHAPITRE X CONCLUSION.....		293
CHAPITRE XI BIBLIOGRAPHIE .....		299
ANNEXE I TRAITABILITÉ .....		1
1	Eaux usées d'usines Kraft .....	1
1.1	Eaux usées générales .....	1
1.1.1	Essais préliminaires .....	2
1.1.1.1	Couleur .....	2
1.1.1.2	DCO totale .....	2
1.1.1.3	DBO <sub>5</sub> totale .....	2
1.1.2	Essais de traitabilité .....	5
1.1.2.1	Couleur .....	5
1.1.2.2	DCO totale .....	5
1.1.2.3	DCO soluble .....	9
1.1.2.4	Matières en suspension .....	9
1.1.2.5	Solides totaux .....	11
1.1.2.6	COHA .....	11
1.1.2.7	DBO <sub>5</sub> .....	11
1.1.2.8	Manganèse .....	12
1.1.2.9	Éléments nutritifs.....	14
1.1.3	Essais additionnels .....	14
1.1.3.1	Couleur .....	14
1.1.3.2	DCO totale .....	15
1.1.4	Production de boues .....	17

<b>2</b>	<b>Eaux usées d'usines de papiers fins</b> .....	<b>17</b>
2.1	Principales caractéristiques des eaux blanches .....	20
2.2	Essais préliminaires.....	20
2.2.1	Eaux blanches de couleur verte .....	20
2.2.2	Eaux blanches de couleur jaune or.....	23
2.2.3	Eaux blanches de couleur bleue .....	24
2.2.4	Eaux blanches de couleur jaune .....	26
2.2.5	Eaux blanches de couleur rouge.....	29
2.2.6	Eaux blanches de couleur jaune clair.....	31
2.3	Essais préliminaires II.....	33
2.4	Essais préliminaires III.....	34
2.5	Essais de traitabilité.....	38
2.5.1	Couleur apparente .....	38
2.5.2	Couleur réelle.....	42
2.5.3	DCO totale .....	43
2.5.4	DCO soluble .....	43
2.5.5	DBO <sub>5</sub> totale.....	45
2.5.6	DBO <sub>5</sub> soluble.....	43
2.5.7	Matières solides .....	47
2.5.8	Production de boues .....	50
<b>3</b>	<b>Eaux usées d'usines PCTMB</b> .....	<b>52</b>
3.1	Eaux usées issues de la vis d'alimentation d'un raffineur .....	52
3.1.1	Série I.....	52
3.1.2	Série II.....	55
<b>4</b>	<b>Eaux usées d'usines PTM</b> .....	<b>55</b>
4.1	Principales caractéristiques des eaux usées .....	56
4.2	Essais préliminaires I.....	56
4.3	Essais préliminaires II.....	57

	4.3.1	Couleur .....	57
	4.3.2	DCO totale .....	59
	4.3.3	ARG .....	60
	4.3.4	Production de boues .....	60
4.4		Essais de traitabilité .....	62
	4.4.1	Couleur .....	63
	4.4.2	DCO totale .....	64
	4.4.3	DCO soluble .....	68
	4.4.4	DBO <sub>5</sub> totale .....	69
	4.4.5	DBO <sub>5</sub> soluble .....	71
	4.4.6	Matières solides .....	71
	4.4.7	ARG .....	72
	4.4.8	Production de boues .....	74
5		Eaux usées d'usines SC .....	76
	5.1	Principales caractéristiques des eaux usées .....	77
	5.2	Essais préliminaires .....	78
	5.2.1	Essais préliminaires I .....	78
	5.2.2	Essais préliminaires II .....	79
	5.2.2.1	Couleur .....	79
	5.2.2.2	DCO totale .....	79
	5.3	Essais de traitabilité .....	79
	5.3.1	Couleur .....	82
	5.3.2	DCO .....	86
	5.3.3	DBO <sub>5</sub> .....	87
	5.3.4	Matières en suspension .....	87
	5.4	Essais complémentaires .....	90
ANNEXE II		MODÉLISATION .....	1
1		Première étude de modélisation .....	1
	1.1	Réduction de la DCO totale .....	1
	1.2	Réduction des ST .....	4

1.3	Réduction de la DBO <sub>5</sub> totale .....	8
2	Seconde étude de modélisation.....	8
2.1	Réduction de la DCO totale .....	8
2.2	Réduction de la DCO soluble .....	12
3	Troisième étude de modélisation.....	15
3.1	Réduction de la couleur apparente .....	15
3.2	Réduction de la DCO .....	18
3.3	Réduction des MES .....	23
3.4	Réduction des ST .....	26
4	Quatrième étude de modélisation.....	26
4.1	Réduction de la couleur .....	26
4.2	Réduction de la DCO .....	31
4.3	Réduction de la DBO <sub>5</sub> .....	39
4.4	Réduction des matières solides .....	39
4.5	Réduction des ARG .....	43
4.6	Réduction des COT .....	52
5	Cinquième étude de modélisation .....	57
5.1	Réduction de la couleur .....	57
5.2	Réduction de la DCO .....	61
5.3	Production de boues .....	65
6	Sixième étude de modélisation .....	65
6.1	Réduction de la couleur .....	65
6.2	Réduction de la DCO .....	71
6.3	Réduction de la DBO <sub>5</sub> .....	75
6.4	Réduction des solides .....	78
6.5	Réduction des COT .....	85



6.6	Production de boues.....	86
<b>ANNEXE III</b>	<b>PRINCIPALES MÉTHODES D'ANALYSE.....</b>	<b>1</b>
1	Acides gras et résineux.....	1
1.1	Méthode.....	1
1.2	Limites.....	1
2	Azote & Phosphore.....	2
2.1	Méthode.....	2
2.2	Limites.....	2
2.3	Reproductivité.....	2
3	Composés organiques halogénés adsorbables.....	2
3.1	Méthode.....	2
3.2	Limites.....	2
3.3	Précision.....	3
3.4	Erreur dans le calcul des performances.....	3
4	Carbone organique total.....	3
4.1	Méthode.....	3
4.2	Limites.....	3
4.3	Précision.....	3
4.4	Erreur dans le calcul des performances.....	3
5	Couleur apparente et réelle.....	4
5.1	Méthode.....	4
5.2	Limites.....	4
5.3	Précision.....	4
5.4	Erreur dans le calcul des performances.....	4

6	Demande biochimique en oxygène .....	4
6.1	Méthode.....	4
6.2	Limites .....	5
6.3	Erreur relative .....	5
6.4	Erreur dans le calcul des performances.....	5
7	Demande chimique en oxygène.....	5
7.1	Méthode.....	5
7.2	Limites .....	5
7.3	Précision .....	6
7.4	Erreur dans le calcul des performances.....	6
8	Matières solides .....	6
8.1	Méthodes.....	6
8.2	Limites .....	6
8.3	Erreur relative .....	6
8.4	Erreur dans le calcul des performances.....	7
ANNEXE IV	RAPPEL STATISTIQUE.....	1

## LISTE DES TABLEAUX

5.1	Limites inférieures et supérieures retenues pour les principales variables indépendantes .....	28
5.2	Matrice codée du design CCD .....	38
5.3	Matrice réelle du design CCD .....	45
7.1	Principales caractéristiques des eaux usées soumises au traitement .....	99
7.2	Meilleures performances du traitement lorsque soumis à diverses eaux usées papetières .....	103
7.3	Production nette de boues chimiques lors du traitement des eaux usées en provenance d'une usine PCTMB. Série I.....	108
7.4	Production nette de boues chimiques lors du traitement des eaux usées en provenance d'une usine PCTMB. Série II.....	108
7.5	Production nette de boues biologiques et chimiques en fonction de la réduction de la couleur apparente et de la DCO totale lors du traitement des eaux usées en provenance d'une usine PCTMB. Série I.....	110
7.6	Production nette de boues biologiques et chimiques en fonction de la réduction de la couleur apparente et de la DCO totale lors du traitement des eaux usées en provenance d'une usine PCTMB. Série II.....	110
7.7	Quantité de substances précipitées lors du traitement des eaux usées en provenance d'une usine PCTMB. Série I.....	116
7.8	Quantité de substances précipitées lors du traitement des eaux usées en provenance d'une usine PCTMB. Série II.....	116

7.9	Quantité nette de substances précipitées et production nette de boues biologiques en fonction de la réduction de la couleur apparente et de la DCO totale lors du traitement des eaux usées en provenance d'une usine PCTMB. Série I .....	120
7.10	Quantité nette de substances précipitées et production nette de boues biologiques en fonction de la réduction de la couleur apparente et de la DCO totale lors du traitement des eaux usées en provenance d'une usine PCTMB. Série II .....	120
7.11	Efficacité spécifique de chacune des étapes du procédé lors du traitement des eaux usées en provenance d'une usine PCTMB. Série I.....	127
7.12	Efficacité spécifique de chacune des étapes du procédé lors du traitement des eaux usées en provenance d'une usine PCTMB. Série II .....	127
7.13	Résultats et performances obtenus lors des premiers essais de traitabilité des eaux usées kraft chlorées, i.e., eaux usées de l'extraction alcaline (E <sub>1</sub> ) d'un atelier de blanchiment.....	133
7.14	Résultats obtenus lors des premiers essais de traitabilité de diverses eaux usées industrielles .....	133
7.15	Résultats obtenus lors des essais préliminaires portant sur les eaux usées kraft biotraitées, i.e., issues d'un bioréacteur anaérobie .....	138
7.16	Performances obtenues lors des essais préliminaires portant sur les eaux usées kraft biotraitées, i.e., issues d'un bioréacteur anaérobie.....	138
7.17	Résultats obtenus lors des essais de traitabilité des eaux usées kraft biotraitées .....	143
7.18	Performances obtenues lors des essais de traitabilité des eaux usées kraft biotraitées .....	144
7.19	Volumes de boues décantées en fonction du temps et de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux usées Kraft biotraitées.....	149

7.20	Principales caractéristiques des eaux usées brutes kraft et meilleures performances obtenues lors du traitement de ces eaux usées.....	154
7.21	Principales caractéristiques des eaux blanches issues d'usines de papiers fins et meilleures performances obtenues lors des essais préliminaires de traitabilité de ces eaux blanches .....	157
7.22	Principales caractéristiques des eaux usées blanches de couleur jaune clair et meilleures performances obtenues lors du traitement de ces eaux blanches .....	158
7.23	Meilleurs résultats obtenus lors des essais d'optimisation et de traitabilité des eaux usées de l'étape du lavage de la pâte sulfite blanchie au chlore .....	163
7.24	Meilleures performances obtenues lors des essais d'optimisation et de traitabilité des eaux usées de l'étape du lavage de la pâte sulfite blanchie au chlore.....	163
7.25	Principales caractéristiques des eaux usées brutes PTM et meilleures performances obtenues lors du traitement de ces eaux usées.....	167
7.26	Principales caractéristiques des eaux usées brutes SC et meilleures performances obtenues lors du traitement de ces eaux usées.....	170
7.27	Résultats obtenus lors du traitement des eaux usées PCTM .....	175
7.28	Performances optimales obtenues lors du traitement des eaux usées PCTM .....	177
7.29	Performances obtenues lors du traitement des eaux usées PCTM au moyen de la nouvelle approche de traitement.....	178
7.30	Importance relative spécifique des variables indépendantes sur les variables dépendantes .....	186
7.31	Variation de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction de la DCO totale en fonction de la charge organique des eaux usées soumises à l'étude .....	189
7.32	Variation de la complexité de l'équation de prédiction de la réduction de la DCO totale en fonction de la charge organique des eaux usées soumises à l'étude et coefficient de corrélation .....	189

7.33	Variation de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction de la DCO soluble en fonction de la charge organique des eaux usées soumises à l'étude .....	191
7.34	Variation de la complexité de l'équation de prédiction pour la réduction de la DCO soluble en fonction de la charge organique des eaux usées soumises à l'étude et coefficient de corrélation .....	191
7.35	Variation de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction de la couleur apparente en fonction de la couleur apparente des eaux usées soumises à l'étude .....	193
7.36	Variation de la complexité de l'équation de prédiction pour la réduction de la couleur apparente en fonction de la couleur apparente des eaux usées soumises à l'étude et coefficient de corrélation.....	193
7.37	Variation de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction de la couleur réelle en fonction de la charge organique des eaux usées soumises à l'étude .....	194
7.38	Variation de la complexité de l'équation de prédiction pour la réduction de la couleur apparente en fonction de la charge organique des eaux usées soumises à l'étude et coefficient de corrélation .....	194
7.39	Variation de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction du contenu en ST des eaux usées en fonction de la charge en ST des eaux usées soumises à l'étude.....	196
7.40	Variation de la complexité de l'équation de prédiction pour la réduction du contenu en ST des eaux usées en fonction de la charge en ST des eaux usées soumises à l'étude et coefficient de corrélation .....	196
7.41	Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction de la couleur apparente des eaux usées PCTM. Modélisation # 1 .....	203

7.42	Principales valeurs statistiques obtenues lors de l'étude de la modélisation du traitement pour les eaux usées PCTM. Modélisation # 1.....	209
7.43	Principales valeurs statistiques obtenues lors de l'étude de la modélisation du traitement pour les eaux usées PCTM. Modélisation # 2.....	209
7.44	Principales valeurs statistiques obtenues lors de l'étude de la modélisation du traitement pour les eaux usées PCTM. Modélisation # 3.....	209
7.45	Principales valeurs statistiques obtenues lors de l'étude de la modélisation du traitement pour les eaux usées PCTM. Modélisation # 4.....	211
7.46	Constantes et écart-types minimums et maximums obtenus lors de la réalisation en triplicata des essais de modélisation. Modélisation # 4.....	212
7.47	Principales valeurs statistiques obtenues lors de l'étude de la modélisation du traitement pour les eaux usées PCTM. Modélisation # 5.....	212
7.48	Principales valeurs statistiques obtenues lors de l'étude de la modélisation du traitement pour les eaux usées PCTM. Modélisation # 6.....	216
7.49	Constantes et écart-types minimaux et maximaux obtenus lors de la réalisation en triplicata des essais de modélisation. Modélisation # 6.....	218
7.50	Meilleures performances et conditions optimales pour le traitement des eaux usées PCTM.....	221
7.51	Mesures électrocinétiques des solutions de polymère et des eaux usées brutes et traitées. Étude I.....	231
7.52	Mesures électrocinétiques des eaux usées brutes et traitées. Étude II .....	234

7.53	Pourcentage de variation de la valeur des mesures électrocinétiques des eaux usées après traitement. Étude II .....	236
8.1	Comparaisons des efficacités et des coûts de traitement des eaux usées d'une usine au sulfite .....	249
9.1	Performances des principales méthodes de décoloration des effluents papetiers en comparaison à cette étude.....	259
9.2	Performances de certaines méthodes de décoloration des effluents papetiers en comparaison à cette étude.....	260
9.3	Performances maximales de certaines méthodes de traitement des eaux usées papetières en comparaison à cette étude .....	261
9.4	Principales méthodes brevetées pour le traitement des eaux usées papetières et performances en comparaison à cette étude .....	267
A1.1	Résultats obtenus lors des essais préliminaires portant sur les eaux usées brutes kraft.....	3
A1.2	Performances obtenues lors des essais préliminaires portant sur les eaux usées brutes kraft.....	3
A1.3	Résultats obtenus lors des essais de traitabilité des eaux usées générales kraft.....	6
A1.4	Performances obtenues lors des essais de traitabilité des eaux usées générales kraft.....	7
A1.5	Résultats obtenus lors des essais additionnels de traitabilité des eaux usées brutes kraft .....	15
A1.6	Performances obtenues lors des essais additionnels de traitabilité des eaux usées brutes kraft .....	15
A1.7	Volumes de boues décantées en fonction du temps et de la concentration en polymère lors du traitement des eaux usées brutes kraft.....	18
A1.8	Principales caractéristiques des eaux blanches issues d'usines de papiers fins et soumises aux essais préliminaires .....	21
A1.9	Principales caractéristiques des eaux blanches de couleur jaune clair issues d'usines de papiers fins et soumises aux essais de traitabilité...	21



A1.10 Résultats obtenus lors des essais préliminaires portant sur les eaux blanches de couleur verte .....	22
A1.11 Performances obtenues lors des essais préliminaires portant sur les eaux blanches de couleur verte .....	22
A1.12 Résultats obtenus lors des essais préliminaires portant sur les eaux blanches de couleur jaune or .....	25
A1.13 Performances obtenues lors des essais préliminaires portant sur les eaux blanches de couleur jaune or .....	25
A1.14 Résultats obtenus lors des essais préliminaires portant sur les eaux blanches de couleur bleue .....	27
A1.15 Performances obtenues lors des essais préliminaires portant sur les eaux blanches de couleur bleue .....	27
A1.16 Résultats obtenus lors des essais préliminaires portant sur les eaux blanches de couleur jaune .....	28
A1.17 Performances obtenues lors des essais préliminaires portant sur les eaux blanches de couleur jaune .....	28
A1.18 Résultats obtenus lors des essais préliminaires portant sur les eaux blanches de couleur rouge .....	30
A1.19 Performances obtenues lors des essais préliminaires portant sur les eaux blanches de couleur rouge .....	30
A1.20 Résultats obtenus lors des essais préliminaires portant sur les eaux blanches de couleur jaune clair .....	32
A1.21 Performances obtenues lors des essais préliminaires portant sur les eaux blanches de couleur jaune clair .....	32
A1.22 Résultats obtenus lors des essais préliminaires II portant sur les eaux blanches de couleur jaune clair .....	35
A1.23 Performances obtenues lors des essais préliminaires II portant sur les eaux blanches de couleur jaune clair .....	35
A1.24 Résultats obtenus lors des essais préliminaires III portant sur les eaux blanches de couleur jaune clair .....	36

A1.25 Performances obtenues lors des essais préliminaires III portant sur les eaux blanches de couleur jaune clair .....	36
A1.26 Boues produites lors des essais préliminaires III portant sur les eaux blanches de couleur jaune clair .....	37
A1.27 Résultats obtenus lors des essais de traitabilité des eaux blanches de couleur jaune clair.....	39
A1.28 Performances obtenues lors des essais de traitabilité des eaux blanches de couleur jaune clair.....	40
A1.29 Résultats et performances obtenus lors des essais de traitabilité des eaux usées d'une usine PCTMB. Série I .....	53
A1.30 Résultats et performances obtenus lors des essais de traitabilité des eaux usées d'une usine PCTMB. Série II .....	53
A1.31 Résultats obtenus lors des essais préliminaires II portant sur les eaux usées brutes d'une usine PTM.....	58
A1.32 Performances obtenues lors des essais préliminaires II portant sur les eaux usées brutes d'une usine PTM.....	58
A1.33 Boues produites lors des essais préliminaires II portant sur les eaux usées brutes d'une usine PTM. ....	61
A1.34 Résultats obtenus lors des essais de traitabilité des eaux usées brutes d'une usine PTM.....	65
A1.35 Performances obtenues lors des essais de traitabilité des eaux usées brutes d'une usine PTM .....	66
A1.36 Boues produites lors des essais de traitabilité portant sur les eaux usées brutes d'une usine PTM.....	75
A1.37 Résultats et performances obtenus lors des essais préliminaires I portant sur les eaux usées brutes d'une usine SC.....	80
A1.38 Résultats et performances obtenus lors des essais préliminaires II portant sur les eaux usées brutes d'une usine SC.....	80
A1.39 Résultats obtenus lors des essais de traitabilité des eaux usées brutes SC.....	83

A1.40 Performances obtenues lors des essais de traitabilité des eaux usées brutes SC.....	84
A1.41 Impact de la décantation sur les principales caractéristiques des eaux usées brutes SC.....	91
A1.42 Résultats et performances obtenus lors des essais complémentaires de traitabilité des eaux usées SC décantées.....	91
A2.1 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction de la DCO totale des eaux usées PCTM. Modélisation # 1 .....	2
A2.2 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction du contenu en ST des eaux usées PCTM. Modélisation # 1 .....	5
A2.3 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction de la DBO <sub>5</sub> totale des eaux usées PCTM. Modélisation # 1 .....	9
A2.4 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction de la DCO totale des eaux usées PCTM. Modélisation # 2 .....	10
A2.5 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction de la DCO soluble des eaux usées PCTM. Modélisation # 2 .....	13
A2.6 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction de la couleur apparente des eaux usées PCTM. Modélisation # 3.....	16
A2.7 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction de la DCO totale des eaux usées PCTM. Modélisation # 3 .....	19
A2.8 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction de la DCO soluble des eaux usées PCTM. Modélisation # 3 .....	20
A2.9 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction du contenu en MES des eaux usées PCTM. Modélisation # 3 .....	24
A2.10 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction du contenu en ST des eaux usées PCTM. Modélisation # 3 .....	27
A2.11 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction de la couleur apparente des eaux usées PCTM. Modélisation # 4.....	29
A2.12 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction de la couleur réelle des eaux usées PCTM. Modélisation # 4 .....	30

A2.13 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction de la DCO totale des eaux usées PCTM. Modélisation # 4 .....	35
A2.14 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction de la DCO soluble des eaux usées PCTM. Modélisation # 4 .....	36
A2.15 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction de la DBO <sub>5</sub> totale des eaux usées PCTM. Modélisation # 4 .....	40
A2.16 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction de la DBO <sub>5</sub> soluble des eaux usées PCTM. Modélisation # 4 .....	41
A2.17 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction du contenu en MES des eaux PCTM. Modélisation # 4.....	44
A2.18 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction du contenu en MVES des eaux usées PCTM. Modélisation # 4.....	45
A2.19 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction du contenu en ST des eaux usées PCTM. Modélisation # 4 .....	46
A2.20 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction du contenu en STV des eaux usées PCTM. Modélisation # 4.....	47
A2.21 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction des ARG des eaux usées PCTM. Modélisation # 4 .....	53
A2.22 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction du contenu en COT des eaux usées PCTM. Modélisation # 4 .....	55
A2.23 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction de la couleur apparente des eaux usées PCTM. Modélisation # 5.....	58
A2.24 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction de la couleur réelle des eaux usées PCTM. Modélisation # 5 .....	59
A2.25 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction de la DCO totale des eaux usées PCTM. Modélisation # 5 .....	62
A2.26 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction de la DCO soluble des eaux usées PCTM. Modélisation # 5 .....	63
A2.27 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la production de boues chimiques lors du traitement des eaux usées PCTM. Modélisation # 5 .....	66

A2.28 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction de la couleur apparente des eaux usées PCTM. Modélisation # 6 .....	68
A2.29 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction de la couleur réelle des eaux usées PCTM. Modélisation # 6 .....	69
A2.30 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction de la DCO totale des eaux usées PCTM. Modélisation # 6 .....	72
A2.31 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction de la DCO soluble des eaux usées PCTM. Modélisation # 6 .....	73
A2.32 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction de la DBO <sub>5</sub> totale des eaux usées PCTM. Modélisation # 6 .....	76
A2.33 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction du contenu en MES des eaux usées PCTM. Modélisation # 6 .....	79
A2.34 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction du contenu en MVES des eaux usées PCTM. Modélisation # 6 .....	80
A2.35 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction du contenu en ST des eaux usées PCTM. Modélisation # 6 .....	81
A2.36 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction du contenu en STV des eaux usées PCTM. Modélisation # 6 .....	82
A2.37 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction du contenu en COT des eaux usées PCTM. Modélisation # 6 .....	87
A2.38 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la production de boues chimiques lors du traitement des eaux usées PCTM. Modélisation # 6 .....	88

## LISTE DES FIGURES

3.1	Montage expérimental .....	11
4.1	Présentation schématique du procédé .....	16
5.1	Représentation graphique d'un design CCD.....	27
6.1	Illustration de l'attraction de Van der Waals.....	52
6.2	Force résultante de la stabilité.....	59
6.3	Structure d'une micelle de savon.....	66
6.4	Variation de la charge d'une particule amphotère selon le pH.....	67
6.5	Adsorption d'ions et charge électrique résultante .....	69
6.6	Formation d'un gel.....	69
6.7	Théorie de la double couche.....	71
6.8	Deux façons de visualiser la double couche.....	71
6.9	Électrode de l'analyseur de charge électrocinétique.....	77
6.10	Structures primaire, secondaire, tertiaire et quaternaire des protéines.....	83
6.11	Distribution des charges et des zones hydrophobes à la surface d'une protéine .....	85
6.12	Forces électrostatiques entre des molécules protéiques .....	85
6.13	Solubilité d'une protéine près de son point isoélectrique .....	87
6.14	Solubilité d'une protéine à son point isoélectrique (p I) et près de son p I sous diverses concentrations en sels .....	90
6.15	Disposition des molécules d'eau autour des zones hydrophobes localisées à la surface d'une protéine .....	91
6.16	Réversibilité de la dénaturation des protéines .....	96
6.17	Forces électrostatiques internes agissant sur la molécule protéique.....	96

7.1	Comparaison de la production nette de boues biologiques et chimiques. Série I .....	109
7.2	Comparaison de la production nette de boues biologiques et chimiques. Série II .....	109
7.3	Comparaison de l'efficacité spécifique de chacune des étapes du procédé. Série I .....	111
7.4	Comparaison de l'efficacité spécifique de chacune des étapes du procédé. Série II .....	111
7.5	Comparaison de la production nette de boues biologiques et chimiques pour une même réduction de la CA. Série I .....	112
7.6	Comparaison de la production nette de boues biologiques et chimiques pour une même réduction de la DCO totale. Série II .....	112
7.7	Comparaison de la production nette de boues biologiques et de la quantité de substances précipitées. Série I .....	117
7.8	Comparaison de la production nette de boues biologiques et de la quantité de substances précipitées. Série II .....	117
7.9	Comparaison de la production nette de boues biologiques et de la quantité de substances précipitées pour une même réduction de la couleur apparente (CA). Série I .....	122
7.10	Comparaison de la production nette de boues biologiques et de la quantité de substances précipitées pour une même réduction de la DCO totale (DCO). Série I .....	122
7.11	Comparaison de la production nette de boues biologiques et de la quantité de substances précipitées pour une même réduction de la couleur apparente (CA). Série II .....	123
7.12	Comparaison de la production nette de boues biologiques et de la quantité de substances précipitées pour une même réduction de la DCO totale (DCO). Série II .....	123
7.13	Comparaison de l'efficacité spécifique de chacune des étapes du procédé. Série I .....	128

7.14	Comparaison de l'efficacité spécifique de chacune des étapes du procédé. Série II.....	128
7.15	Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction de la CA) en fonction de la concentration en polymère lors des essais préliminaires portant sur les eaux usées kraft biotraitées .....	139
7.16	Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction de la DCO) en fonction de la concentration en polymère lors des essais préliminaires portant sur les eaux usées kraft biotraitées .....	139
7.17	Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction des MES et MVES) en fonction de la concentration en polymère lors des essais préliminaires portant sur les eaux usées kraft biotraitées .....	141
7.18	Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction de la CA) en fonction de la concentration en polymère lors des essais préliminaires portant sur les eaux usées kraft biotraitées .....	141
7.19	Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction de la DCO) en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux usées kraft biotraitées.....	146
7.20	Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction de la DBO <sub>5</sub> ) en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux usées kraft biotraitées .....	146
7.21	Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction des MES et MVES) en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux usées kraft biotraitées.....	149
7.22	Volume de boues décantées après 30 et 60 minutes en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux usées kraft biotraitées .....	151
7.23	Volume de boues décantées après 90 et 120 minutes en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux usées kraft biotraitées.....	151



7.24	Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction de la couleur apparente des eaux usées PCTM. Modélisation # 1 .....	204
7.25	Surface de réponse de l'interaction de la concentration en polymère (D) et de la température (A) sur la réduction de la couleur apparente des eaux usées PCTM. Modélisation # 1.....	204
7.26	Constantes et écart-types maximaux obtenus pour les triplets de données. Modélisation # 4 .....	213
7.27	Constantes et écart-types minimaux obtenus pour les triplets de données. Modélisation # 4 .....	213
7.28	Constantes et écart-types maximaux obtenus pour les triplets de données. Modélisation # 5 .....	219
7.29	Constantes et écart-types minimaux obtenus pour les triplets de données. Modélisation # 5 .....	219
7.30	Structure de l'acide déhydroabiétique .....	239
9.1	Structure de polyacrylamides anionique, non ionique et cationique ....	288
9.2	Structure d'un polyacrylamide anionique ou copolymère acrylamide / acide acrylique.....	290
A1.1	Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction de la couleur) en fonction de la concentration en polymère lors des essais préliminaires portant sur les eaux usées brutes kraft .....	4
A1.2	Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction de la DCO totale) en fonction de la concentration en polymère lors des essais préliminaires portant sur les eaux usées brutes kraft .....	4
A1.3	Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction de la couleur) en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux usées brutes kraft .....	8
A1.4	Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction des DCO totale et soluble) en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux usées brutes kraft.....	8

A1.5	Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction des MES et des ST) en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux usées brutes kraft.....	10
A1.6	Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction des COHA) en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux usées brutes kraft .....	10
A1.7	Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction des DBO <sub>5</sub> totale et soluble) en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux usées brutes kraft.....	13
A1.8	Variation du contenu en P-PO <sub>4</sub> , N-NH <sub>4</sub> et Mn des eaux usées en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux usées brutes kraft .....	13
A1.9	Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction de la couleur) en fonction de la concentration en polymère lors des essais additionnels de traitabilité des eaux usées brutes kraft .....	16
A1.10	Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction de la DCO totale) en fonction de la concentration en polymère lors des essais additionnels de traitabilité des eaux usées brutes kraft .....	16
A1.11	Volume de boues décantées après 30, 120 et 240 minutes en fonction de la concentration en polymère lors du traitement des eaux usées brutes kraft.....	19
A1.12	Volume de boues décantées après 60, 180 minutes en fonction de la concentration en polymère lors du traitement des eaux usées brutes kraft.....	19
A1.13	Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction de la CA) en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux blanches de couleur jaune clair.....	41
A1.14	Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction de la CR) en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux blanches de couleur jaune clair.....	41

A1.15	Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction de la DCO totale) en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux blanches de couleur jaune clair .....	44
A1.16	Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction de la DCO soluble) en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux blanches de couleur jaune clair .....	44
A1.17	Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction de la DBO <sub>5</sub> totale) en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux blanches de couleur jaune clair .....	46
A1.18	Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction de la DBO <sub>5</sub> soluble) en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux blanches de couleur jaune clair .....	46
A1.19	Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction des MES) en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux blanches de couleur jaune clair .....	48
A1.20	Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction des MVES) en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux blanches de couleur jaune clair.....	48
A1.21	Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction des ST) en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux blanches de couleur jaune clair .....	49
A1.22	Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction des STV) en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux blanches de couleur jaune clair .....	49
A1.23	Courbe de l'évolution de la production nette de boues chimiques (poids sec) en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux blanches de couleur jaune clair .....	51
A1.24	Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction de la CA et de la DCO totale) en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux usées d'une usine PCTMB. Série I.....	54

A1.25	Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction de la CA et de la DCO totale) en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux usées d'une usine PCTMB. Série II .....	54
A1.26	Courbe de l'évolution de la production nette de boues chimiques en fonction de la concentration en polymère lors des essais préliminaires II portant sur les eaux usées brutes d'une usine PTM.....	62
A1.27	Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction de la couleur apparente) en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux brutes de l'usine PTM .....	67
A1.28	Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction de la DCO soluble et totale) en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux brutes de l'usine PTM .....	67
A1.29	Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction de la DBO <sub>5</sub> ) en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux brutes de l'usine PTM .....	70
A1.30	Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction des MES) en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux brutes de l'usine PTM .....	70
A1.31	Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction des MVES et ST) en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux brutes de l'usine PTM .....	73
A1.32	Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction des ARG) en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux brutes de l'usine PTM .....	73
A1.33	Courbe de l'évolution de la production nette de boues chimiques en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité portant sur les eaux usées brutes d'une usine PTM.....	75
A1.34	Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction de la couleur apparente) en fonction de la concentration en polymère lors des essais préliminaires portant sur les eaux usées brutes SC.....	81

A1.35	Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction de la DCO totale) en fonction de la concentration en polymère lors des essais préliminaires portant sur les eaux usées brutes SC.....	81
A1.36	Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction de la couleur) en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux usées brutes SC .....	85
A1.37	Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction de la DCO) en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux usées brutes SC .....	85
A1.38	Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction de la DBO <sub>5</sub> ) en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux usées brutes SC .....	89
A1.39	Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction des MES, ST et SD) en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux usées brutes SC .....	89
A2.1	Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction de la DCO totale des eaux usées PCTM. Modélisation # 1 .....	3
A2.2	Surface de réponse de l'interaction de la concentration en polymère (D) et de la température (A) sur la réduction de la DCO totale des eaux usées PCTM. Modélisation # 1 .....	3
A2.3	Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables Indépendantes sur la réduction des ST contenus dans les eaux usées PCTM. Modélisation # 1.....	7
A2.4	Surface de réponse de l'interaction du pH (B) et du temps de réaction (C) sur la réduction du contenu en ST des eaux usées PCTM. Modélisation # 1 .....	7
A2.5	Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction de la DCO totale des eaux usées PCTM. Modélisation # 2.....	11

A2.6	Surface de réponse de l'interaction du pH (B) et de la concentration en polymère (D) sur la réduction de la DCO totale des eaux usées PCTM. Modélisation # 2 .....	11
A2.7	Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction de la DCO soluble des eaux usées PCTM. Modélisation # 2 .....	14
A2.8	Surface de réponse de l'interaction du pH (B) et de la concentration en polymère (D) sur la réduction de la DCO soluble des eaux usées PCTM. Modélisation # 2 .....	14
A2.9	Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction de la couleur apparente des eaux usées PCTM. Modélisation # 3 .....	17
A2.10	Surface de réponse de l'interaction du pH (B) et de la concentration en polymère (D) sur la réduction de la couleur apparente des eaux usées PCTM. Modélisation # 3 .....	17
A2.11	Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction de la DCO totale des eaux usées PCTM. Modélisation # 3 .....	21
A2.12	Surface de réponse de l'interaction du temps de réaction (C) et de la concentration en polymère (D) sur la réduction de la DCO totale des eaux usées PCTM. Modélisation # 3 .....	21
A2.13	Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction de la DCO soluble des eaux usées PCTM. Modélisation # 3 .....	22
A2.14	Surface de réponse de l'interaction du temps de réaction (C) et de la concentration en polymère (D) sur la réduction de la DCO soluble des eaux usées PCTM. Modélisation # 3 .....	22
A2.15	Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction du contenu en MES des eaux usées PCTM. Modélisation # 3 .....	25

A2.16	Surface de réponse de l'interaction du pH (B) et de la concentration en polymère (D) sur la réduction du contenu en MES des eaux usées PCTM. Modélisation # 3 .....	25
A2.17	Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction du contenu en ST des eaux usées PCTM. Modélisation # 3 .....	28
A2.18	Surface de réponse de l'interaction de la température (A) et du pH (B) sur la réduction du contenu en ST des eaux usées PCTM. Modélisation # 3 .....	28
A2.19	Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction de la couleur apparente des eaux usées PCTM. Modélisation # 4 .....	32
A2.20	Surface de réponse de l'interaction de la température (A) et de la concentration en polymère (D) sur la réduction de la couleur apparente des eaux usées PCTM. Modélisation # 4.....	32
A2.21	Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction de la couleur réelle des eaux usées PCTM. Modélisation # 4 .....	33
A2.22	Surface de réponse de l'interaction de la température (A) et de la concentration en polymère (D) sur la réduction de la couleur réelle des eaux usées PCTM. Modélisation # 4.....	33
A2.23	Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction de la DCO totale des eaux usées PCTM. Modélisation # 4 .....	37
A2.24	Surface de réponse de l'interaction de la température (A) et du temps de réaction (C) sur la réduction de la DCO totale des eaux usées PCTM. Modélisation # 4 .....	37
A2.25	Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction de la DCO soluble des eaux usées PCTM. Modélisation # 4 .....	38

A2.26	Surface de réponse de l'interaction de la température (A) et du pH (B) sur la réduction de la DCO soluble des eaux usées PCTM. Modélisation # 4 .....	38
A2.27	Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction de la DBO <sub>5</sub> totale des eaux usées PCTM. Modélisation # 4 .....	42
A2.28	Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction de la DBO <sub>5</sub> soluble des eaux usées PCTM. Modélisation # 4 .....	42
A2.29	Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction du contenu en MES des eaux usées PCTM. Modélisation # 4 .....	48
A2.30	Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction du contenu en MVES des eaux usées PCTM. Modélisation # 4 .....	48
A2.31	Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction du contenu en ST des eaux usées PCTM. Modélisation # 4 .....	49
A2.32	Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction du contenu en STV des eaux usées PCTM. Modélisation # 4 .....	49
A2.33	Surface de réponse de l'interaction de la température (A) et de la concentration en polymère (D) sur la réduction du contenu en MVES des eaux usées PCTM. Modélisation # 4 .....	50
A2.34	Surface de réponse de l'interaction du pH (B) et de la vitesse d'agitation (E) sur la réduction du contenu en MVES des eaux usées PCTM. Modélisation # 4 .....	50
A2.35	Surface de réponse de l'interaction de la concentration en polymère (D) et de la vitesse d'agitation (E) sur la réduction du contenu en ST des eaux usées PCTM. Modélisation # 4 .....	51



A2.36	Surface de réponse de l'interaction de la concentration en polymère (D) et le pH (B) sur la réduction du contenu en STV des eaux usées PCTM. Modélisation # 4 .....	51
A2.37	Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction du contenu en ARG des eaux usées PCTM. Modélisation # 4 .....	54
A2.38	Surface de réponse de l'interaction de la température (A) et de la vitesse d'agitation (E) sur la réduction du contenu en ARG des eaux usées PCTM. Modélisation # 4 .....	54
A2.39	Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction du contenu en COT des eaux usées PCTM. Modélisation # 4 .....	56
A2.40	Surface de réponse de l'interaction de la température (A) et du pH (B) sur la réduction du contenu en COT des eaux usées PCTM. Modélisation # 4 .....	56
A2.41	Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction de la couleur apparente des eaux usées PCTM. Modélisation # 5 .....	60
A2.42	Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction de la couleur réelle des eaux usées PCTM. Modélisation # 5 .....	60
A2.43	Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction de la DCO totale des eaux usées PCTM. Modélisation # 5 .....	64
A2.44	Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction de la DCO soluble des eaux usées PCTM. Modélisation # 5 .....	64
A2.45	Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la production de boues chimiques lors du traitement des eaux usées PCTM. Modélisation # 5.....	67

A2.46 Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction de la couleur apparente des eaux usées PCTM. Modélisation # 6 .....	70
A2.47 Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction de la couleur réelle des eaux usées PCTM. Modélisation # 6 .....	70
A2.48 Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction de la DCO totale des eaux usées PCTM. Modélisation # 6 .....	74
A2.49 Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction de la DCO soluble des eaux usées PCTM. Modélisation # 6 .....	74
A2.50 Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction de la DBO <sub>5</sub> totale des eaux usées PCTM. Modélisation # 6 .....	77
A2.51 Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction du contenu en MES des eaux usées PCTM. Modélisation # 6 .....	77
A2.52 Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction du contenu en MVES des eaux usées PCTM. Modélisation # 6 .....	83
A2.53 Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction du contenu en ST des eaux usées PCTM. Modélisation # 6 .....	83
A2.54 Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction du contenu en STV des eaux usées PCTM. Modélisation # 6 .....	84
A2.55 Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction du contenu en COT des eaux usées PCTM. Modélisation # 6 .....	84

A2.56 Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la production de boues chimiques lors du traitement des eaux usées PCTM. Modélisation # 6.....	89
---	----

## LISTE DES SYMBOLES ET DES ABRÉVIATIONS

A	Absorbance
AG	Acides gras
AR	Acides résineux
ARG	Acides résineux et gras
BB	Boues biologiques ou biomasse
BC	Boues chimiques
C	Effluent de l'étape de la chloration de l'atelier de blanchiment
CCD	«Central composite design»
CA	Couleur apparente
COHA	Composés organiques halogénés adsorbables
CONC.	Concentration
COT	Carbone organique total
CR	Couleur réelle
CRPP	Centre de Recherche en Pâtes et Papiers
DBO <sub>5</sub>	Demande biochimique en oxygène cinq jours
DCO	Demande chimique en oxygène
ECA	«Electrokinetic Charge Analyzer »
EC <sub>50</sub>	Concentration effective 50 %
e	Charge
e.g.	Par exemple
<u>et al.</u>	Utilisé lorsqu'il y a plus de 2 auteurs dans un ouvrage
E ≡	Générateur du plan factoriel
E <sub>1</sub>	Effluent de l'extraction alcaline de l'atelier de blanchiment
ETS	Effluent du système de traitement secondaire

FAD	Flottation à l'air dissous
GCMS	Chromatographe en phase gazeuse – spectrophotomètre de masse
I	«Streaming current »
I ≡	Contraste de définition du plan factoriel
IVB <sub>c</sub>	Indice du volume des boues chimiques
i.e.	C'est-à-dire
IR	Infrarouge
k	Nombre de variables
lim. inf.	Limite inférieure
lim. sup.	Limite supérieure
m	Masse
me	Mobilité électrophorétique
MEF	Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec
MES	Matières en suspension
MVES	Matières volatiles en suspension
n	Nombres d'essais ou d'observations
n <sub>a</sub>	Nombre de points axiaux ou d'arêtes axiales
n <sub>c</sub>	Nombre de points centraux
n <sub>f</sub>	Nombre de points factoriels
n <sub>t</sub>	Nombre total d'essais
ND	Non disponible
PCTM	Pâte chimico-thermomécanique
PCTMB	Pâte chimico-thermomécanique blanchie
PtCo	Unité platine – cobalt
PTM	Pâte thermomécanique
R	Résolution
RMN	Résonance magnétique nucléaire
RPM	Révolutions par minute
SC	Semi-chimique
SD	Solides dissous

ST	Solides totaux
STV	Solides totaux volatils
T	Transmittance
T°	Température
TRH	Temps de rétention hydraulique
UQTR	Université du Québec à Trois-Rivières
UV	Ultraviolet
VA	Vitesse d'agitation
vpa	Valeurs des points axiaux
vpc	Valeurs des points centraux
vpf	Valeurs des points factoriels
x	Nombre de niveaux
Z	Potentiel zêta
$\alpha$ et $-\alpha$	Points axiaux
0	Points centraux
1 et $-1$	Points factoriels
$\theta$	Temps
$\sim$	Environ
$\nu$	Fréquence
$\gamma$	Constante diélectrique
$\eta$	Viscosité dynamique
$\zeta$	Potentiel zêta
$\mu$	Viscosité

## CHAPITRE I

### INTRODUCTION

Les industries canadiennes sont et seront peut-être confrontées à des réglementations environnementales plus sévères relatives aux normes d'effluents. Ces normes forceront les compagnies à investir pour faire l'acquisition de systèmes de traitement des eaux usées de plus en plus complexes. Antérieurement, un simple système de traitement primaire était suffisant, alors qu'aujourd'hui certaines usines munies d'un système moderne de traitement secondaire ont de la difficulté à être conformes aux normes actuelles.

Compte tenu de l'évolution réglementaire en ce qui a trait à la couleur des effluents, e.g., normes environnementales américaines proposées pour 1998 (Anonyme 1993) et asiatiques proposées pour l'an 2000, les industries canadiennes pourraient ainsi, à plus ou moins longs termes, être soumises à des exigences de cette nature (Gagnon et Lavallée 1997). Non seulement la couleur des effluents risque de devenir, à court terme, un critère environnemental, mais il ne faudrait pas négliger que tous les autres critères habituels et réglementés sont continuellement soumis à des restrictions de plus en plus sévères.

En 1992, huit états américains avaient promulgué des normes en ce qui a trait à la couleur des eaux usées. Par exemple, au Maine, on ne permet aucun rejet liquide qui va augmenter de plus de 20 unités la couleur des eaux réceptrices. L'augmentation totale de la couleur des eaux réceptrices provenant de tous les rejets ne doit pas excéder 40 unités de couleur (Anonyme

1992, cité par Springer et al. 1995). Une augmentation de 20 unités de couleur n'est pas perceptible par l'œil humain. Bien que seulement quelques états aient émis des normes ou limites en ce qui a trait à la couleur des rejets industriels liquides, il est vraisemblable que plusieurs états régleront dans le futur la couleur des eaux usées industrielles (Springer et al. 1995).

On constate également que les réglementations américaines, en ce qui a trait aux paramètres environnementaux conventionnels, e.g., DBO<sub>5</sub>, DCO, MES, sont de plus en plus restrictives. Au Québec, les objectifs environnementaux, en termes de normes d'effluents, sont aussi plus exigeants en raison des nouvelles attestations d'assainissement.

Dans l'optique que les industries canadiennes pourraient ainsi être soumises à des exigences de cette nature, ce projet vise à développer une méthode de traitement des eaux usées capable de contribuer à la réduction de ces divers polluants. Les principaux objectifs de ces travaux de recherche sont l'optimisation, la modélisation et la détermination de la cinétique réactionnelle de cette méthode. La nouvelle approche de traitement est essentiellement basée sur un procédé physico-chimique de co-précipitation, i.e. coagulation suivie d'une floculation et d'une sédimentation des matières polluantes. Le précipité ainsi formé est facilement récupéré par décantation, filtration ou flottation. Les procédés développés sont d'une grande simplicité de mise en œuvre et d'opération.

De nombreux procédés de traitement des eaux usées ont été mis au point ou brevetés pour enlever diverses matières polluantes contenues dans les eaux usées papetières. Quelques-uns de ces procédés sont capables d'extraire presque toutes lesdites matières et de produire une eau dont la qualité se rapproche de celle de l'eau potable, mais à un coût irréaliste. On peut donc en arriver à la fermeture complète des circuits d'eau, ou à une usine



sans rejet liquide. Bien que techniquement réalisable, de tels procédés sont très dispendieux pour des usines existantes.

Comme alternatives, des procédés physico-chimiques peuvent être utilisés lorsque le traitement secondaire ne peut atteindre l'épuration nécessaire. La décoloration est l'une des exigences à atteindre lorsque le recyclage des eaux est envisagé. Les techniques de décoloration sont onéreuses. Leur coût peut équivaloir à environ 10 % de la valeur de la pâte produite (Rush & Shannon 1976). Il est ainsi facile de comprendre les raisons pour lesquelles les usines sont réticentes à mettre en place de tels systèmes.

Sastry (1986) et Rush & Shannon (1976) ont passé en revue diverses méthodes de traitement des eaux usées principalement développées pour la décoloration des eaux usées papetières. Selon leur nature, ces diverses méthodes peuvent être regroupées en trois grandes catégories, soient les méthodes biologiques, chimiques et physiques.

Certaines des ces méthodes sont dites physico-chimiques, alors que certaines autres soumettent les eaux usées à deux types de traitements en série. Par exemple, les eaux usées peuvent subir, dans un premier temps, un traitement chimique, i.e., ozonation, suivi d'un traitement biologique, i.e., traitement fongique (Roy-Arcand et al. 1991, Wasylenchuck & Smith 1996).

Sastry (1986) a inventorié diverses méthodes appartenant à chacune de ces catégories qui comprennent des procédés de traitement ou de décoloration des eaux usées papetières plus ou moins complexes, tel qu'indiqué ci-dessous :

**1) Les méthodes biologiques :**

- **Bioréacteurs «conventionnels» ; et**
- **Bactéries, levures, champignons.**

**2) Les méthodes chimiques :**

- **Précipitation ;**
- **Oxydation ;**
- **Coagulation ;**
- **Radiation ; et**
- **Méthodes électrochimiques.**

**3) Les méthodes physiques :**

- **Adsorption ;**
- **Séparation par résines ;**
- **Échange d'ions ;**
- **Flottation ; et**
- **«Soil media» ou filtration par le sol.**

Ainsi, le procédé de traitement biologique, dont la très grande majorité des usines sont équipées aujourd'hui, est normalement efficace pour réduire la toxicité des effluents papetiers. Toutefois, dans des conditions de dérèglements, les méthodes physico-chimiques peuvent être utiles en tant que supports pour garantir la performance continue exigée par les réglementations. Elles peuvent également être utilisées pour traiter ou prétraiter une eau usée spécifique difficile à biodégrader, i.e., toxicité, forte charge, composés spécifiques.

Il existe également de nombreux autres systèmes de traitement tertiaire ou méthodes de traitement. On les sélectionne principalement en fonction des objectifs environnementaux visés pour les eaux usées, soit la :

- 1) Réduction des MES et de la turbidité ;**
- 2) Réduction des solides dissous et colloïdaux ;**
- 3) Décoloration ; et**
- 4) Détoxification, etc.**

Malgré le fait que plusieurs procédés spécifiques aient été développés, il semble qu'il n'en existe aucun qui convienne à toutes les eaux usées papetières. Nombreux sont ces procédés dont le mécanisme d'action et la modélisation sont inconnus, peu connus ou non divulgués.

L'idée novatrice du présent projet réside dans le fait qu'il utilise une substance qualifiée de «rejet industriel» pour éliminer un autre rejet industriel. À cette fin, il sera démontré que ce traitement permet de réduire de façon très efficace, les paramètres suivants de toute eau usée industrielle : ARG, COHA, COT, DBO<sub>5</sub>, DCO, MES, MVES, ST, STV, couleur et toxicité. De plus, la modélisation de ce traitement et l'élucidation de son mécanisme d'action et de sa cinétique permettront de l'optimiser selon les applications visées.

Bien que plusieurs procédés aient été développés ou brevetés, très peu présentent autant de flexibilité que celui présenté dans ce travail, lequel peut être implanté, tant en prétraitement, qu'en traitement tertiaire et post-traitement ou autre sur diverses eaux usées papetières et industrielles.

L'idée novatrice du présent projet réside donc dans le fait qu'il vise à développer une méthode de traitement des eaux usées qui utilise une substance qualifiée de rejet industriel pour éliminer un autre rejet industriel. Il s'agit en fait de l'utilisation d'un polymère naturel à de nouvelles fins. L'approche expérimentale permettra à la fois de non seulement démontrer l'efficacité du traitement mais également de modéliser et d'optimiser le traitement et de démontrer son mode d'action. L'aspect économique de ce traitement fera également l'objet d'une évaluation.

Le présent travail décrit brièvement ce projet de recherche de doctorat en Génie papetier. Le chapitre II présente les principaux objectifs dudit projet. Le chapitre III traite des divers aspects du matériel et des méthodes utilisés. Le chapitre IV décrit d'une façon sommaire le procédé et le polymère. Le chapitre

V sera consacré à la description exhaustive de l'approche expérimentale, des variables indépendantes, des variables dépendantes et du design utilisés lors de la modélisation du procédé. Les mécanismes potentiels d'action et de précipitation du polymère à l'étude seront brièvement décrits au chapitre VI. Le chapitre VII présentera, d'une façon sommaire, les résultats obtenus. L'aspect économique du procédé sera abordé au chapitre VIII. Une brève discussion sera présentée au chapitre IX. Le chapitre bibliographie présentera les principaux ouvrages, e.g., articles scientifiques et volumes, consultés lors de la rédaction du présent travail. Finalement, deux annexes décriront d'une façon exhaustive les résultats obtenus lors de l'étude de traitabilité (annexe I) et de la modélisation (annexe II) ; une troisième annexe identifiera les principales méthodes d'analyse utilisées et présentera leur précision et finalement, un bref rappel statistique, en ce qui a trait à la modélisation, sera consigné à l'annexe quatre.

## CHAPITRE II

### OBJECTIFS

Initialement, les chercheurs de l'Université Libre de Bruxelles (ULB) ne possédaient aucune connaissance à l'égard des phénomènes observés en ce qui a trait à la nouvelle approche de traitement des eaux usées ; elle était ainsi considérée comme une boîte noire. Ce projet de recherche au doctorat en Génie papetier s'inscrit ainsi dans le contexte d'une préoccupation à connaître les fondements scientifiques de ladite technologie et à la modéliser pour optimiser ses performances.

Étant en présence d'une boîte noire et avant de scruter ce qui s'y passait à l'intérieur, il était prudent, avant d'investir temps et argent sur l'étude approfondie du traitement, d'orienter les premières démarches vers la détermination de son **applicabilité potentielle** pour le traitement des eaux usées papetières et ses **impacts** sur lesdites eaux usées en réalisant des essais préliminaires.

L'obtention de résultats très intéressants et convainquants justifia la poursuite de ce projet. Les travaux de recherche avaient donc comme nouveaux objectifs l'**optimisation**, la **modélisation** et la détermination de la **cinétique réactionnelle** du traitement.

Ces principaux objectifs se traduisent donc par la détermination des mécanismes cinétiques et l'optimisation de cette nouvelle approche de traitement des eaux usées visant la compréhension des réactions physico-

chimiques et des mécanismes de floculation et de précipitation impliqués dans ce procédé.

En ce qui a trait aux mécanismes, les principales interrogations visent à répondre aux interrogations suivantes :

- **Comment les principales variables indépendantes ou d'opération, e.g., pH, agissent-elles lors de la floculation ou de la précipitation ?**
- **Quels sont les impacts de la " substance " sur la qualité des eaux usées ou sur les variables indépendantes, e.g., DCO, ARG ?**
- **Quelle est la structure chimique de la " substance " précipitante et pourquoi agit-elle ainsi sur les substances polluantes ?**
- **Quel est l'impact de la qualité ou de la forme de la " substance " précipitante sur les performances du procédé ?**
- **Quelles sont les interactions de la " substance " avec les groupements ligneux ou polluants ?**

Il est également prévu que les sujets suivants seraient traités, à savoir :

- **Vérification de l'applicabilité du procédé pour le traitement de divers types d'eaux usées papetières ;**
- **Réalisation d'essais pilotes en mode continu et dynamique in-situ dans une usine afin de confirmer la traitabilité, en mode continu, d'une eau usée donnée ;**
- **Quantification et caractérisation des boues chimiques produites ;**
- **Vérification de la viabilité économique du procédé ;**
- **Évaluation de la récupération ou recirculation de la substance ;**
- **Utilisation d'autres eaux usées pour l'ajustement potentiel du pH;**  
**et**

- **Comparaison des efficacités de clarification par sédimentation et flottation.**

Enfin, l'élucidation du mécanisme d'action du polymère ou du traitement permettra de comprendre les fondements du procédé. Cette compréhension pourrait également permettre l'utilisation d'autres polymères naturels ou synthétiques à des fins de traitements des eaux usées.

## CHAPITRE III

### MATÉRIEL ET MÉTHODES

#### 3.1 Montage expérimental

Le banc d'essai pilote ou le montage expérimental (Figure 3.1) est fort simple et formé de trois composantes principales, soit :

- **Un réacteur de 3 litres ;**
- **Un pH-mètre ; et**
- **Un agitateur magnétique sur plaque chauffante.**

#### 3.2 Eaux usées

Divers types d'eaux usées papetières ont été soumises à l'étude. Les caractéristiques des diverses eaux usées sont décrites sommairement à la section résultats et d'une façon exhaustive à l'annexe I (Traitabilité). Les eaux usées d'une usine de pâte chimico-thermomécanique (PCTM) ont été retenues pour réaliser les essais de modélisation du procédé. Il s'agit en fait plus particulièrement des eaux usées issues de l'étape du lavage de la pâte. Ce choix résulte du fait que ces eaux usées sont facilement disponibles, bien connues et que plusieurs usines canadiennes utilisent le procédé PCTM ou des procédés similaires.



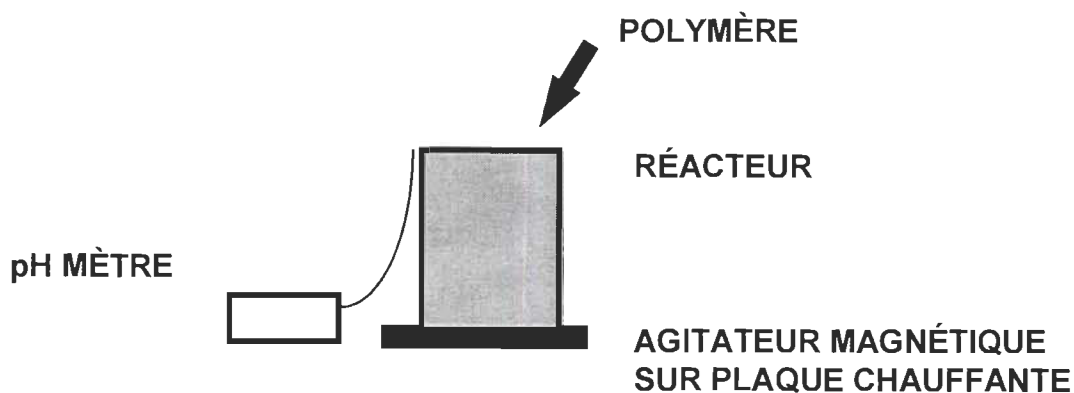


Figure 3.1 Montage expérimental.

### 3.3 Protocole expérimental

Les étapes expérimentales sont les suivantes :

- 1 - Réception des eaux usées ;
- 2 - Entreposage des eaux usées à 4 °C ;
- 3 - Conditionnement thermique ;
- 4 - Échantillonnage (2 litres) ;
- 5 - Dissolution et homogénéisation du polymère dans les eaux usées ;
- 6 - Ajustement potentiel du pH et homogénéisation ;
- 7 - Floculation et précipitation ;
- 8 - Récupération du précipité (filtration grossière) ; et
- 9 - Analyse des eaux usées brutes et traitées.

### 3.4 Essais en laboratoire

Les essais expérimentaux ont principalement été réalisés en mode discontinu dans des réacteurs de 3 litres. Les échantillons recueillis proviennent

d'échantillonnages instantanés représentant ainsi un échantillon ponctuel.

### **3.5 Méthodes analytiques**

Les analyses physico-chimiques des échantillons d'eaux usées brutes et traitées ont été réalisées selon les méthodes standards ou normalisées contenues dans le recueil des méthodes d'analyses relatives à l'application du règlement sur les fabriques des pâtes et papiers du MEF (Annexe III). Les principaux paramètres ayant fait l'objet d'analyse sont les suivants :

- **Acides résineux et gras (ARG) ;**
- **Carbone organique total (COT) ;**
- **Composés organiques halogénés adsorbables (COHA) ;**
- **Couleurs apparente et réelle (CA, CR) ;**
- **Demande chimique en oxygène (DCO) totale et soluble ;**
- **Demande biochimique en oxygène cinq jours (DBO<sub>5</sub>) totale et soluble ;**
- **Matières en suspension (MES) ;**
- **Matières volatiles en suspension (MVES) ;**
- **Solides dissous (SD) ;**
- **Solides totaux (ST) ;**
- **Solides totaux volatils (STV) ; et**
- **Toxicité (EC<sub>50</sub> = Concentration effective 50 %).**

### **3.6 Procédure expérimentale**

L'étude en laboratoire visant à déterminer la traitabilité potentielle des eaux usées papetières, au moyen de la nouvelle approche de traitement des eaux usées comportait principalement quatre étapes expérimentales, soit :

**Essais préliminaires** : Essais préliminaires visant à déterminer la traitabilité potentielle de divers types d'eaux usées.

**Essais de traitabilité** : Essais exhaustifs de traitabilité utilisant divers types d'eaux usées.

**Essais de modélisation** : Essais exhaustifs de traitabilité utilisant un design expérimental et un seul type d'eau usée visant à modéliser l'action du procédé sur les caractéristiques de ladite eau usée.

**Essais d'optimisation** : Essais sélectionnés de traitabilité visant à confirmer la modélisation mathématique en vue d'optimiser l'action du procédé sur un type d'eau usée.

### **3.7 Cadre de l'approche expérimentale et étapes de réalisation**

Les principales étapes de l'approche expérimentale sont les suivantes :

- 1 - Étude en laboratoire de l'applicabilité de la nouvelle technologie pour le traitement de diverses eaux usées papetières ;**
- 2 - Évaluation des impacts du traitement sur la qualité des eaux usées ;**
- 3 - Modélisation du procédé à l'échelle laboratoire, i.e., essais statiques réalisés en mesurant l'effet de la variation de variables indépendantes ou d'opération sur les variables dépendantes ou performances du procédé ;**
- 4 - Optimisation du procédé à l'échelle laboratoire ;**
- 5 - Étude de la cinétique réactionnelle de ladite technologie ;**
- 6 - Caractérisation et quantification des boues chimiques produites ;**

- 7 - **Réalisation d'essais pilotes en mode continu et dynamique in-situ dans une usine afin de confirmer la traitabilité, en mode continu, d'une eau usée donnée ; et**
- 8 - **Évaluation de la viabilité économique du procédé.**

### **3.8 Modélisation**

Un design Box-Wilson ou CCD («Central Composite Design») sera utilisé pour modéliser l'action du traitement sur les eaux usées et analyser l'effet des principales variables indépendantes ou d'opération sur les variables dépendantes ou performances du procédé. Les résultats expérimentaux seront analysés au moyen de logiciels tels que Q-Edge et Statgraphics. Le chapitre V décrira d'une façon plus exhaustive l'approche expérimentale, les variables indépendantes, les variables dépendantes et ledit design expérimental.

### **3.9 Cinétique réactionnelle**

Diverses méthodes analytiques modernes seront utilisées pour tenter de valider les hypothèses émises en ce qui a trait au mécanisme d'action du traitement ou du polymère à l'étude. Les mécanismes potentiels d'actions et de précipitation de ce polymère seront décrits d'une façon sommaire au chapitre VI.

## CHAPITRE IV

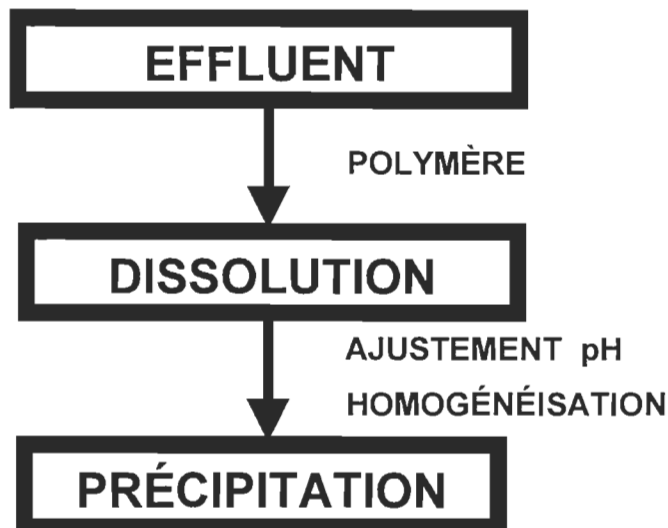
### PROCÉDÉ

Ce chapitre présente un aperçu des diverses étapes et composantes faisant partie du procédé de traitement des eaux usées, ainsi que de son potentiel.

#### 4.1 Procédé

Le procédé utilisé pour réaliser la présente étude doctorale est d'une grande simplicité d'action et de mise en œuvre.

Au cours du procédé, le réactif d'origine naturelle est ajouté sous forme solide ou liquide à l'effluent (Figure 4.1). Ce réactif a la propriété de réagir avec un grand nombre d'éléments polluants contenus dans divers effluents. Après dissolution, homogénéisation et ajustement du pH, il y a précipitation des substances colorantes et polluantes contenues dans les eaux usées soumises au traitement. La récupération du précipité peut être facilement réalisée par décantation, filtration ou flottation (FAD). L'ajustement du pH de l'effluent est parfois facultatif. Certains effluents industriels présentent ainsi un pH voisin du pH optimum dudit procédé.



**Figure 4.1** Représentation schématique du procédé.

## 4.2 Polymère

Le polymère naturel utilisé lors du traitement des eaux usées est de nature protéique, i.e., la caséine. Ce polymère naturel se retrouve sous deux formes, i.e., brute ou raffinée. Dans la présente étude, le caséinate de sodium a été utilisé. Il s'agit en fait d'une forme raffinée de qualité alimentaire. En laboratoire, l'utilisation d'une forme purifiée limitera les interactions potentielles entre les contaminants contenus dans la solution protéique et les divers polluants présents dans les eaux usées papetières. En industrie, le traitement des eaux usées papetières pourra être réalisé au moyen de rejets industriels de l'industrie agroalimentaire. Ces rejets industriels contiennent ainsi une certaine concentration en composés protéiques. Des formes moins purifiées pourront être également utilisées, e.g., lait, lactosérum.

La caséine est une phospho-glucoprotéine hétérogène. Elle représente l'ensemble des protéines du lait qui forment des complexes stables appelés micelles en présence de faibles concentrations de calcium. Elle est une phosphoprotéine abondante dans le lait de vache. La caséine est ainsi le

principal constituant protéique du lait, i.e., 80 % des protéines du lait de vache, soit environ 30 g/L (Audigié & Zonszain 1987, Kruh 1987, Weil 1983).

« Dans le lait, la caséine serait à l'état de micelles macromoléculaires, combinée à des ions calcium. Ces micelles, de forme grossièrement sphérique, seraient des associations définies des différentes espèces de caséine. Leur diamètre serait de l'ordre de 0,05 à 0,3  $\mu\text{m}$ , leur masse moléculaire de »  $3 \times 10^9$  D (Audigié & Zonszain 1987, p. 120).

Le poids moléculaire de la caséine varie entre 23 600 et 56 000. Son poids moléculaire est fonction du type de caséine. La caséine est un mélange de phosphoprotéines de constitutions très voisines séparables par électrophorèse principalement en 3 fractions, les caséines  $\alpha$ ,  $\beta$  et  $\gamma$ . Ces composés diffèrent les uns des autres par leurs propriétés, leurs formes et leurs masses moléculaires. La caséine du lait de vache est ainsi composée de plusieurs espèces moléculaires, on distingue les caséines  $\alpha$  (44 - 50 %),  $\beta$  (30 %),  $\kappa$  (11 - 15 %) et  $\gamma$  (5 - 8 %). Les caséines  $\alpha$ ,  $\beta$  et  $\kappa$  ont des poids moléculaires de l'ordre de 37 000, 25 000 et 56 000 respectivement. Suite à la formation de micelles et selon les techniques utilisées, l'évaluation de la masse moléculaire de la caséine conduirait à des résultats différents. Celle-ci varierait entre 75 000 et 375 000 avec une valeur moyenne de 130 000 (Audigié & Zonszain 1987, Kruh 1987, Weil 1983, Audigié 1976).

La caséine est une poudre blanche, amorphe, insoluble ou peu soluble dans l'eau, les acides, l'éthanol, l'éther et les solvants organiques non polaires. Elle est soluble dans les alcalis et les carbonates alcalins en formant des caséinates dont les solutions sont visqueuses et appelées colles de caséine (Kruh 1987, Audigié 1976).

Pour ce qui est de la composition élémentaire de la caséine : « elle aboutit à la composition suivante ; C, H, O, N (15,6 %), P (0,8 %), S (0,75 %)

correspondant à une *protéine riche en phosphore et pauvre en soufre* » (Audigé 1976, p .71)

Les protéines sont des substances amphotères. Elles contiennent ainsi des acides aminés, acides et basiques, et des charges positives et négatives. La caséine forme ainsi des sels avec des bases et des acides (Baum 1978). La caséine est composée de plusieurs centaines d'acides aminés d'une vingtaine de types différents. Compte tenu qu'elle contient un plus grand nombre de groupements acides que de groupements alcalins, elle est de nature acide. Sa solubilité est minimale au voisinage du point isoélectrique (pI), i.e., pH ~ 4,6. Au pI, la caséine est libérée du calcium (National Casein 1994). Le point isoélectrique de la caséine serait ainsi d'environ 4,6 – 4,7 (Weil 1983, Audigé 1976). Il est caractéristique pour une protéine donnée et fonction du nombre, du type et de l'arrangement des composés acides et alcalins qui forment cette protéine.

L'utilisation de la caséine présente potentiellement de nombreux avantages. Elle est abondante et facilement exploitable, peu dispendieuse, non-toxique, d'un impact mineur sur l'environnement et utilisable sous deux formes, i.e., brute ou raffinée. Elle serait même potentiellement réutilisable.

Une solution de caséinate de sodium d'une concentration de 1 g/L présente les caractéristiques suivantes :

DCO totale	1 341 mg/L
DBO <sub>5</sub> totale	810 mg/L
COT	460 mg/L
CA	498 mg/L
CR	363 mg/L
EC <sub>50</sub>	100 %
pH	6,4
pKa	5,52



Compte tenu des faibles concentrations en polymère utilisées et du fait que tout le polymère ajouté est précipité lors du traitement, l'utilisation de ce polymère est d'un impact mineur sur l'environnement. Les caractéristiques de la caséine qui lui confèrent cette réactivité ou son action potentielle sur les polluants contenus dans les eaux usées seront décrites ultérieurement.

### 4.3 Utilisation potentielle

Compte tenu de la grande flexibilité et de la grande simplicité de la nouvelle approche de traitement des eaux usées, ses utilisations potentielles sont nombreuses. Ce procédé peut être implanté, soit en :

- **Prétraitement ;**
- **Traitement tertiaire ; et**
- **Post-traitement.**

En tant que **prétraitement**, le procédé se présenterait alors sous l'aspect de petites unités ou sous-unités de traitement. Le but de ce prétraitement pourrait être, par exemple, de réduire la charge polluante à la source même dans l'usine. On épurerait alors un effluent plus concentré et un plus faible volume d'effluent. Ce prétraitement pourrait également être appliqué aux eaux usées toxiques ou difficilement biodégradables. Il en résulterait une réduction de la charge polluante ou toxique totale de l'effluent de l'usine. De plus, avec la tendance actuelle vers la fermeture des circuits d'eau, la nouvelle approche pourrait être utilisée pour réduire l'accroissement de la charge dans les circuits d'eau fermés.

L'utilisation potentielle de la nouvelle approche de traitement en tant que prétraitement a déjà été démontrée dans les laboratoires du CRPP. Une papetière québécoise est à la recherche, depuis plus de deux ans, d'une solution pour ses problèmes d'effluent, e.g., la toxicité. Un essai préliminaire

réalisé avec ces eaux usées a révélé que la méthode de traitement à l'étude pourrait résoudre cette problématique d'effluent.

Une seconde papetière envisage la possibilité d'utiliser ce procédé pour accroître sa production. La production actuelle de cette papetière est présentement limitée par la capacité de son système de traitement des eaux usées. Selon les résultats obtenus en laboratoire, l'utilisation de la nouvelle approche de traitement permettrait à cette papetière, avec les équipements en place, de doubler sa production puisque le nouveau procédé éliminerait une charge importante de pollution avant qu'elle n'atteigne le système de traitement des eaux usées.

La nouvelle approche pourrait également être utilisée en tant que **post-traitement**, i.e., unité de traitement en attente (stand-by) ou optionnel pour le traitement d'autres paramètres. C'est notamment le cas d'au moins une papetière québécoise qui dispose présentement d'un effluent final qui se situe à la limite du respect des normes environnementales. La nouvelle approche de traitement serait activée lorsque les eaux usées de cette usine ne respecterait pas les normes d'effluents.

Finalement, la nouvelle approche de traitement des eaux usées peut être également utilisée en tant que **traitement tertiaire**. La nouvelle technologie permettrait alors l'élimination de polluants résiduels spécifiques contenus dans les eaux usées après traitements primaire et secondaire, e.g., MES, DBO<sub>5</sub>, couleur, toxicité, odeurs, goût, etc. Compte tenu de l'évolution réglementaire en ce qui a trait à la couleur des effluents, les industries canadiennes pourront ainsi, à plus ou moins longs termes, être soumises à des exigences de cette nature, d'autant plus que ce nouveau procédé est ultra performant pour l'enlèvement de la couleur des effluents.

## CHAPITRE V

### MODÉLISATION

#### 5.1 Approche expérimentale

Le design Box-Wilson ou CCD («Central Composite Design») sera utilisé pour analyser l'effet des principales variables indépendantes ou d'opération sur les variables dépendantes.

Le design CCD est un design très flexible et très efficace pour la modélisation de deuxième ordre ou pour réaliser un modèle de deuxième ordre. Il est principalement utilisé pour les facteurs quantitatifs. Toutefois, si nous avons seulement un facteur qualitatif, le CCD peut encore être utile. Ce type de design estime tous les effets linéaires, les interactions linéaires et quadratiques sélectionnées, en plus de l'erreur expérimentale (Schmidt & Launsby 1992).

Le design CCD retenu en est un à cinq variables et cinq niveaux, i.e., chaque variable présente cinq valeurs. Il présente un nombre total de 33 essais, i.e., 16 points factoriels, 7 points centraux et 10 points axiaux. Lors de ces essais, le type d'eaux usées soumises à l'étude, et la forme ou la qualité du polymère utilisée, deux variables potentiellement importantes, sont conservés constants tout au long des essais. Nous voulons ainsi limiter le nombre de variables impliquées dans le modèle initial. Le type d'eau usée choisie provient d'un procédé de mise en pâte chimico-thermomécanique (PCTM), i.e., les eaux de lavage de la pâte. Ces eaux sont facilement disponibles et les essais préliminaires ont généré des performances très intéressantes. De plus,

plusieurs usines canadiennes utilisent le procédé PCTM ou des procédés similaires, e.g., PCTMB, PTM.

Le nombre limité de facteurs et la grande résolution du design ( $R_V$ ) permettra de mieux cerner les divers effets de chacune des variables indépendantes ou d'opération. Il en résultera une fine modélisation. De plus, la simplicité du design permettra de réorienter rapidement le cheminement ou de modifier le design ou modèle puisqu'il sera limité aux principales variables indépendantes.

Il est également possible d'inclure dans le design expérimental la variable indépendante «forme ou qualité» du polymère. Un design CCD alternatif pourrait ainsi reprendre le design CCD initial auquel serait ajouté une variable indépendante, soit la forme ou la qualité du polymère.

Le choix du design CCD résulte principalement du fait qu'il permet de travailler sur cinq niveaux différents pour une variable donnée, i.e., permet de mieux analyser l'étendue d'intérêt ; ceci est très intéressant lorsque l'on travaille avec un procédé inconnu ou une boîte noire. Selon la littérature disponible, le polymère en question n'a jamais été utilisé pour le traitement des eaux usées. De plus, ce design permet d'inclure dans la matrice expérimentale une variable qualitative, ce qui donne l'opportunité d'inclure dans le design la variable forme ou qualité du polymère.

Ce choix résulte également de ses nombreux avantages, soit principalement :

- **Sa flexibilité dans la sélection de la résolution ;**
- **Il peut être réalisé d'une façon séquentielle ; et**
- **Il est l'un des designs les plus efficaces pour la modélisation (Schmidt & Launsby 1992).**

Compte tenu de la grande variabilité temporelle des caractéristiques des eaux usées papetières, la modélisation dudit procédé sera effectuée, en quelques occasions. Une abondante littérature supporte ainsi la variabilité temporelle desdites eaux usées en fonction de divers paramètres (Springer 1995, Metclaf & Eddy 1991, Edde 1984, McCubbin 1984). L'impact de cette variabilité sur la modélisation de la nouvelle approche de traitement des eaux usées sera vérifié.

Compte tenu de cette grande variabilité, la modélisation de la nouvelle approche de traitement des eaux usées a été réalisée temporellement en six occasions, couvrant ainsi trois années et pratiquement les quatre saisons. L'intervalle de temps entre chaque essai variait entre 2 et 12 mois. Les deux derniers essais de modélisation ont été réalisés en triplicata.

Les résultats expérimentaux seront analysés au moyen de logiciels tels que Q-Edge (version 6.0, Schmidt / Launsby Consulting) et Statgraphics Plus (version 3.0, Manugistic). Chacune des variables dépendantes a subi les mêmes analyses mathématiques et statistiques. Divers graphiques, dont des diagrammes de Pareto et des droites de régression et des surfaces de réponse ont été tracés au moyen des résultats obtenus. Il était alors possible de définir l'effet ou l'impact des variables indépendantes sur les variables dépendantes et d'obtenir des équations de prédiction. Le seuil de signification statistique, i.e., l'intervalle de confiance, a été établi à 95 %.

## **5.2 Variables indépendantes**

De la période de réflexion ou de créativité, il en a résulté que les variables indépendantes qui pouvaient potentiellement influencer sur la nouvelle approche de traitement des eaux usées seraient les suivantes :

- **Réactions :**
  - pH ;
  - Température ;
  - Temps de réaction.
  -
- **Réactif :**
  - Dosage en polymère ;
  - Forme ou qualité du polymère ;
  - Produit ajustant le pH.
- **Eaux usées :**
  - Type ;
  - Charge polluante ;
  - Poids moléculaire des polluants.
- **Réacteur :**
  - Volume ;
  - Forme ;
  - Agitation ;
  - Taux de recirculation.
- **Clarification :**
  - Sédimentation ;
  - Flottation ;
  - Filtration.

Après discussion, il fut décidé que les variables d'opération ou indépendantes qui sont les plus susceptibles d'avoir des effets significatifs sur les variables dépendantes étaient les suivantes :

- **pH ;**
- **Température ;**
- **Temps de réaction ;**
- **Dosage du polymère ; et**
- **Vitesse d'agitation.**

Le type d'eaux usées est également très important. Compte tenu que les essais préliminaires ont démontré un potentiel fort intéressant en traitant une eau usée provenant d'une usine PCTM, il fut décidé de l'utiliser, à des fins de modélisation. Cette variable indépendante sera ainsi constante ou fixe pour le premier design expérimental. Lorsque l'optimisation du procédé et l'étude des mécanismes réactionnels seront en partie réalisées, le nouveau procédé sera alors potentiellement soumis à d'autres types d'eaux usées pour en vérifier la modélisation.

Diverses formes ou qualités du polymère pourront également être utilisées afin de déterminer la forme ou la qualité la plus performante, tant du point de vue efficacité que du point de vue économique. Ceci permettra également de vérifier dans quelle mesure cette variable a un effet statistiquement significatif sur les variables dépendantes. Comme dans le cas du type d'eaux usées utilisées, la forme ou la qualité du polymère sera une variable constante ou fixe pour le premier design expérimental. Lorsque le mécanisme réactionnel et l'optimisation du procédé seront mieux connus ou précisés, l'impact du polymère, i.e., forme ou qualité, sur le procédé sera potentiellement vérifié.

### **5.3 Variables dépendantes**

Comme dans le cas des variables indépendantes, la période de réflexion ou de créativité a permis de déterminer une liste exhaustive des variables dépendantes qu'il serait possible d'utiliser pour contrôler ou évaluer les performances ou efficacités dudit procédé. Ces paramètres sont les suivants :

- **Acides gras et résineux (ARG) ;**
- **Carbone organique total (COT) ;**
- **Composés organiques halogénés adsorbables (COHA) ;**
- **Couleur apparente et réelle (CA, CR) ;**

- **Demande biochimique en oxygène (DBO<sub>5</sub> totale et soluble) ;**
- **Demande chimique en oxygène (DCO totale et soluble) ;**
- **Matières en suspension (MES, MVES, ST, STV, etc.) ; et**
- **Toxicité (Microtox).**

Après discussion, il fut convenu de répartir ces variables en deux groupes, soient les variables dépendantes primaires et secondaires :

<u>Primaires</u>	<u>Secondaires</u>
Couleur	ARG
DBO <sub>5</sub>	COHA
DCO	COT
MES	Toxicité

Les variables dépendantes primaires seront les pierres angulaires de l'évaluation de la performance du traitement. Leur détermination sera réalisée sur une base régulière. Les variables dépendantes secondaires sont, quant à elles, des variables accessoires. Leur détermination sera ainsi réalisée sur une base occasionnelle.

#### 5.4 Design CCD

La méthode de Box-Wilson ou le design CCD sera ainsi utilisé pour analyser l'effet des principales variables indépendantes sur les variables dépendantes. Le design retenu en est un à 5 variables et 5 niveaux, présentant un nombre total de 33 essais (16 points factoriels, 7 points centraux et 10 points axiaux). Le nombre limité de facteurs et la grande résolution du design ( $R_V$ ) permettra de mieux cerner les divers effets de chacune des variables indépendantes. Il en résulte une fine modélisation.



La figure 5.1 donne la représentation graphique d'un design CCD à 3 facteurs et cinq niveaux. Le design CCD utilisé, i.e. 5 facteurs et cinq niveaux, est ainsi très difficile à représenter graphiquement dans l'espace.

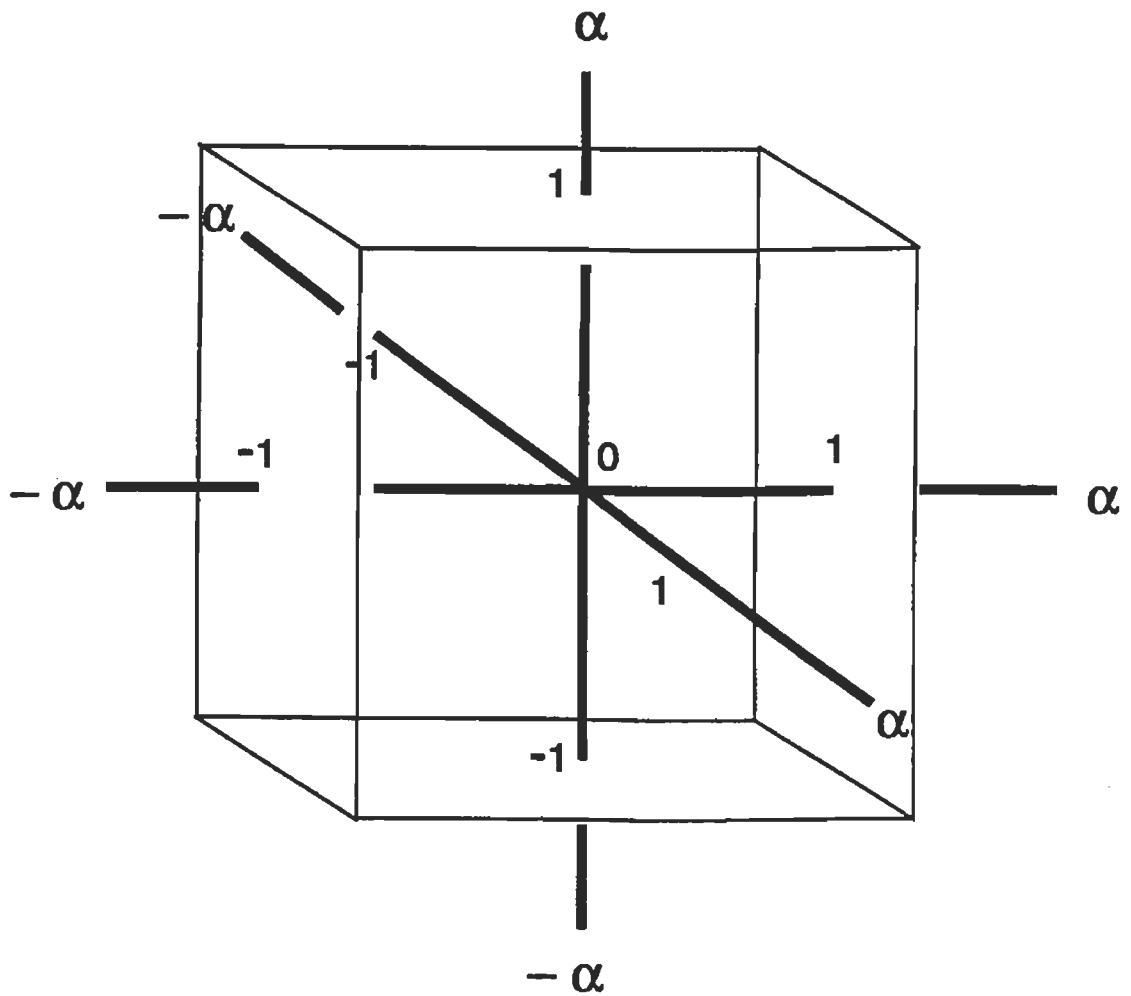


Figure 5.1 Design CCD (3 facteurs et 5 niveaux)

### 5.4.1 Étendue d'intérêt des variables indépendantes

Le choix de l'étendue d'intérêt des conditions d'opération ou des variables indépendantes sélectionnées a été réalisé de façon à être le plus réaliste possible des conditions rencontrées en milieu industriel. Dans le cas de la température, le choix s'est porté sur l'étendue habituelle des températures des effluents à traiter. Il existe toutefois une température maximale à laquelle l'expérimentation est plus problématique en raison de l'évaporation des eaux usées, contribuant alors à l'augmentation de la concentration de la charge organique des eaux usées.

Les autres étendues d'intérêt ont été délimitées en fonction des résultats obtenus lors des essais préliminaires et en tenant compte de certaines contraintes ou limitations logiques et économiques. Les limites supérieures et inférieures retenues pour les principales variables indépendantes sont consignées au tableau 5.1.

**Tableau 5.1 Limites inférieures et supérieures retenues pour les principales variables indépendantes.**

VARIABLES	LIMITE INFÉRIEURE	LIMITE SUPÉRIEURE
Température (°C)	5,0	40,0
pH	2,0	4,0
TRH (min)	1,0	5,0
Concentration (mg/L)	0,05	1,00
Vitesse agitation (RPM)	100	1 200

TRH = temps de rétention hydraulique.

RPM = révolution par minute.

### 5.4.2 Points factoriels

Dans un plan factoriel général, l'expérimentateur choisit un nombre fixe de niveaux pour chacune des variables dépendantes et effectue ensuite des essais ou expériences avec toutes les combinaisons possibles. Les plans expérimentaux pour étudier  $k$  variables en  $n$  observations avec chaque facteur à  $x$  niveaux, sont appelés plans factoriels à  $x$  niveaux. Dans de tels plans, les observations ne sont pas analysées séparément, mais comme une unité ou entité expérimentale pour produire des énoncés indépendants des effets de chaque facteur sous étude. Pour un plan factoriel à  $x$  niveaux, le nombre d'essais ou d'observations  $n$  est relié au nombre de variables  $k$  par l'équation (1).

$$\boxed{n = x^k} \quad (1)$$

Les plans factoriels sont importants et possèdent plusieurs avantages. Ils peuvent être supplémentés pour former des plans composites. Ils sont également à la base des plans fractionnés, i.e., factoriel fractionné, qui sont très utiles lorsque nous devons étudier un grand nombre de variables. Ces plans et les plans fractionnés correspondants sont utilisés comme un ensemble de blocs de telle façon que le degré de complexité du plan construit va de pair avec le degré de complexité du problème sous étude. L'interprétation des résultats est toutefois relativement simple.

Dans un plan factoriel  $x^k$ , plus le nombre de facteurs  $k$  est élevé, plus le nombre d'interactions ou d'essais est élevé. Dans le cas qui nous intéresse, le nombre de variables est de 5 alors que chaque variable présente 5 niveaux. Pour un plan factoriel à 5 variables et à 5 niveaux, le nombre d'essais ( $n$ ) à réaliser serait de :

$$\begin{aligned}
 n &= x^k & (1) \\
 n &= 5^5 \\
 n &= 3\,125.
 \end{aligned}$$

L'utilisation d'un plan expérimental basé sur un plan factoriel exige donc de réaliser 3 125 essais. Si l'on tient compte que l'on désire réaliser les essais en triplicata, i.e., 9 375 essais, et que l'on veut modéliser le procédé en quelques occasions, le nombre d'essais à réaliser serait ainsi astronomique. Il deviendrait alors onéreux de réaliser ce nombre d'essais et très difficile d'interpréter les résultats et d'en discerner les effets individuels et combinés de chacune des variables indépendantes sur les variables dépendantes.

Compte tenu de cet irréalisme, de la non disponibilité de fonds et de ressources nécessaires pour réaliser tous ces essais, il fut décidé d'utiliser un design CCD. Dans un design CCD, un certain nombre d'essais proviennent d'un plan factoriel à deux niveaux (points factoriels). Un plan factoriel  $2^5$  nécessiterait le nombre d'essais suivant :

$$\begin{aligned}
 n &= x^k & (1) \\
 n &= 2^5 \\
 n &= 32.
 \end{aligned}$$

Le nombre d'essais à réaliser nous semblait encore important compte tenu que l'on désire réaliser les essais en triplicata, i.e., 96, essais et que l'on veut modéliser le procédé en quelques occasions. De plus, ces essais concernent uniquement la portion factorielle du CCD. Il y a également les points ou essais centraux et axiaux à ajouter aux essais factoriels pour compléter le CCD.

Pour réduire le nombre d'essais à réaliser, un plan factoriel fractionné à deux niveaux sera utilisé pour la portion factorielle du design CCD. Un

couplage sera alors réalisé entre les effets principaux et les interactions ou sera confondu les effets principaux à des interactions. Le plan factoriel fractionné utilisé dans ce design CCD est un plan  $2^{5-1}$ . Le nombre d'essais ou de points factoriels dans ce plan expérimental est ainsi de :

$$\begin{aligned} n &= x^k & (1) \\ n &= 2^{5-1} \\ n &= 16. \end{aligned}$$

À la figure 5.1, les points factoriels sont les points du cube et sont représentés par les valeurs 1 et -1.

Dans un plan  $2^{5-1}$ , les effets principaux A, B, C, D et E sont ainsi obtenus séparément. Les effets principaux sont confondus aux interactions de quatrième ordre. Les interactions de deuxième ordre demeurent groupées deux par deux et sont confondues aux interactions de troisième ordre. D'une façon générale, il est convenu que les interactions de troisième et d'ordre plus élevé peuvent être mises d'avance à zéro. L'hypothèse posée est que l'interaction ABCD est nulle et que cette interaction nulle est égale à l'information souhaitée concernant le facteur E. E est alors équivalent à ABCD. On appelle couplage le fait de mettre ABCD équivalent à E et est représenté par :

$$E \equiv ABCD$$

La mesure des effets est équivalente, mais pas nécessairement égale. La variable  $E \equiv ABCD$  est appelée un générateur, i.e. générateur du plan factoriel fractionné  $2^{5-1}$ .

Pour ce qui est du contraste de définition du plan factoriel fractionné  $2^{5-1}$  utilisé dans ce design expérimental CCD, il est défini comme étant :

$$I \equiv ABCDE$$

Les relations de couplage pour le plan factoriel fractionné  $2^{5-1}$  utilisé dans ce design expérimental CCD sont les suivantes :

$$A \equiv BCDE$$

$$B \equiv ACDE$$

$$C \equiv ABDE$$

$$D \equiv ABCE$$

$$E \equiv ABCD$$

$$AB \equiv CDE$$

$$AC \equiv BDE$$

$$AD \equiv BCE$$

$$AE \equiv BCD$$

$$BC \equiv ADE$$

$$BD \equiv ACE$$

$$BE \equiv ACD$$

$$CD \equiv ABE$$

$$CE \equiv ABD$$

$$DE \equiv ABC$$

Sommairement, dans le design expérimental utilisé, i.e., plan factoriel fractionné  $2^{5-1}$ , le générateur  $E \equiv ABCD$ , ou de façon équivalente  $I \equiv ABCDE$ , a produit les relations de couplage du plan.

### 5.4.3 Résolution

Compte tenu que le mécanisme réactionnel n'est pas encore connu et qu'il est souhaité d'obtenir le maximum d'information, il fut décidé d'utiliser un design de résolution  $R_V$ . Ce type de résolution permet de déterminer s'il y a des

interactions ou effets secondaires ou tertiaires significatifs. Dans la cinétique réactionnelle chimique, la température, le pH, le TRH, le dosage en polymère ou la vitesse d'agitation peuvent avoir des actions synergiques ou antagoniques.

Le plan factoriel fractionné  $2^{5-1}$  utilisé dans le design expérimental est appelé un plan de résolution V, i.e.  $R_V$ . Il est à noter que l'effet principal A et l'effet de quatrième ordre BCDE sont couplés, de même que l'effet de deuxième ordre AB et l'effet de troisième ordre CDE. Ainsi, les effets principaux sont confondus avec les interactions de 4<sup>ème</sup> ordre (4 facteurs) et les interactions de 2<sup>ème</sup> ordre (2 facteurs) sont couplées avec les interactions de 3<sup>ème</sup> ordre (3 facteurs). En général, un plan de résolution R est un plan dans lequel aucun effet à p facteurs n'est confondu avec un effet contenant moins que (R-p) facteurs. Le plan est noté  $2_V^{5-1}$ .

D'une façon générale :

- Un design de résolution  $R_V$  est un design non saturé qui ne confond pas les effets principaux entre eux et avec les interactions de deuxième ordre. De plus, les interactions de 2<sup>ème</sup> ordre ne sont pas confondues entre elles. Il confond les interactions de 2<sup>ème</sup> ordre aux interactions de 3<sup>ème</sup> ordre, e.g.,  $AB \equiv CDE$ . Les designs de  $R_V$  sont d'excellents outils pour la construction d'équations de prédiction.
- Un design de résolution  $R_{IV}$  est un design non saturé qui ne confond pas les effets principaux entre eux et avec les interactions de deuxième ordre. Il confond toutefois entre elles les interactions de deuxième ordre, e.g.,  $AB \equiv CD$ . Les designs  $R_{IV}$  sont utilisés pour la construction d'équations de prédiction lorsque les ressources sont limitées et ne permettent pas l'utilisation d'un design de  $R_V$ . Les connaissances acquises doivent être utilisées pour déterminer lequel des effets confondus doit être inclus dans l'équation de prédiction.

- Un design de résolution  $R_{III}$  est un design saturé qui ne confond pas les effets principaux entre eux mais qui confond les effets principaux aux interactions de deuxième ordre, e.g.,  $A \equiv BC$ . Les designs  $R_{III}$  sont typiquement utilisés pour le tamisage d'un grand nombre de facteurs afin de déterminer les facteurs les plus importants pour une future expérimentation.
- Un design de résolution  $R_{II}$  est un design supersaturé qui confond les effets principaux entre eux, e.g.,  $A \equiv B$  (Schmidt & Launsby 1992).

#### 5.4.4 Calcul de la valeur $\alpha$

La valeur  $\alpha$  utilisée dans le calcul de la valeur des points axiaux dans le design CCD a été calculée au moyen de la formule ci-dessous ((2)). Cette formule utilise principalement la racine quatrième du nombre d'essais de la portion factorielle du design ( $n_f$ ).

$$\alpha = (n_f)^{1/4} \quad (2)$$

Dans le design expérimental retenu, le nombre d'essais dans la portion factorielle du design est de 16, alors la valeur  $\alpha$  est donc de :

$$\alpha = (n_f)^{1/4} \quad (2)$$

$$\alpha = (16)^{1/4}$$

$$\alpha = 2.$$

La valeur utilisée lors du calcul des valeurs réelles des points axiaux ou des arêtes axiales dans ce design CCD sera donc de 2. La valeur de  $\alpha$  est généralement choisie de façon à permettre la rotatabilité du design. Ce qui implique que la réponse prédite peut être estimée avec une variance égale à partir du centre du design sans égard à la direction spatiale par rapport au



centre. Pour un design expérimental, la rotatabilité est une propriété statistique intéressante à posséder. Elle n'est pas toutefois essentielle. Dans le but de satisfaire cette rotatabilité,  $\alpha$  doit présenter une valeur supérieure à 1 de façon à ce que le facteur minimum et maximum soit  $\pm 1$ . Une façon aisée de résoudre la transformation est de coder les niveaux expérimentaux comme suit :

$$-\alpha \quad -1 \quad 0 \quad 1 \quad \alpha .$$

#### 5.4.5 Arêtes ou points axiaux

Le nombre de points axiaux ou d'arêtes axiales ( $n_a$ ) est normalement égale au double du nombre de facteurs ou variables indépendantes ( $k$ ) incorporés au design. Dans le présent design, le nombre de variables indépendantes est de 5. Le nombre de points axiaux ou d'arêtes axiales est donc de :

$$\begin{aligned} n_a &= 2k & (3) \\ n_a &= 2(5) \\ n_a &= 10. \end{aligned}$$

Le nombre de points axiaux ou d'arêtes axiales incorporé au présent design expérimental sera ainsi de 10. Les points axiaux sont représentés par les pointes d'une étoile imaginaire émergente du cube factoriel. Les points axiaux sont représentés à la figure 5.1 par les valeurs codées  $\alpha$  et  $-\alpha$ .

#### 5.4.6 Points centraux

Les points centraux sont représentés dans le design expérimental par la cote 0 (Figure 5.1). Le nombre théorique ou suggéré de points centraux a inclure dans un design expérimental est estimé à partir de la formule suivante :

$$n_c = 4 \sqrt{(n_f + 1)} - 2k \quad (4)$$

où  $n_c$  est le nombre de points centraux,  $n_f$ , le nombre de points factoriels dans le design et  $k$ , le nombre de facteurs ou variables indépendantes incorporés au design.

Dans le présent design, le nombre de points factoriels est de 16 alors que le nombre de variables indépendantes est de 5. Le nombre de points centraux est donc de :

$$\begin{aligned} n_c &= 4 \sqrt{(n_f + 1)} - 2k & (4) \\ n_c &= 4 \sqrt{(16 + 1)} - 2(5) \\ n_c &= 4 (4.123) - 10 \\ n_c &= 6,49 \approx 7. \end{aligned}$$

Le nombre de points centraux incorporé dans le présent design expérimental sera ainsi de 7.

#### 5.4.7 Nombre total d'essais

Le design expérimental retenu pour réaliser les essais est un design CCD à cinq niveaux portant sur cinq variables indépendantes ou d'opération. Le nombre total d'essais ( $n_t$ ) qui devront être réalisés est la sommation des nombres d'essais ou de points axiaux ( $n_a$ ), centraux ( $n_c$ ) et factoriels ( $n_f$ ).

$$\begin{aligned} n_t &= n_a + n_c + n_f & (5) \\ n_t &= 10 + 7 + 16 \\ n_t &= 33 \end{aligned}$$

#### 5.4.8 Matrice codée du design

La matrice codée du design expérimental, i.e., CCD à 5 variables et 5 niveaux, qui sera utilisée lors de la réalisation des séries d'essais expérimentaux est consignée au tableau 5.2.

Les variables indépendantes retenues dans le présent design sont la température ( $T^\circ$ ), le pH, le temps de rétention hydraulique (TRH), la concentration en polymère (CONC.) et la vitesse d'agitation (VA). Les essais 1 à 16 représentent les points factoriels du présent design, les essais 17 à 23 les points centraux et les essais 24 à 33 les points axiaux.

#### 5.4.9 Matrice réelle du design

La présente section décrit et démontre tous les calculs réalisés afin de déterminer les valeurs réelles des variables indépendantes pour chacun des niveaux utilisés dans le présent design expérimental. À la fin de la présente section est consignée la matrice réelle du design utilisé. Définissons maintenant les cinq niveaux expérimentaux retenus dans ladite matrice.

Tel que défini antérieurement, pour une variable indépendante donnée, les valeurs codées des cinq niveaux expérimentaux sont représentées comme suit :

$$-\alpha \quad -1 \quad 0 \quad 1 \quad \alpha .$$

Rappelons que dans le design expérimental, les points axiaux possèdent les cotes  $-\alpha$  et  $\alpha$ , les points centraux la cote 0 et les points factoriels les cotes  $-1$  et  $1$ . Les valeurs des points axiaux ont été déterminées lorsque le choix de l'étendue d'intérêt des conditions d'opération ou des variables indépendantes sélectionnées fut arrêté. Ces valeurs sont ainsi les limites spécifiques

Tableau 5.2 Matrice codée du design CCD.

ESSAI	T°	PH	TRH	CONC.	VA
1	1	1	1	1	1
2	1	1	1	-1	-1
3	1	1	-1	1	-1
4	1	1	-1	-1	1
5	1	-1	1	1	-1
6	1	-1	1	-1	1
7	1	-1	-1	1	1
8	1	-1	-1	-1	-1
9	-1	1	1	1	-1
10	-1	1	1	-1	1
11	-1	1	-1	1	1
12	-1	1	-1	-1	-1
13	-1	-1	1	1	1
14	-1	-1	1	-1	-1
15	-1	-1	-1	1	-1
16	-1	-1	-1	-1	1
17	0	0	0	0	0
18	0	0	0	0	0
19	0	0	0	0	0
20	0	0	0	0	0
21	0	0	0	0	0
22	0	0	0	0	0
23	0	0	0	0	0
24	- $\alpha$	0	0	0	0
25	$\alpha$	0	0	0	0
26	0	- $\alpha$	0	0	0
27	0	$\alpha$	0	0	0
28	0	0	- $\alpha$	0	0
29	0	0	$\alpha$	0	0
30	0	0	0	- $\alpha$	0
31	0	0	0	$\alpha$	0
32	0	0	0	0	- $\alpha$
33	0	0	0	0	$\alpha$

supérieures et inférieures retenues, lors de la période de créativité, pour chacune des variables indépendantes.

#### 5.4.9.1 Points centraux

La valeur des points centraux (vpc) est obtenue simplement en divisant par deux la sommation des points axiaux ou des limites supérieures et des limites inférieures. Ce qui peut s'exprimer sous la forme de l'équation suivante :

$$vpc = \frac{-\alpha + \alpha}{2} = \frac{\text{lim. sup.} + \text{lim. inf.}}{2} \quad (6)$$

Compte tenu des valeurs des points centraux ou des limites supérieures et des limites inférieures retenues dans le présent design, les valeurs spécifiques des points centraux pour chacune des variables indépendantes sont les suivantes :

- **Température** =  $(5 + 40) / 2 = 22,5 \text{ } ^\circ\text{C}$
- **pH** =  $(2 + 4) / 2 = 3,0$
- **TRH** =  $(1 + 5) / 2 = 3,0 \text{ minutes}$
- **Concentration** =  $(0,05 + 1,0) / 2 = 0,525 \text{ mg/L}$
- **VA** =  $(100 + 1\ 200) / 2 = 650 \text{ RPM.}$

#### 5.4.9.2 Points Factoriels

Pour une variable indépendante donnée, la valeur des points factoriels (-1 & 1) est obtenue en additionnant ou soustrayant à la valeur du point central la valeur de  $\Delta$ . L'équation utilisée pour calculer la valeur des points factoriels (vpf) est la suivante :

$$\mathbf{vpf} = \mathbf{vpc} \pm \Delta \quad (7)$$

La valeur de  $\Delta$ , pour une variable donnée, est obtenue simplement en soustrayant de la valeur du point axial ( $vpa$ ) supérieur la valeur du point central puis en divisant cette différence par la valeur de  $\alpha$  (cf. 5.4.4). Ce qui peut s'exprimer sous la forme de l'équation suivante :

$$\Delta = \frac{\mathbf{vpa} - \mathbf{vpc}}{\alpha} \quad (8)$$

Dans le but de conserver l'intégration de la section modélisation, les exemples de calculs sont inclus dans la présente section. Compte tenu des valeurs spécifiques du point central et du point axial supérieur et de la valeur  $\alpha$  calculée au moyen de l'équation 2, les valeurs spécifiques de  $\Delta$  sont les suivantes :

$$\begin{aligned} T^\circ \quad \Delta T^\circ &= \frac{\mathbf{vpa} - \mathbf{vpc}}{\alpha} \\ \Delta T^\circ &= \frac{40,0 - 22,5}{2} \\ \Delta T^\circ &= \mathbf{8,75} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{pH} \quad \Delta \text{pH} &= \frac{\mathbf{vpa} - \mathbf{vpc}}{\alpha} \\ \Delta \text{pH} &= \frac{4 - 3}{2} \\ \Delta \text{pH} &= \mathbf{0,5} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{TRH} \quad \Delta \text{TRH} &= \frac{v_{pa} - v_{pc}}{\alpha} \\ \Delta \text{TRH} &= \frac{5 - 3}{2} \\ \Delta \text{TRH} &= \mathbf{1,0} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{CONC} \quad \Delta \text{CONC} &= \frac{v_{pa} - v_{pc}}{\alpha} \\ \Delta \text{CONC} &= \frac{1,0 - 0,525}{2} \\ \Delta \text{CONC} &= \mathbf{0,2375} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{VA} \quad \Delta \text{VA} &= \frac{v_{pa} - v_{pc}}{\alpha} \\ \Delta \text{VA} &= \frac{1200 - 650}{2} \\ \Delta \text{VA} &= \mathbf{275} \end{aligned}$$

En substituant les valeurs spécifiques de  $\Delta$  dans l'équation 7, on obtient la valeur des points factoriels (-1 & 1) pour chacune des variables indépendantes. On procède ainsi comme suit :

$T^\circ$

$$\begin{aligned} v_{pf} &= v_{pc} \pm \Delta \\ v_{pf} &= 22,5 \pm 8,75 \\ \mathbf{v_{pf}} &= \mathbf{13,75 \text{ \& } 31,25 \text{ } ^\circ\text{C}} \end{aligned}$$

**pH**

$$\begin{aligned} \text{vpf} &= \text{vpc} \pm \Delta \\ \text{vpf} &= 3 \pm 0,5 \\ \text{vpf} &= \mathbf{2,5 \& 3,5} \end{aligned}$$

**TRH**

$$\begin{aligned} \text{vpf} &= \text{vpc} \pm \Delta \\ \text{vpf} &= 3 \pm 1 \\ \text{vpf} &= \mathbf{2 \& 4 \text{ minutes}} \end{aligned}$$

**CONC.**

$$\begin{aligned} \text{vpf} &= \text{vpc} \pm \Delta \\ \text{vpf} &= 0,525 \pm 0,2375 \\ \text{vpf} &= \mathbf{0,2875 \& 0,7625 \text{ mg/l}} \end{aligned}$$

**VA**

$$\begin{aligned} \text{vpf} &= \text{vpc} \pm \Delta \\ \text{vpf} &= 650 \pm 275 \\ \text{vpf} &= \mathbf{375 \& 925 \text{ RPM}} \end{aligned}$$

**5.4.9.3 Sommaire**

Sommairement, les calculs réalisés pour obtenir les valeurs réelles des variables indépendantes à chacun des cinq niveaux du présent design sont les suivants :



**Température (T °)**

- $\alpha$	-1	0	1	$\alpha$
5	(22,5 - $\Delta$ )	22,5	(22,5 + $\Delta$ )	40
5	(22,5 - 8,75)	22,5	(22,5 + 8,75)	40
5	13,75	22,5	31,25	40

**pH**

- $\alpha$	-1	0	1	$\alpha$
2	(3 - $\Delta$ )	3	(3 + $\Delta$ )	4
2	(3 - 0,50)	3	(3 + 0,5)	4
2	2,5	3	3,5	4

**Temps de Rétention Hydraulique (TRH)**

- $\alpha$	-1	0	1	$\alpha$
1	(3 - $\Delta$ )	3	(3 + $\Delta$ )	5
1	(3 - 1)	3	(3 + 1)	5
1	2	3	4	5

**Concentration (CONC.)**

- $\alpha$	-1	0	1	$\alpha$
0,05	(0,525 - $\Delta$ )	0,525	(0,525 + $\Delta$ )	1,0
0,05	(0,525 - 0,2375)	0,525	(0,525 + 0,2375)	1,0
0,05	0,2875	0,525	0,7625	1,0

**Vitesse Agitation (VA)**

$-\alpha$	<b>-1</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	$\alpha$
100	$(650 - \Delta)$	650	$(650 + \Delta)$	1 200
100	$(650 - 275)$	650	$(650 + 275)$	1 200
100	375	650	875	1 200

La matrice réelle du design expérimental, i.e., CCD à 5 variables et 5 niveaux, qui sera utilisé lors de la réalisation des séries d'essais expérimentales est consignée au tableau 5.3.

Tableau 5.3 Matrice réelle du design CCD.

ESSAI	T°	pH	TRH	CONC.	VA
1	31,25	3,5	4	0,7625	925
2	31,25	3,5	4	0,2875	375
3	31,25	3,5	2	0,7625	375
4	31,25	3,5	2	0,2875	925
5	31,25	2,5	4	0,7625	375
6	31,25	2,5	4	0,2875	925
7	31,25	2,5	2	0,7625	925
8	31,25	2,5	2	0,2875	375
9	13,75	3,5	4	0,7625	375
10	13,75	3,5	4	0,2875	925
11	13,75	3,5	2	0,7625	925
12	13,75	3,5	2	0,2875	375
13	13,75	2,5	4	0,7625	925
14	13,75	2,5	4	0,2875	375
15	13,75	2,5	2	0,7625	375
16	13,75	2,5	2	0,2875	925
17	22,50	3,0	3	0,5250	650
18	22,50	3,0	3	0,5250	650
19	22,50	3,0	3	0,5250	650
20	22,50	3,0	3	0,5250	650
21	22,50	3,0	3	0,5250	650
22	22,50	3,0	3	0,5250	650
23	22,50	3,0	3	0,5250	650
24	5,00	3,0	3	0,5250	650
25	40,00	3,0	3	0,5250	650
26	22,50	2,0	3	0,5250	650
27	22,50	4,0	3	0,5250	650
28	22,50	3,0	1	0,5250	650
29	22,50	3,0	5	0,5250	650
30	22,50	3,0	3	0,0500	650
31	22,50	3,0	3	1,0000	650
32	22,50	3,0	3	0,5250	100
33	22,50	3,0	3	0,5250	1200

## CHAPITRE VI

### CINÉTIQUE RÉACTIONNELLE

La compréhension du mécanisme d'action du polymère à l'étude permettra de comprendre les fondements du traitement. Cette compréhension pourrait également permettre l'utilisation d'autres types de polymères naturels ou synthétiques à des fins de traitements des eaux usées. La compréhension du mécanisme d'action nécessite toutefois l'utilisation de certaines méthodes et techniques instrumentales modernes. La sélection d'une méthode d'analyse chimique doit être réalisée en répondant à un certain nombre de questions ou en considérant un certain nombre de paramètres revus par Rouessac & Rouessac (1994).

Dans le but d'alléger la section matériel et méthodes et de mieux clarifié les mécanismes potentiels d'action et de précipitation des protéines, la théorie associée à ces mécanisme a ainsi été confinée à un chapitre spécifique, soit la section cinétique réactionnelle.

#### **6.1 Approche cinétique**

La réalisation de l'étude du mécanisme d'action, ou de la cinétique réactionnelle de la nouvelle approche de traitement des eaux usées, nécessitera l'utilisation de molécules ou de systèmes modèles. La molécule ou le système retenu sera fonction des méthodes d'analyses utilisées, e.g., chromatographie, colorimétrie, spectrométrie, et de l'objectif de ladite analyse, e.g., action sur les AGV, certification du mécanisme d'action. Ceci permettra d'identifier et de

démontrer, hors de toutes interférences et hors de tout doute, le ou les mécanismes d'action du nouveau procédé.

L'étude du mécanisme d'action ou de la cinétique réactionnelle comportera l'analyse de divers aspects du procédé soit :

- **Étude du phénomène de la précipitation ;**
  
- **Étude du mécanisme d'action :**
  - **réaction chimique ; ou**
  - **précipitation physico-chimique ;**
  
- **Identification du mécanisme d'action :**
  - **liaison par ponts hydrogène ;**
  - **interactions de type Van der Waals.**

### **6.1.1 Interaction polymère – polluants**

Trois types d'interactions pourraient expliquer les interactions polymère – polluants ou contaminants. Il s'agit des liens par ponts hydrogène et par liaisons de type hydrophobes, accompagnées d'interactions de type Van der Waals et des interactions électrostatiques. Les ponts hydrogène se feraient entre les groupements hydroxyles, carbonyles et aminés des polluants et certains groupements spécifiques accessibles sur le polymère utilisé. Des zones hydrophobes apparaîtraient également lors de l'interaction. Les complexes polymère - polluants formés peuvent être solubles ou insolubles. La formation de complexes insolubles semblerait prédominer au voisinage du point isoélectrique de l'agent de précipitation utilisé.

### 6.1.2 Affinité du polymère

L'affinité du polymère vis-à-vis les différents polluants ou composés retrouvés dans les eaux usées peut être très variable. Les principaux éléments à prendre en considération sont :

- **Sa composition ;**
- **Sa flexibilité ;**
- **Son arrangement spatial ;**
- **La structure même des groupements facilitant la formation de ponts hydrogène ;**
- **La structure secondaire du polymère en lui conférant une certaine rigidité avec comme voie de conséquence une meilleure accessibilité pour la formation de ponts hydrogène ;**
- **Le poids moléculaire du polymère ; et**
- **La présence sur le polymère de certains groupements spécifiques.**

### 6.1.3 Liaison ou pont hydrogène

Chez certains composés, un atome d'hydrogène semble être lié simultanément à deux autres atomes. Par exemple, dans le cas du bifluorure de potassium,  $\text{KHF}_2$ , l'anion  $\text{HF}_2^-$  aurait la structure  $(\text{FHF})^-$  dans laquelle l'hydrogène sert de pont entre les deux atomes de fluor. Ce pont est appelé liaison hydrogène et consisterait en un proton assurant la cohésion entre deux atomes électronégatifs (Sienko & Plane 1965).

La comparaison des propriétés des substances contenant de l'hydrogène donne une preuve de l'existence des liaisons hydrogène. Les points d'ébullition normaux de HF et de  $\text{H}_2\text{O}$  sont anormalement élevés si on les compare à ceux des autres halogénures d'hydrogène (HCl, HBr, HI) et à ceux composés de

l'hydrogène avec des éléments du groupe IV ( $\text{H}_2\text{S}$ ,  $\text{H}_2\text{Se}$ ,  $\text{H}_2\text{Te}$ ). On attribue le point d'ébullition anormalement élevé de HF et de  $\text{H}_2\text{O}$  aux ponts ou liaisons hydrogène (Sienko & Plane 1965).

En ce qui a trait à la cause de la liaison hydrogène, l'explication la plus simple est que le proton chargé positivement est attiré simultanément par les électrons négatifs des deux atomes. Lorsqu'un atome d'hydrogène se retrouve lié à un atome très électronégatif, il exercerait une si faible attraction sur le doublet de la liaison qu'on peut le considérer comme un proton libre pouvant subir l'attraction d'un autre atome électronégatif. Compte tenu de la petite taille du proton, il n'y a de place autour de lui que pour deux atomes. Les liaisons hydrogène existeraient ainsi seulement dans des composés où l'hydrogène ne peut s'unir qu'à deux atomes très électronégatifs (Sienko & Plane 1965).

Dans une liaison hydrogène, ou pont hydrogène, deux nuages de doublets d'électrons sont liés pour maintenir ensemble deux molécules polaires. L'énergie d'interaction serait de 10 à 40 kJ/mole. La liaison hydrogène est particulièrement importante dans l'eau liquide. Elle est à l'origine du pont d'ébullition particulièrement élevé de l'eau (Sigg et al. 1994).

Les liaisons hydrogènes jouent un rôle très important chez le polymère utilisé dans le présent projet de recherche. La structure et les propriétés dudit polymère sont fonction de l'existence de ces liaisons.

Malgré le fait que les liaisons hydrogène seraient relativement faibles, i.e., de 2 à 10 kcal/mole comparativement à une énergie moyenne des liaisons covalentes de 80 kcal/mole, elles peuvent affecter profondément les propriétés physiques des substances (Richards et al. 1968).

Une telle interaction est plus forte lorsque X et Y sont des éléments de la première rangée du tableau périodique. Les principaux donneurs de protons

sont **N – H**, **O – H** et **F – H**, et les liaisons hydrogène les plus couramment rencontrées sont **O – H ••••• O** et **N – H ••••• O**. Les groupes **P – H**, **S – H**, **Cl – H**, et **Br – H** peuvent également agir en tant que donneurs de proton, et même **C – H** peut agir à titre de donneur de proton. Les atomes accepteurs peuvent être **N**, **O**, **F**, **Cl**, **Br**, **I**, **S** ou **P**, mais le carbone ne peut généralement jamais agir à titre d'accepteur (Cotton & Wilkinson 1980).

Selon Cotton & Wilkinson (1980), la force des liaisons hydrogène peut être définie comme étant l'enthalpie du processus suivant :



Elle varie d'approximativement zéro lorsque la distance globale de X à Y est si grande qu'elle est à peu près égale à la distance de contact de van der Waals pour X – H avec Y, à des valeurs assez élevées (> 100 kJ/mole) pour quelques liaisons très courtes. Généralement, de telles énergies sont rarement mesurables et l'évaluation de la force relative des liaisons hydrogène est basée sur l'amplitude des changements spectraux et des distances de X à Y.

La majorité des liaisons hydrogène serait asymétrique, la longueur globale de liaison varierait de moyenne à longue et leur force de liaison serait principalement électrostatique. Le proton dans la liaison polaire  $\text{X}^{\delta-} - \text{Y}^{\delta+}$  serait attiré par l'atome Y polarisé ou négatif. En ce qui a trait aux plus courtes liaisons hydrogène, les forces covalentes entreraient en jeu. Puisqu'il est impossible pour l'atome d'hydrogène de former simultanément deux liaisons («electron-pair bonds»), elles doivent être formulées en terme de liaisons à triple centre, qui consistent en un doublet réparti sur trois atomes («three-center, two-electron bond picture») (Cotton & Wilkinson 1980).

« Lorsqu'un atome d'hydrogène est lié par une liaison covalente à un atome très électronégatif, il présente une certaine affinité pour un second atome



électronégatif. Un atome d'hydrogène peut par exemple servir de pont entre deux atomes d'oxygène, dont l'un est lié à l'hydrogène par une liaison covalente et l'autre par des forces électrostatiques. Cette sorte d'attraction électrostatique, qui est un cas particulier de l'association dipôle-dipôle, est très importante dans la pratique. On l'appelle liaison hydrogène. On représente d'habitude la liaison hydrogène par un trait interrompu, le trait plein étant réservé à la liaison covalente.

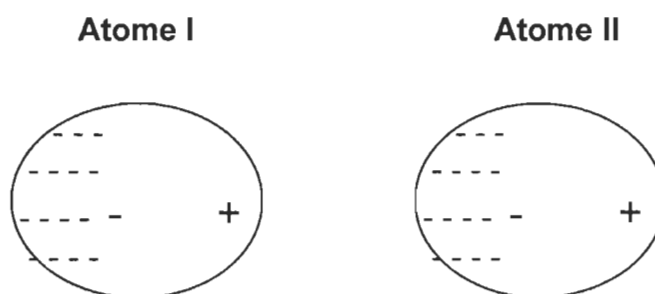
L'énergie de ces liaisons (environ 5 kcal/mole) est très inférieure à celle des liaisons covalentes ordinaires (50 à 100 kcal/mole), mais très supérieure aux forces d'attraction de van der Waals interatomiques (0,05 à 0,5 kcal/mole pour les gaz rares). Les liaisons hydrogène les plus fortes et les plus importantes sont celles où les deux atomes électronégatifs impliqués sont l'oxygène, l'azote ou le fluor (petits atomes à grande densité électronique) » (Allinger *et al.* 1975, p.92-93).

#### **6.1.4 Forces de London – Van der Waals**

Les forces de London – Van der Waals posséderaient des énergies d'interactions d'environ 10 à 40 kJ/mole. Ces forces sont petites comparativement aux interactions électrostatiques (paires d'ions) ou des liaisons covalentes ( $\gg$  10 kJ/mole) mais grandes vis-à-vis des énergies d'orientation ( $<$  10 kJ/mole). Les forces de London – Van der Waals dépendent de l'oscillation des charges des molécules, lesquelles induisent des dipôles synchronisés qui s'attirent mutuellement (Sigg *et al.* 1994).

Les forces de Van der Waals sont la cause des forces d'attraction entre les molécules non polaires. Si l'on considère deux atomes identiques, e.g., néon, extrêmement rapprochés, on peut imaginer qu'à un moment donné la distribution des électrons dans l'atome I est asymétrique, les électrons se trouvant davantage d'un côté que de l'autre (Figure 6.1). Pendant une fraction

de seconde, l'atome se trouve dans un état tel que l'une de ses extrémités semble légèrement négative par rapport à l'autre, i.e., l'atome est momentanément un dipôle. Il en résulte une déformation provisoire de l'atome adjacent II, ses électrons étant attirés par l'extrémité positive de l'atome I (Sienko & Plane 1965).



**Figure 6.1 Illustration de l'attraction de Van der Waals.**  
(D'après Sienko & Plane 1965)

Les forces de van der Waals sont importantes puisqu'on les retrouve pour tous les types d'atomes et de molécules. Elles interfèrent dans la détermination des propriétés des liquides, e.g., point ébullition, densité, viscosité, des solides et des gaz. Lesdites forces sont responsables de la différence d'énergie entre différentes conformations, e.g., gauche versus anti, et elles ont un effet à longue distance sur la conformation des molécules et par conséquent sur leurs propriétés physiques et chimiques (Allinger *et al.* 1975).

Selon Allinger *et al.* (1975, p.88-89) «la meilleure façon de comprendre la nature des forces de van der Waals est peut-être d'étudier la variation d'énergie du système constitué par deux atomes d'hélium en fonction de la distance internucléaire....Si nous supposons que l'énergie du système est nulle lorsque les deux atomes sont à une distance infinie l'un de l'autre, nous remarquons que lorsque les atomes se rapprochent, l'énergie diminue d'abord, puis augmente

brusquement. On appelle force d'attraction de van der Waals cette diminution d'énergie pour des distances internucléaires relativement grandes. Elle résulte de l'interdépendance entre les mouvements des électrons de l'un des atomes et ceux des électrons de l'autre atome....les mouvements des électrons de l'un des atomes ne sont pas indépendants des mouvements des électrons de l'autre atome. Ces mouvements se font de telle sorte qu'en moyenne, les électrons de l'un des atomes sont plus proches du noyau de l'autre atome que des électrons de cet autre atome. Les forces d'attractions entre les électrons et les noyaux sont donc plus grandes que les forces de répulsion (entre les deux noyaux et entre les deux nuages électroniques) et les atomes ont tendance à rester l'un près de l'autre et à une distance qui correspond au minimum d'énergie ».

Si l'on rapproche les atomes d'hélium à une distance inférieure à cette distance d'énergie minimum, leurs nuages électroniques s'interpénètrent : les deux nuages électroniques essaient d'être en même temps au même endroit et il en résulte une force de répulsion électrostatique importante, que l'on appelle force de répulsion de van der Waals (Allinger et al. 1975).

Les forces d'attraction et de répulsion de van der Waals découlent ainsi d'interactions entre les noyaux et les électrons, même si ces derniers appartiennent à des couches électroniques complètes : on trouvera ainsi de telles forces entre tous les atomes et toutes les molécules. Chez les atomes de gaz rares ou les molécules apolaires, les seules forces intermoléculaires sont les forces de van der Waals. Elles déterminent les points d'ébullition de ces produits. D'une façon générale, plus la molécule est riche en électrons, plus elle est polarisable et plus la force d'attraction de van der Waals est importante (Allinger et al. 1975).

### 6.1.5 Liaisons hydrophobes

Pour ce qui est de l'effet hydrophobe, les composés hydrophobes, e.g., hydrocarbures, sont difficilement solubles dans l'eau, alors qu'ils sont facilement solubles dans certains solvants non-polaires. De tels composés tendent ainsi à maintenir le contact le plus faible possible avec l'eau et à rechercher des environnements non-polaires, e.g., sur une surface ou dans une particule organique. Plusieurs composés organiques, e.g., savons, détergents, acides gras, acides fulviques et humiques, alcools à longues chaînes, se caractérisent par une partie hydrophobe et des parties hydrophiles. On dit qu'elles sont amphiphiles. Afin de diminuer le contact avec l'eau, ces molécules s'accumulent à la surface de la solution aqueuse ou s'associent entre elles et constituent des micelles. On parle alors de liaison hydrophobe, même si ce nom peut porter à confusion, car l'attraction entre des groupes non-polaires en surface et d'autres groupes non-polaires ne repose pas sur une affinité spéciale de ces groupes entre eux, mais sur les forces d'attraction importantes entre les molécules d'eau qui doivent être surmontées, lorsqu'une substance est dissoute dans l'eau (Sigg *et al.* 1994).

Le Mémento technique de l'eau de Degrémont (1989) présente une brève description du phénomène de l'hydrophilisation. Un composé peut présenter des solubilités différentes vis-à-vis divers solvants, e.g., le chlorure de sodium est beaucoup plus soluble dans l'eau que dans l'alcool, alors que la paraffine est soluble dans le benzène et ne l'est pas dans l'eau.

La solubilité dans l'eau serait fonction de la nature du corps ou tout au moins de certains de ses groupements constitutifs. On peut ainsi classer les groupements caractéristiques en hydrophiles, e.g.,  $-\text{OH}$ ,  $-\text{CO}$ ,  $-\text{NH}_2$ ....., ou hydrophobes, e.g.,  $-\text{CH}_3$ ,  $-\text{CH}_2$ ,  $-\text{C}_6\text{H}_5$ .

Dans certains cas, la solvataion, ou le simple mouillage, se produisent par l'intermédiaire d'un troisième constituant appelé solubilisant pour les solutions vraies, peptisant pour les solutions colloïdales, stabilisant ou émulsionnant pour les émulsions et suspensions, agent de mouillage pour les actions de surface. Ces constituants créent de véritables liens entre le solvant et la substance à dissoudre, à maintenir en dispersion ou à mouiller en réduisant la tension superficielle.

Le lien du côté solvant résulterait d'un groupement hydrophile, alors que le lien du côté matière à transformer peut être un lien chimique, action des bases et acides forts, ou un lien de cohésion. Ces derniers se forment à partir des molécules dissymétriques, i.e., semi-hydrophiles. Une des extrémités est hydrophile et présente une polarité comparable à celle de l'eau, tandis que l'autre tend à s'associer aux molécules du corps à stabiliser ou à s'adsorber à sa surface. Il y a alors formation de complexes d'agrégation ou d'adsorption plus hydrophile.

Lorsque l'intermédiaire rompt le lien entre le solvant et le corps dissous, dispersé ou mouillé, il y a perte d'hydrophilie. L'intermédiaire ou l'agent sera alors selon le cas désigné sous le nom de précipitant, coagulant, floculant ou épaississant. Cette rupture peut résulter d'une action chimique, e.g., perte d'ions  $\text{OH}^-$  ou de groupes ionisés. L'intermédiaire peut détruire le lien de cohésion semi-hydrophile en neutralisant la partie hydrophile ou en captant la partie hydrophobe à la surface, soit de bulles d'air (flottation), soit d'un adsorbant insoluble plus ou moins hydrophile.

La rupture peut également résulter d'une neutralisation des forces électrostatiques, i.e. actions de cations polyvalents ou de polyélectrolytes ioniques.

### 6.1.6 Coagulation – floculation

Le processus de coagulation – floculation est un processus élémentaire en traitement physico-chimique de l'eau. Il est utilisé pour réduire la turbidité et le contenu en matières en suspension et colloïdales des eaux et des eaux usées. Divers procédés de précipitations chimiques sont également utilisés à diverses fins en traitement des eaux. Dans le présent document, l'étude théorique se limitera à la description des phénomènes de la coagulation et de la floculation.

L'eau contient de nombreux composés qui peuvent se regrouper en trois catégories :

- **Les matières en suspension (MES)** sont des produits d'origine minérale (sables, limons, argiles) ou organique, e.g., produits de la décomposition des matières humiques ou fulviques. À ces composés s'ajoutent les micro-organismes tels que bactéries, plancton, algues et virus. Ces substances sont responsables, en particulier, de la turbidité et de la couleur de l'eau.
- **Les matières colloïdales** sont des MES de même origine que les précédentes mais de plus petite taille ( $< 1 \mu$ ), dont la décantation est excessivement lente. Elles sont également génératrices de turbidité et de couleur.
- **Les matières dissoutes** (moins de quelques nanomètres) sont généralement des cations ou anions. Une portion de la matière organique est également sous forme dissoute. On trouve aussi des gaz comme l' $O_2$ , le  $CO_2$  et l' $H_2S$  (Degrémont 1989).

Diverses méthodes sont utilisées pour réduire le contenu en MES des eaux usées. On trouve parmi les MES des solides de grandes dimensions qui peuvent se déposer d'eux-mêmes par gravité et des particules, souvent de nature colloïdale, qui ne peuvent pas décanter. Ces matières sont généralement éliminées par coagulation, floculation et décantation. La combinaison de ces trois procédés est appelée clarification classique (Betz 1993).

Avant de pouvoir flotter, filtrer ou décanter des eaux usées, il faut parfois effectuer un «prétraitement». L'élimination des MES de nature colloïdale et de la turbidité nécessite ainsi normalement l'utilisation des procédés de coagulation et de floculation. Celle-ci est réalisée dans une étape ultérieure de séparation solide-liquide, e.g., décantation, flottation, filtration. Les méthodes d'élimination des substances dissoutes sont spécifiques. Les MES de nature colloïdale colorent et rendent troubles les eaux usées. Les matières colloïdales sont des particules extrêmement fines gorgées d'eau. Elles présentent une densité peu supérieure à celle de l'eau. Elles tendent naturellement à être chargées électronégativement. Les particules tendent ainsi à se repousser et non à s'agglomérer. Il faut donc les neutraliser puis les agglomérer. L'élimination de matières telles que les matières colloïdales s'effectue ainsi normalement en deux étapes : coagulation puis floculation.

La matière présente dans les eaux usées est généralement chargée négativement. Les particules tendent ainsi à se repousser et non à s'agglomérer en raison des forces électrostatiques.

Selon Degremont (1989, p.132), «les colloïdes sont donc des **particules impossibles à décanter naturellement**, et pour les lesquelles les phénomènes de surface sont primordiaux. Ces phénomènes régissent la **stabilité des suspensions colloïdales**. En effet, les colloïdes sont soumis à deux grands types de forces :

- **Force d'attraction de Van der Waals**, liée à la structure et à la forme des colloïdes ainsi qu'à la nature du milieu ( $E_A$ ) ;
- **Force de répulsion électrostatique**, liée aux charges superficielles des colloïdes ( $E_B$ ).

La stabilité d'une suspension colloïdale dépend du bilan des forces d'attraction et de répulsion, dont le niveau énergétique est donné par :

$$E = E_A + E_B. »$$

Cette relation est illustrée à la figure 6.2.

La **coagulation** est définie comme étant la déstabilisation des particules colloïdales par addition d'un réactif chimique, i.e., le coagulant. Après neutralisation des charges électrostatiques au moyen de coagulants, les particules déchargées et stabilisées constituent alors de petits floccs ou microflocs par précipitation. Des coagulants minéraux électropositifs ou coagulants complexes de synthèse sont généralement utilisés. Les coagulants minéraux les plus utilisés sont : le sulfate d'alumine, le sulfate de fer, le chlorure ferrique, l'aluminate de sodium, etc. Selon la nature de l'eau usée et du coagulant, il peut y avoir ajustement du pH. Dans cette étape, le mélange eau usée – coagulant doit être rapide et complet.

Les deux principaux objectifs de la coagulation sont :

- **la réduction et la neutralisation des forces électrostatiques** des particules par l'ajout d'un coagulant;
- de favoriser **l'agglomération**, les forces électrostatiques étant disparues, les forces dues à l'attraction des masses (loi de Newton) et les forces de Van der Waals deviendront les principales forces agissant sur les particules.



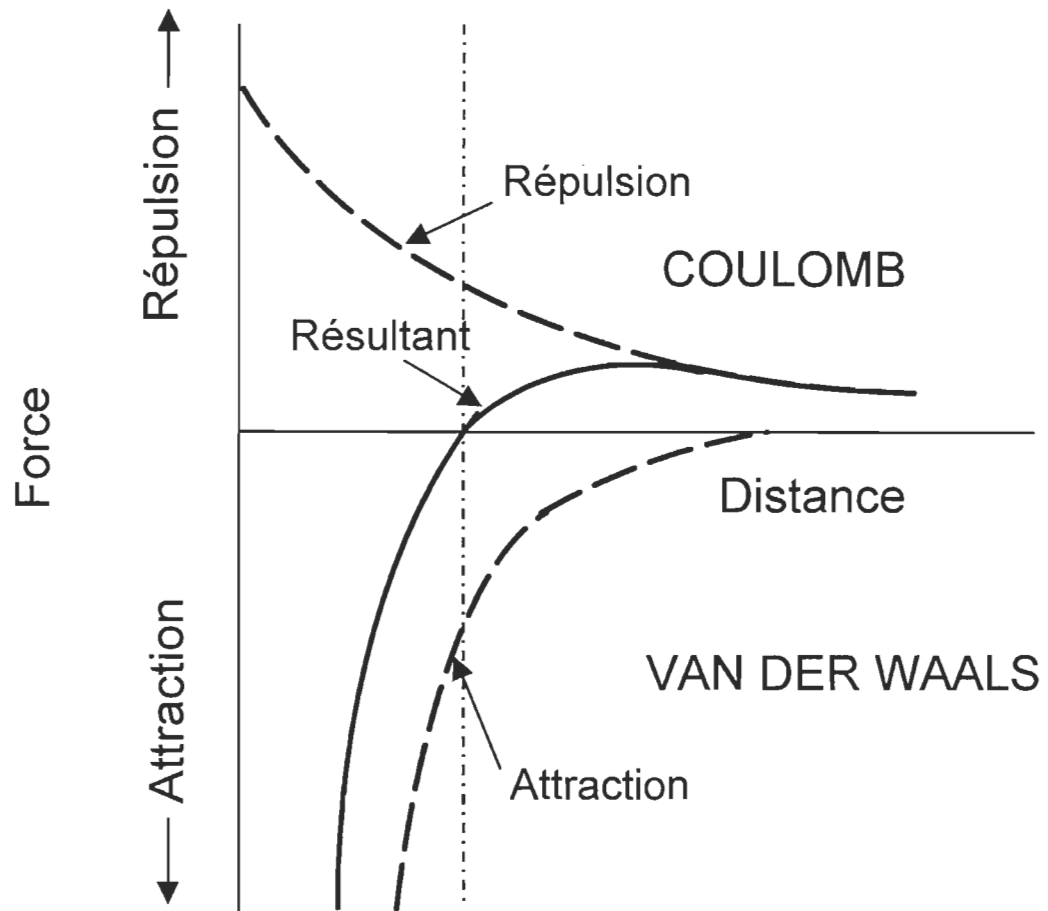


Figure 6.2 Force résultante de la stabilité.

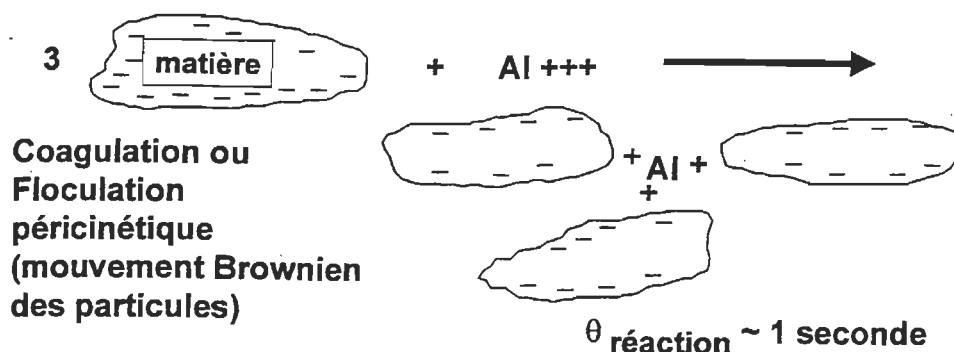
On aura alors atteint le but principal de la coagulation, soit de déstabiliser les particules et de les forcer à s'agglomérer.

La **floculation** est l'agglomération de ces particules déchargées en microflocs, puis en flocs plus volumineux et décantables. Lors de la floculation, il faut accroître le volume, le poids et la cohésion du floc pour favoriser sa sédimentation. La floculation peut être améliorée par l'ajout d'un flocculant ou

adjuvant de floculation tels que : le silicate activé, la bentonite, certaines argiles, des amidons, etc. Le dosage ou la quantité de coagulants et de floculants à ajouter aux eaux usées est déterminé lors d'essais de laboratoire. Un excès de réactif et un pH inadéquat peuvent être nuisibles. Selon certains auteurs, il y a chevauchement des phénomènes entre la fin de la coagulation et le début de la floculation.

Deux phénomènes de transport régissent la floculation :

- **la floculation péricinétique** est liée à la diffusion brownienne, i.e., agitation thermique. Cette floculation n'intervient que pour de petites particules dont la taille est inférieure à 1 micron. Elle favorise la formation du microfloc. Le temps de réaction est d'environ une minute. La réaction qui survient peut être représentée par l'équation suivante :



- **la floculation orthocinétique** est liée à l'énergie dissipée. Elle permet d'obtenir un floc volumineux et séparable. Cette étape consiste à favoriser le grossissement des floccs afin de les agglomérer par un phénomène de rapprochement. On veut ainsi favoriser les contacts entre les particules, rendre les floccs de plus en plus gros et de pouvoir les récupérer par flottation, décantation ou filtration. Le temps de réaction pourrait être de l'ordre de 30 minutes.

La coagulation – floculation peut être réalisée dans des équipements spécifiques conçus à ces fins ou dans divers réservoirs et même de tuyaux munis de mélangeurs statiques.

### **6.1.7 Nature des substances colorées**

La majorité de la couleur des eaux usées papetières provient de la lignine et de ses sous-produits. Il serait souhaitable de mieux connaître les types et les caractéristiques des chromophores dans ces diverses eaux usées. Une connaissance plus approfondie permettrait de concevoir des systèmes de décoloration plus efficaces et de mieux connaître certains des effets environnementaux de la couleur sur le milieu récepteur. Une grande partie de la couleur des eaux usées papetières provient de l'étape du blanchiment de la pâte kraft, en particulier. L'intensité de la couleur est fonction du volume d'eau utilisée pour le lavage de la pâte. La tendance à réduire la consommation d'eau génère donc des effluents plus colorés (Rush & Shannon 1976).

Enfin, la couleur provient principalement de la lignine et de ses dérivés. Les composés colorés contenus dans les eaux usées papetières sont de nature organique et comprennent les extractibles du bois, la lignine et ses dérivés formés par l'action du chlore sur la lignine. La lignine est présente comme fraction dépolymérisée de faibles poids moléculaires aussi bien que de hauts poids moléculaires, en tant que colloïdes hydrophiles et comme fraction polyélectrolytique chargée négativement (Mittal & Mehrotra 1981).

Les composés organiques responsables de la coloration des eaux usées papetières sont formés de divers sous-produits qui ne sont pas facilement biodégradés par les systèmes de biotraitement conventionnel. Ces sous-produits sont principalement des produits de la dégradation de la lignine formés lors des étapes de la mise en pâte et du blanchiment (Braasch et al. 1998).

La coloration des eaux usées papetières résulte de la présence de composés contenant des groupements fonctionnels à électrons denses qui absorbent la lumière du spectre visible. Une portion de la couleur est de nature colloïdale et une plus petite fraction est soluble dans l'eau sous condition alcaline. Les structures cycliques complexes aromatiques (lignine) et les sulfates ou sulfures qui y sont attachés sont également fréquemment responsables de la couleur des eaux usées.

Les composantes responsables de la couleur apparente sont issues de la mise en pâte et du blanchiment. Ces procédés produisent, entre autre, des quinones formées lors de réactions de condensation et d'oxydation. Les effluents non filtrés contiennent la couleur apparente résultant de la présence de particules colloïdales de diverses tailles et poids moléculaires. Une plus petite portion de la couleur est soluble, et cette couleur vraie est composée de structures à cycle simple («free, single-ring structures») de faibles poids moléculaires.

Pour ce qui est des chromophores et des composés phénoliques de faibles poids moléculaires, ils absorbent la lumière UV. La lumière UV est absorbée par les composés présentant une configuration double liaison conjuguée. Ces composés n'incluent pas seulement les anneaux aromatiques à 6 carbones contenant des groupements azotés, sulfurés et oxygénés, mais aussi des composés hétérocycliques contenant de l'oxygène, de l'azote ou du soufre (Braasch et al., 1998).

Les eaux naturelles sont souvent très colorées en raison de la présence de matières en suspension (MES) et de matières colloïdales. La couleur apparente se réfère à la couleur provenant des MES, alors que la couleur vraie se réfère à la couleur des eaux filtrées ou après avoir enlevé la turbidité. Plusieurs cours d'eau peuvent devenir très colorés après des pluies abondantes suite au ruissellement des eaux qui apportent des MES ; c'est la couleur vraie

qui conduit à des problèmes persistant de couleur. Les principales matières colloïdales colorées incluent les tannins, les acides humiques et les humates provenant de la décomposition des lignines. Ces dérivés de la lignine sont hautement colorés et très résistants à la biodégradation, résultant en leur persistance dans l'environnement (Harrington & Albert 1989).

La couleur est mesurée en comparant l'absorbance de la lumière d'un échantillon à celle d'une solution standard de chloroplatinate de potassium. Les comparaisons sont réalisées en utilisant un spectrophotomètre qui permet de mesurer l'absorbance à une longueur d'onde spécifique. La couleur des eaux usées peut être exprimée de diverses façons équivalentes :

1 unité de couleur = 1 mg/L de couleur ;  
= 1 mg/L de standard ;  
= 1 unité PtCo ; et  
= 1 unité APHA.

Tel que déjà mentionné, la principale source de couleur des procédés papetiers est la lignine contenue dans le bois, qui est séparée des fibres de cellulose lors de la mise en pâte. La quantité de lignine extraite des fibres cellulosiques est fonction des procédés de mise en pâte et est différente pour chacune des étapes d'un procédé. La quantité de couleur provenant de chacune des sources est ainsi fonction des conditions de mise en pâte, telles que la température, le pH, l'action mécanique et la réaction chimique avec les procédés chimiques de mise en pâte. Compte tenu que les procédés de mise en pâte chimique dissolvent plus de lignine que les autres procédés, ils génèrent ainsi des effluents généralement plus colorés que ceux des autres procédés de mise en pâte (Harrington & Albert 1989).

Selon Springer et al. (1995), la coloration des effluents papetiers résulte de l'absorption de la lumière par les doubles liaisons conjuguées présentes

dans les dérivés de lignine de hauts poids moléculaires. La plus grande concentration de dérivés colorés de la lignine provient des opérations de mise en pâte et de blanchiment.

La lignine et ses dérivés sont résistants à la dégradation en raison de la présence dans la molécule de lien carbone – carbone de type biphényle, stilbène et autres liaisons. Les doubles liaisons conjuguées avec anneau aromatique, groupements quinone et quinone méthides sont responsables de la couleur des eaux usées contenant ces composés. La tendance des molécules de la lignine à subir une auto-condensation particulièrement en milieu acide, explique sa résistance à la dégradation en des espèces moléculaires simples (Sastrey 1986).

#### 6.1.8 Solutions colloïdales

Selon l'ensemble des propriétés des solutions, on peut les classer en **solutions vraies**, en **dispersions** et en **solutions colloïdales**. Dans les cas des **solutions vraies**, le corps dissous se divise, se répartit dans tout le solvant, formant ainsi avec lui une phase homogène. Les **dispersions** contiennent, quant à elles, un ensemble de particules supramoléculaires gênant le passage de la lumière au sein de la phase liquide. Les suspensions, e.g., eaux usées, et les émulsions, e.g., mélange eau-huile, sont des exemples de dispersions (Tardet-Henry & Beaudry 1992).

La taille des particules en solution engendre une certaine distinction entre solution vraie, dispersion et solution colloïdale. Une **solution vraie** contient de petites molécules ou des ions dont les dimensions vont de 0,1 à quelques nanomètres, e.g., 3 nm. Dans les **dispersions**, la taille des particules est généralement supérieure à 1 000 nm. Les **solutions colloïdales**, quant à elles, contiennent des particules de taille intermédiaires, i.e., d'environ 1 à 500 nm.

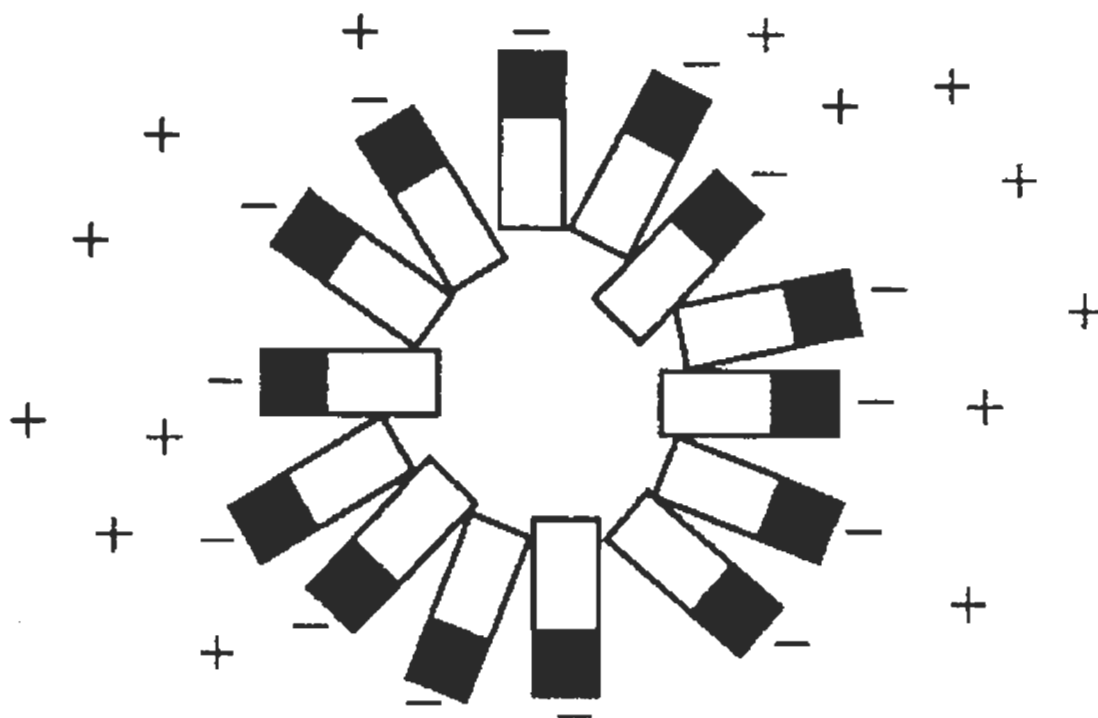
Compte tenu de la dimension des particules, les solutions colloïdales ou sols présentent des propriétés optiques, cinétiques et électriques spécifiques.

Quant à la **structure des particules colloïdales**, les particules colloïdales sont constituées :

- d'agrégats de molécules, encore appelés **micelles**, e.g., **solutions de savon** (Figure 6.3) ou de **rouille**  $[\text{Fe}(\text{OH})_3]_x$ , ou
- de **macromolécules** formées par la polycondensation ou polymérisation de petites molécules, e.g., **cellulose** et de nombreux **produits naturels ou artificiels**. Leur forme est variable : sphérique, allongée ou réticulée. Certaines molécules linéaires se pelotonnent, alors que d'autres se présentent sous diverses formes, e.g., bâtonnets, lamelles. Une particule colloïdale contient généralement entre  $10^3$  et  $10^9$  atomes. Ce qui équivaut à une masse moléculaire moyenne de 10 000. Dans les micelles, les liens ne sont pas de véritables liaisons chimiques, comme dans le cas des macromolécules, mais des forces électrostatiques, e.g., forces de Van der Waals, ponts hydrogène. Les micelles sont donc moins stables et se décomposent par chauffage ou par dilution de la solution.

Les particules colloïdales renferment généralement des charges électriques. Elles présentent ainsi certaines propriétés analogues à celles des ions. Lesdites charges auraient plusieurs origines dont la présence de **groupements ionisables** et l'**absorption d'ions étrangers**.

Les particules colloïdales peuvent contenir des **groupements ionisables**, e.g.,  $-\text{NH}_2$ ,  $-\text{COOH}$ ,  $-\text{SO}_3\text{H}$ , répartis régulièrement dans la macromolécule. Il peut également y avoir un centre ionisable dans chacune des molécules constituant la micelle, e.g., les savons :  $\text{RCOO}^- \text{Na}^+$ . Ces groupements ionisables fourniraient toutefois généralement peu de charges. Ils sont ainsi relativement peu nombreux et sont souvent neutralisés par des



**Figure 6.3 Structure d'une micelle de savon.**  
(D'après Tardet-Henry et Beaudry 1992)

associations intermoléculaires. Dans certains cas, les particules sont amphotères et le signe de la charge peut varier en fonction du pH du milieu. La figure 6.4 illustre les variations de la charge des particules amphotères. Elles sont ainsi chargées négativement en milieu basique et positivement en milieu acide. Le pH sous lequel les particules sont neutres est le point ou pH isoélectrique. Ce phénomène résulterait de la présence dans les particules de groupes spécifiques, e.g., COOH et NH<sub>2</sub>.

La charge électrique des particules colloïdales proviendrait principalement de l'**adsorption d'ions étrangers** contenus dans la solution. Compte tenu que les particules colloïdales présentent une grande surface, i.e., de l'ordre de 1 000 m<sup>2</sup>/g, elles sont d'excellents adsorbants. Elles se chargent négativement ou positivement selon qu'elles adsorbent plutôt des anions ou des



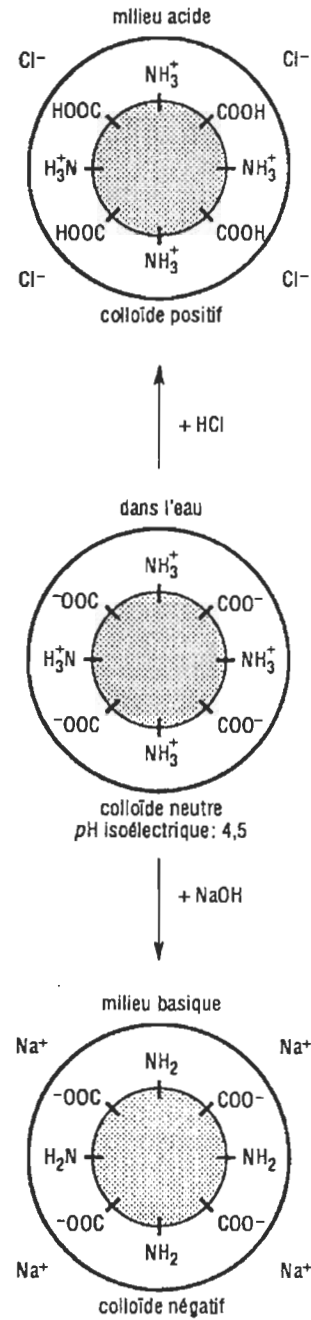


Figure 6.4 Variation de la charge d'une particule amphotère selon le pH.  
(D'après Tardet-Henry et Beaudry 1992)

cations. Le signe de la charge est fonction de la nature de la particule et du milieu. Une solution colloïdale d'iodure d'argent, AgI, est préparée selon la réaction suivante :



En présence de réactifs en quantités équivalentes, les particules d'AgI formées sont neutres. La réaction a généralement lieu en présence d'un excès de l'un des réactifs. Lorsque AgNO<sub>3</sub> est en excès, il y a adsorption d'ions Ag<sup>+</sup> et la charge de la particule est positive. Dans le cas où KI serait en excès, il y aurait adsorption d'ions I<sup>-</sup>, et la charge serait négative (Figure 6.5).

En raison de leur importante surface, les particules colloïdales peuvent adsorber des molécules qui les entourent, surtout des molécules de solvant. Certaines particules pourraient ainsi adsorber jusqu'à 100 fois leur propre poids en solvant. Ce sont des colloïdes **lyophiles** (hydrophiles pour les solutions aqueuses). Ces attractions sont toutefois importantes uniquement lorsque la nature des particules est voisine de celle du solvant, e.g., Fe(OH)<sub>3</sub> et de l'eau. Par contre, les métaux colloïdaux comme l'or sont lyophobes, i.e., ils n'ont pas d'affinité pour le solvant.

Les colloïdes lyophiles peuvent même, en se réunissant, emprisonner le solvant et former un gel (Figure 6.6). Selon l'intensité des forces d'attraction, e.g., ponts hydrogène, de liaisons covalentes, le gel formé est plus ou moins solide. Généralement lorsque la température augmente, la solvation diminue et le gel tend à se liquéfier. Les gels les moins solides se liquéfieraient par simple agitation.

La stabilité d'une solution colloïdale donnée est fonction de la charge et de la solvation des particules colloïdales qui la composent. Ces particules sont ainsi soumises au mouvement brownien, i.e., déplacement aléatoire sous

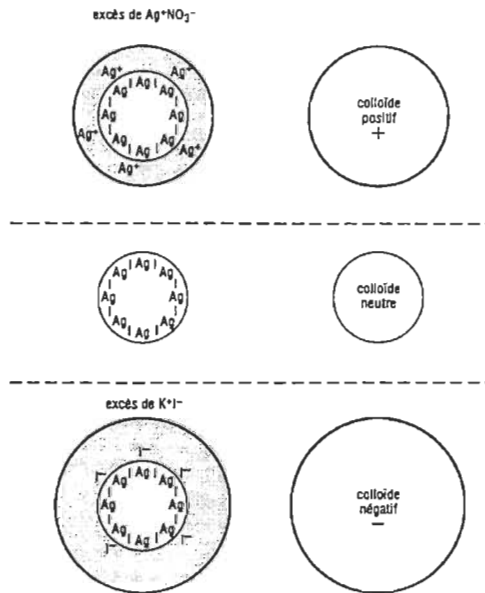


Figure 6.5 Adsorption d'ions et charge électrique résultante.  
(D'après Tardet-Henry et Beaudry 1992)

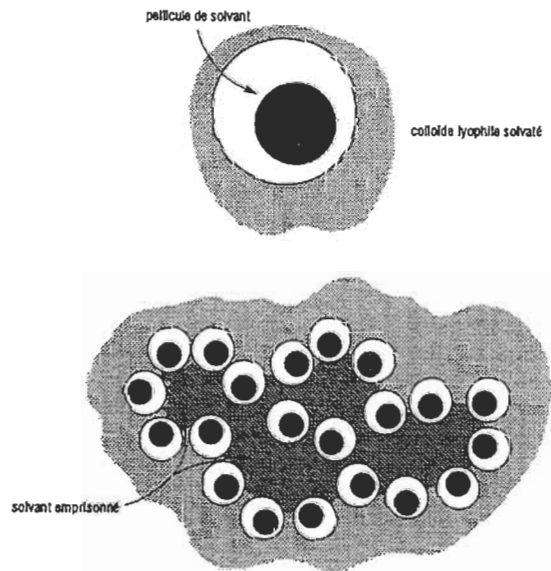


Figure 6.6 Formation d'un gel. (D'après Tardet-Henry et Beaudry 1992)

l'effet de l'agitation thermique. Sous l'effet des chocs, les particules colloïdales ont également tendance à s'agglomérer de façon à présenter une surface minimale et, lorsque leur masse devient suffisante, elles peuvent ainsi précipiter ou flocculer. La charge des particules et la solvataion s'opposent toutefois à cette floculation. La charge des particules tend ainsi à les faire se repousser mutuellement, alors que dans le cas de la solvataion, la gaine de solvant empêche la rencontre des particules, la formation de prolongement de structure et ainsi les agrégations.

### 6.1.9 Double couche

Les particules colloïdales présentes dans les eaux brutes sont très généralement chargées négativement (Degrémont 1989). Afin de neutraliser cette charge négative de surface, des ions positifs, présents ou ajoutés dans les eaux brutes, viennent former une couche autour de la particule colloïdale. Diverses théories ont été avancées pour expliquer la formation de la couche ou double couche (Figure 6.7) :

La **théorie de HELMHOLTZ**, selon laquelle une couche d'ions positifs recouvre intégralement la surface de la particule colloïde et assure la neutralité de l'ensemble (couche adhérente).

Selon la **théorie de GOUY-CHAPMAN**, la couche d'ions positifs est intégralement répartie autour de la particule colloïdale ; la neutralité est obtenue à plus grande distance (couche diffuse).

La **théorie de STERN** qui rassemble les deux précédentes et considère la formation d'une **double couche**. La première adhère à la particule colloïdale, le potentiel y décroît rapidement. La seconde couche est plus diffuse, avec une diminution plus lente du potentiel.

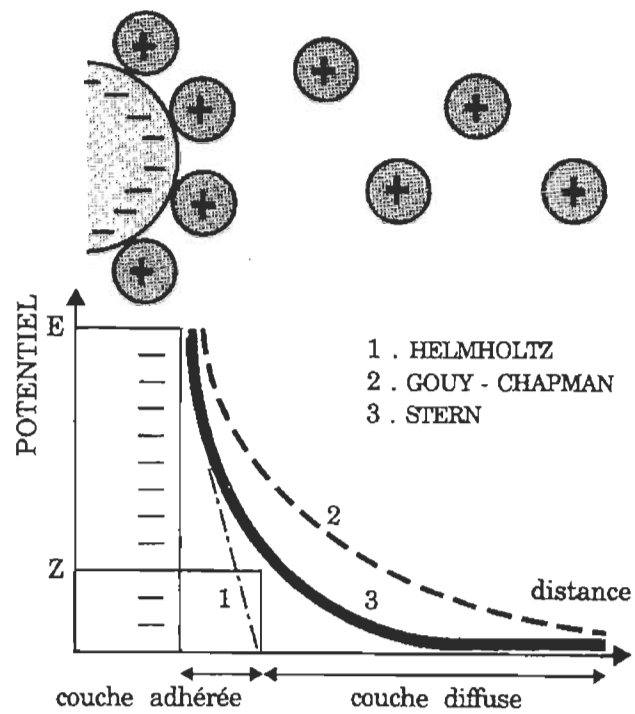


Figure 6.7 Théorie de la double couche. (D'après Degremont 1989)

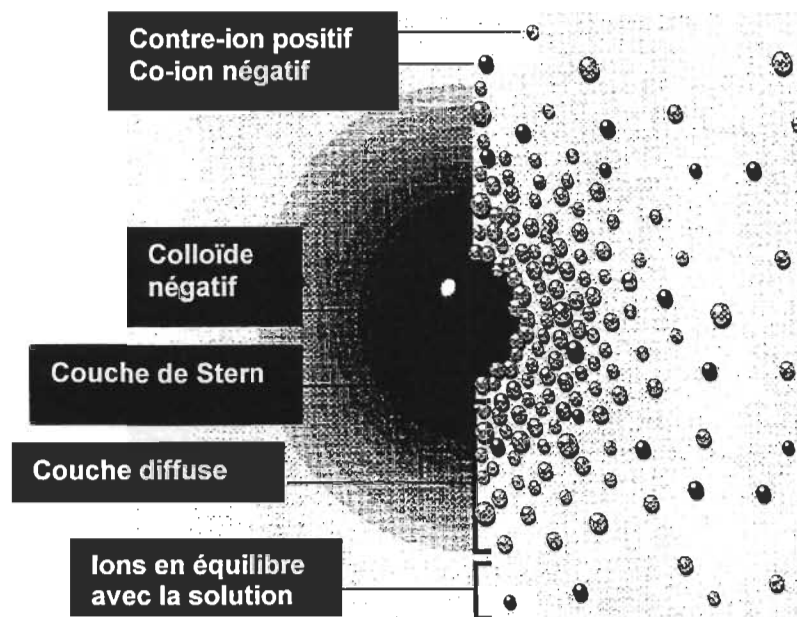


Figure 6.8 Deux façons de visualiser la double couche. (D'après Zeta-meter 1993, 1998)

Le modèle de la double couche est utilisé pour visualiser l'environnement ionique à proximité de la particule colloïdale chargée et expliquer comment survient les forces de répulsion. La compréhension dudit modèle est plus facile si on le considère comme étant une séquence d'étapes qui prendraient place autour d'une simple particule colloïdale négative si les ions neutralisant sont soudainement éliminés (Zeta-meter 1993,1998).

Dans un premier temps, considérons l'effet de la particule colloïdale sur les ions positifs ou contre-ions contenus dans la solution. Initialement, l'attraction provenant de la particule colloïdale négative engendre la formation d'une couche ferme d'ions positifs attachés à la surface de la particule. Cette couche d'ions positifs est connue comme étant la couche de Stern (Figure 6.8).

D'autres ions positifs sont encore attirés par la particule colloïdale négative, mais ils sont alors repoussés par la couche de Stern aussi bien que par les autres ions positifs qui essaient également de s'approcher de ladite particule. Cet équilibre dynamique résulte en la formation d'une couche diffuse de contre-ions ou d'ions positifs. Ils sont en grande concentration près de la surface de la particule puis leur nombre diminue graduellement avec la distance, jusqu'à ce qu'un équilibre soit atteint avec la concentration normale d'ions positifs en solution.

D'une façon similaire, mais opposée, il y a une carence en ions négatifs au voisinage de la surface, car ils sont repoussés par la particule colloïdale négative. Compte tenu que les ions négatifs ont la même charge que la particule colloïdale, ils sont appelés co-ions. Leur concentration augmentera graduellement avec la distance, au fur et à mesure que les forces de répulsion de la particule sont réduites par les ions positifs, jusqu'à ce qu'un équilibre soit encore atteint.

La couche diffuse peut être visualisée comme une atmosphère chargée entourant la particule colloïdale. La densité de charge, à n'importe quelle distance de la surface, est égale à la différence de concentrations entre les ions positifs et négatifs à ce point. La densité de charge est la plus grande près du colloïde et diminue graduellement vers zéro au fur et à mesure que les concentrations en ions positifs et négatifs se confondent ensemble. La double couche est définie comme étant les contre-ions attachés à la couche de Stern et l'atmosphère chargée de la couche diffuse. L'épaisseur de cette double couche est fonction du type et de la concentration des ions en solution.

#### 6.1.10 Potentiel zêta

Selon Degrémont (1989), la particule colloïdale se caractériserait principalement par deux potentiels (Figure 6.7) :

- **E : Potentiel de Nernst** : potentiel à la surface du colloïde ou potentiel thermodynamique (Nernst).
- **Z : Potentiel Zêta** : potentiel à la surface du plan de cisaillement ou potentiel électrochimique.

Le **potentiel Zêta**, régit le déplacement des particules colloïdales et leur interaction mutuelle. L'électrophorèse permet de quantifier le potentiel Zêta : «quand une particule est soumise à un champ électrique, elle atteint presque instantanément une vitesse telle qu'un équilibre s'établit entre la force électrique d'attraction et la force de frottement due à la viscosité du milieu. Le calcul conduit à la relation suivante entre la mobilité électrophorétique et le potentiel Zêta :

$$m_e = \varepsilon Z / k\eta$$

où,  $m_e$  : Mobilité électrophorétique ;  
 $\epsilon$  : Constante diélectrique du milieu ;  
 $\eta$  : Viscosité dynamique ; et  
 $k$  : 4 ou 6 suivant les hypothèses.

Des particules ayant le même potentiel électrocinétique Zêta possèdent la même mobilité électrophorétique indépendamment de leur diamètre» (Degrémont 1989, p. 133). Dans la dernière équation,  $Z$  est le potentiel zêta.

En raison de l'absorption préférentielle des anions et d'une constante diélectrique de l'eau très élevée, i.e., valeurs de 88 à 70 pour des températures de 0 à 50 °C, les colloïdes sont naturellement électronégatifs dans l'eau. Ceci est très caractéristique lorsque les concentrations en ions sont faibles et que le pH est compris entre 5,5 et 10,0. On peut représenter une particule colloïdale comme étant superficiellement et partiellement ionisée et se déplaçant sous l'action de champ électrique. Le colloïde se déplace avec une partie de sa double couche. Cette couche est liée au colloïde et correspond à la couche fixe, adhérente ou de Stern.

Le colloïde se caractérise par deux potentiels : **Potentiel de Nernst et le Potentiel Zêta**. Le potentiel de Nernst est la différence de potentiel entre la paroi de la particule et le milieu liquide. Le potentiel Zêta est un potentiel électrocinétique, qui dépend du potentiel de Nernst et de l'épaisseur de la couche diffuse. Sa valeur donne une idée de la grandeur des forces électrostatiques de répulsion entre les particules, donc de leur probabilité d'adhésion. Le potentiel Zêta est un potentiel électrique à la jonction de la couche de Stern et de la couche diffuse et est relié à la mobilité de la particule.

**Dans la théorie de la double couche, la coagulation est l'annulation du potentiel Zêta.**



L'objectif principal de la formation de la double couche est de neutraliser la charge de la particule colloïdale. Elle génère également un potentiel électrocinétique entre la surface du colloïde et n'importe quel point dans la masse liquide environnante. La différence de voltage est de l'ordre du millivolt et est rapportée comme étant le potentiel de surface (Zeta-meter 1993, 1998).

L'importance du potentiel de surface est fonction de la charge à la surface de la particule et à l'épaisseur de la double couche. En quittant la surface du colloïde, le potentiel chute brusquement, linéairement dans la couche de Stern et exponentiellement à travers la couche diffuse, approchant zéro à la limite imaginaire de la double couche. La courbe du potentiel illustre l'intensité de la force électrique entre les particules et la distance à laquelle cette force commence à jouer un rôle.

Une particule chargée se déplacera avec une vitesse donnée dans un champ électrique. Ce phénomène est appelé électrophorèse. L'électrophorèse consiste ainsi à observer le déplacement des particules colloïdales placées sous un champ électrique. La mobilité d'une particule est fonction de la constante diélectrique, de la viscosité du liquide environnant et du potentiel électrique à la jonction ou limite entre la particule en mouvement et le liquide. Cette jonction ou limite est appelée plan de cisaillement («the slip zone») et est habituellement définie comme le point où la couche de Stern et la couche diffuse se rencontrent. La couche de Stern est considérée comme étant attachée d'une manière rigide à la particule colloïdale, alors que la couche diffuse ne l'est pas. Le potentiel électrique à cette jonction est appelé **potentiel zêta** et est fonction de la mobilité de la particule.

Bien que le potentiel zêta soit une valeur intermédiaire, il est parfois considéré comme plus significatif que le potentiel de surface en autant que la répulsion électrostatique est concernée.

Le potentiel zêta peut être quantifié en traquant les particules colloïdales sous un microscope lorsqu'elles migrent à travers un champ électrique. L'appareil permettant la mesure du potentiel électrocinétique est le Zêtamètre.

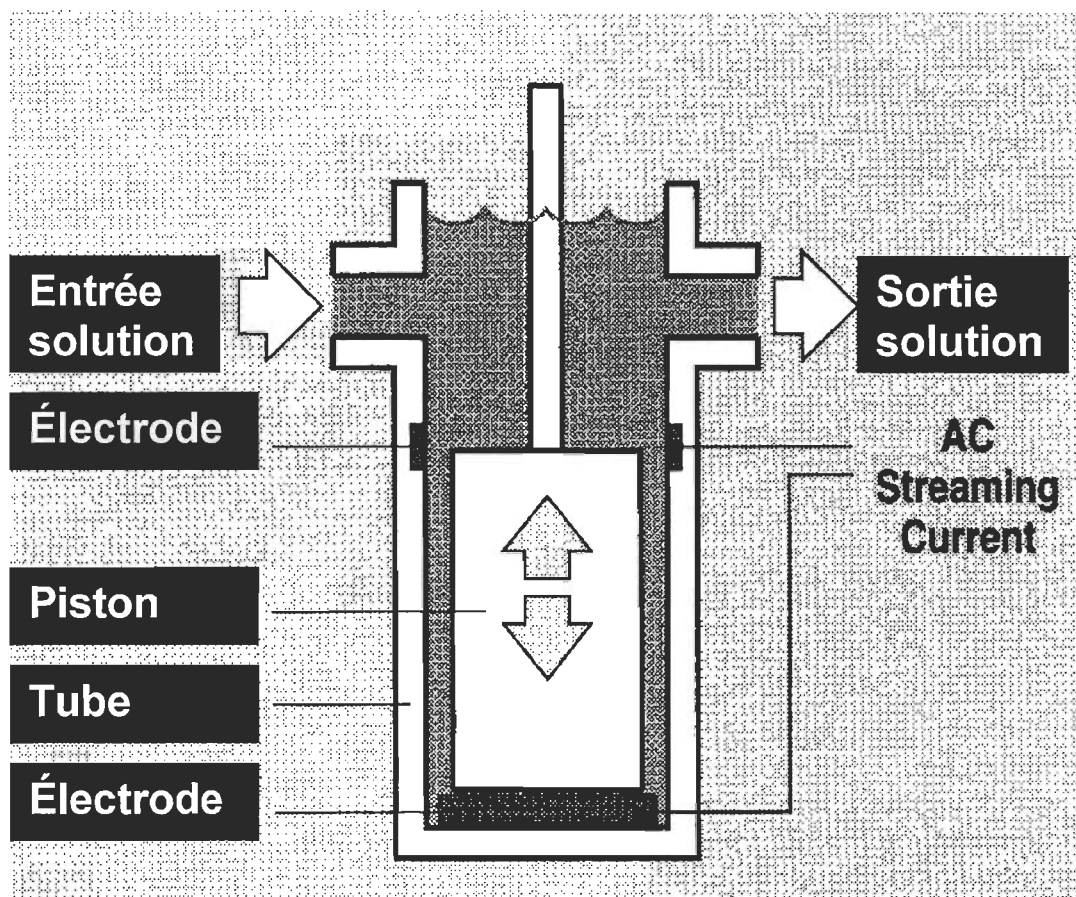
Au moment de la réalisation de la présente étude, le Zêtamètre disponible présentait certaines problématiques de fonctionnement et de mesure. Pour remédier à la situation, «l'Electrokinetic Charge Analyzer » (ECA) fut utilisé. L'ECA permet de mesurer le «streaming current» qui est en fait une mesure indirecte du potentiel zêta de la solution. L'un des avantages du ECA sur le Zêtamètre est qu'il permet d'obtenir rapidement et en continu des mesures du «streaming current» et ainsi indirectement du potentiel zêta.

D'un point de vue théorique, la théorie du «streaming current » ou du courant de flot est complexe et ne serait pas encore complètement comprise (Chemtrac 1998, Veal 1998). Néanmoins, les principes fondamentaux de fonctionnement des appareils mesurant ledit «streaming current» sont clairs.

Pour ce qui est du principe de mesure, lorsqu'on force une solution à passer à travers un tube, un courant électrique, i.e., «streaming current» et une différence de potentiel, i.e., «streaming potential» entre les extrémités du tube sont créés. Certaines des particules contenues dans ladite solution vont se lier faiblement aux parois du tube et affecteront ainsi le potentiel zêta des parois du tube. Le «streaming current» ou le «streaming potential» des parois du tube est ainsi à un certain degré représentatif du potentiel zêta des particules en suspension (Zeta-meter 1993).

La majorité des appareils de mesure du «streaming current» présentement commercialisée utiliserait un débit oscillant afin d'éliminer le bruit de fond des signaux électriques. L'appareil est composé d'un piston placé à l'intérieur d'un cylindre muni d'électrodes à chacune des extrémités (Figure 6.9). Le piston présente un mouvement vertical de va et vient à une fréquence

de 4 cycles par seconde générant un débit alternatif de l'échantillon liquide entre le piston et le cylindre. Le débit de l'échantillon dans l'appareil crée un «AC streaming current» qui est mesuré et amplifié par le détecteur.



**Figure 6.9** Électrode de l'analyseur de charge électrocinétique.  
(D'après Chemtrac 1998)

Un volume précis d'échantillon liquide est placé dans le détecteur de l'analyseur de charge électrocinétique. Les particules en solution se lient au piston et aux parois du cylindre (électrode). Le mouvement du piston génère un cisaillement hydraulique qui extrait ou coupe les ions qui sont faiblement liés à la surface de ces particules. Un «streaming current» est ainsi généré et mesuré par les électrodes des parois du cylindre. Ce signal est transformé



R	=	Rayon du cylindre ;
$\zeta$	=	Potentiel Zêta ;
$\varepsilon$	=	Constate diélectrique du fluide ;
$\mu$	=	Viscosité du fluide ; et
L	=	Longueur du cylindre.

Le courant mesuré, i.e., «streaming current» est proportionnel au potentiel zêta moyen des particules (Veal 1998, Chemtrac 1998). Certains des auteurs (Chemtrac 1998, Veal 1998, Tardet-Henry & Beaudry 1992, Degrémont 1989) se référant à cette équation ne donnent pas les unités des composantes de ladite équation.

Compte tenu de cette considération et que la documentation fournit avec l'analyseur de charge électronique (ECA) de la compagnie Chemtrac® Systems Inc. ne contenait pas certaines de ces valeurs, i.e., pression appliquée, rayon du cylindre et longueur du cylindre, et que le fabricant de l'équipement ne disposait pas également de ces valeurs, la valeur du "streaming current" a été retenue, en remplacement au potentiel zêta, pour fin d'analyse dans la présente étude.

## 6.2 Précipitation des protéines

La précipitation des protéines est le mécanisme de base de la nouvelle approche de traitement des eaux usées. Il existe divers mécanismes potentiels de précipitation des protéines. La description sommaire de ces divers mécanismes est ainsi importante pour la compréhension des mécanismes potentiels d'action de la caséine lors de l'épuration des eaux usées.

Dès le début de l'étude de la chimie des protéines, la seule façon pratique de séparer différents types de protéines était la précipitation d'une portion des protéines par l'altération de certaines propriétés du solvant. Le précipité pouvait alors être récupéré par filtration puis dissous dans un solvant.

Cette méthode est toujours une méthode très importante pour la purification des protéines. La filtration est toutefois souvent remplacée par la centrifugation. Les précipités protéiques sont des agrégats de molécules protéiques assez grandes pour être visibles (Scopes 1987).

La précipitation est très utilisée pour la récupération de produits biologiques ou biochimiques, spécialement pour les protéines. La précipitation est habituellement induite par l'**ajout de sel** ou **d'un solvant organique**, ou en **changeant le pH** pour altérer la nature de la solution. Il est même possible de précipiter les protéines par l'**ajout de polymères non-ioniques** ou **d'ions métalliques** (RPI 1999). On note également la précipitation thermique et enzymatique des protéines (Scopes 1987).

La précipitation des protéines présenterait une certaine spécificité. Les protéines sont ainsi différentes de la plupart des autres molécules. Dans le phénomène de la précipitation, la structure physique des protéines est aussi importante que leur structure chimique. Ainsi, si la structure de la protéine change, la protéine n'aura pas l'activité escomptée; ce qui peut même être nuisible (RPI 1999).

Il existe différentes techniques par lesquelles on peut précipiter de façon réversible les protéines contenues dans une solution. Harrison (1994) décrit d'une façon exhaustive chacune de ces techniques et les classe en deux groupes. Les techniques du groupe A sont caractérisées par une précipitation générée par des perturbations majeures dans les propriétés du solvant dues aux concentrations relativement importantes d'agents de précipitation. Contrairement aux techniques du groupe A, les techniques du groupe B sont caractérisées par une précipitation résultant de perturbations mineures dans la protéine dues à des interactions directes (liaisons) de la protéine avec de faibles concentrations d'agents de précipitation. La précipitation sélective d'une protéine donnée contenue dans un mélange de protéines est fonction de ses

propriétés physico-chimiques spécifiques qui la différencie des autres protéines dans le mélange. Les principales techniques de précipitation différentielle des protéines des groupes A et B sont les suivantes :

### **Principales méthodes de précipitation différentielles des protéines :**

#### **A) Perturbations primaires affectant le solvant**

- 1) « Salting - out »
- 2) Précipitation au moyen de polymères non-ioniques
- 3) Précipitation par ajout de solvants organiques miscibles

#### **B) Perturbations primaires affectant la protéine**

- 1) Précipitation isoélectrique
- 2) Ions métalliques
- 3) Agents de précipitation cationiques
  - a) Cations organiques
  - b) Polyélectrolytes naturels et de synthèse
- 4) Agents de précipitations anioniques

Dans la présente thèse, la majorité de ces techniques de précipitation seront décrites d'une façon sommaire.

### **6.2.1 Structure des protéines**

Les protéines sont capables de se lier à a peu près n'importe quelles autres molécules (ions, graisses, sucres, acides nucléiques ou autres molécules complexes de divers poids moléculaires). La fonctionnalité d'une protéine provient de sa structure tridimensionnelle et sa structure est liée à la séquence d'acides aminés (AA) qui la compose. Les AA sont liés entre eux par un lien peptidique entre les groupements amides et carboxyle.

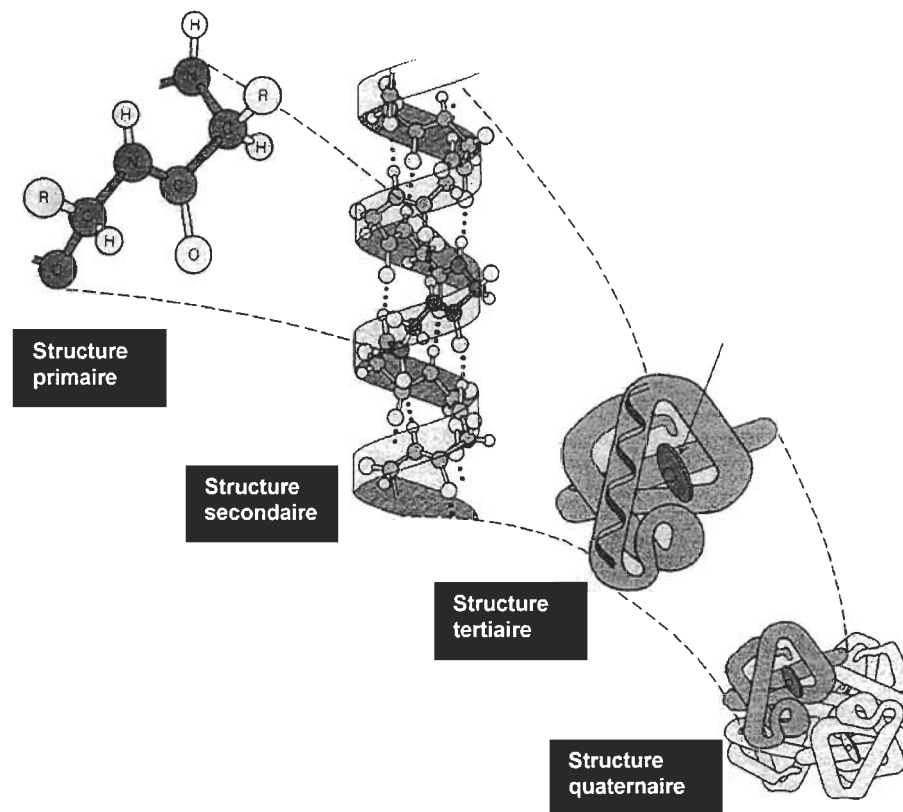
La protéine peut présenter quatre structures différentes. La première structure est la **structure primaire** (Figure 6.10). Il s'agit simplement d'une chaîne ou d'une structure linéaire d'AA liés ensemble. À l'une des extrémités de la molécule, le groupement amine du premier AA est libre; à l'autre extrémité, c'est le groupement carboxylique du dernier qui n'est pas engagé dans une liaison peptidique.

La **structure secondaire** résulte de la formation de ponts hydrogène entre les groupements amines et carbonyles qui ne sont pas très loin de la « colonne vertébrale » de la protéine (Figure 6.10). Les interactions de faible énergie, i.e., ponts hydrogène, entre les atomes d'azote et d'oxygène faisant partie des liaisons peptidiques, confèrent en général à la molécule une structure hélicoïdale appelée hélices alpha, feuilles bêta ou structure secondaire.

A cette structure secondaire se superpose une **structure tertiaire** qui correspond aux interactions entre les divers groupements fonctionnels (Figure 6.10). La plupart des interactions sont dues à des liaisons non covalentes, telles que les liaisons ioniques, hydrogènes ou hydrophobes; seules les liaisons entre deux soufres sont de nature covalente. La structure tertiaire est principalement due à l'entassement des éléments de la structure secondaire les uns contre les autres. Dans cette structure, les groupements hydrophobes tendent à demeurer étroitement ensemble. Il en est ainsi pour les groupements hydrophiles. Les groupements hydrophobes se tassent étroitement au centre de la protéine, alors que les groupements hydrophiles entourent ce centre hydrophobe. Ce qui résulte du fait que les protéines se retrouvent habituellement dans l'eau.

Finalement, la **structure quaternaire** où les chaînes peptidiques repliées interagissent les unes avec les autres (Figure 6.10). À l'exception de la structure primaire, toutes ces structures sont principalement fonction des forces intermoléculaires. Les structures secondaire et tertiaire sont imposées à la





**Figure 6.10 Structures primaires, secondaire, tertiaire et quaternaire des protéines. (D'après RPI 1999)**

molécule par la séquence des AA et le milieu environnant qui peut influencer profondément les associations intramoléculaires. Les protéines peuvent toutefois s'associer entre elles et former des structures plus complexes appelées structures quaternaires qui correspondent à l'association de plusieurs molécules identiques ou différentes.

Les structures chimiques et physiques d'une protéine sont importantes lorsque l'on veut déterminer son activité. Ce qui signifie que lorsque l'on

précipite une protéine, l'on ne peut rien faire pour changer sa structure physique. Par exemple, les protéines peuvent être endommagées ou dénaturées par l'ajout d'une grande quantité de sel ou lorsque le pH d'une solution protéique devient trop acide. La susceptibilité ou vulnérabilité des protéines aux faibles valeurs de pH les rend plus sensibles aux anions dans une solution acide ou saline (RPI 1999).

### **6.2.2 Solubilité des protéines**

Les premières classifications des protéines étaient basées sur leur solubilité. Elles étaient toutefois confuses puisque certaines protéines étaient insolubles à un pH de 6, mais solubles à un pH de 8 en solution de faibles salinités. Les protéines présentent généralement une faible solubilité dans les milieux aqueux, car elles tendent à présenter à leur surface des zones ou groupements hydrophobes, i.e., acides aminés hydrophobes (Scopes 1987).

La distribution des zones ou groupements hydrophiles et hydrophobes à la surface des molécules protéiques est la caractéristique qui détermine leurs solubilités dans divers solvants. Bien que les groupements hydrophobes tendent à se concentrer au centre des molécules protéiques, un certain nombre de zones hydrophobes demeurent à la surface des molécules en contact avec le solvant (Figure 6.11). La présence des groupements hydrophobes à la surface des molécules protéiques est importante car elle détermine la charge ou le comportement des molécules.

Les solvants utilisés pour dissoudre les protéines sont généralement aqueux. La solubilité des protéines peut être altérée en modifiant les propriétés du solvant, soient : changement de la force ionique, variation du pH, ajout de solvants organiques miscibles, addition de solutés inertes, ajout de polymères ou combinaison de ces derniers avec variation de la température (Scopes 1987).

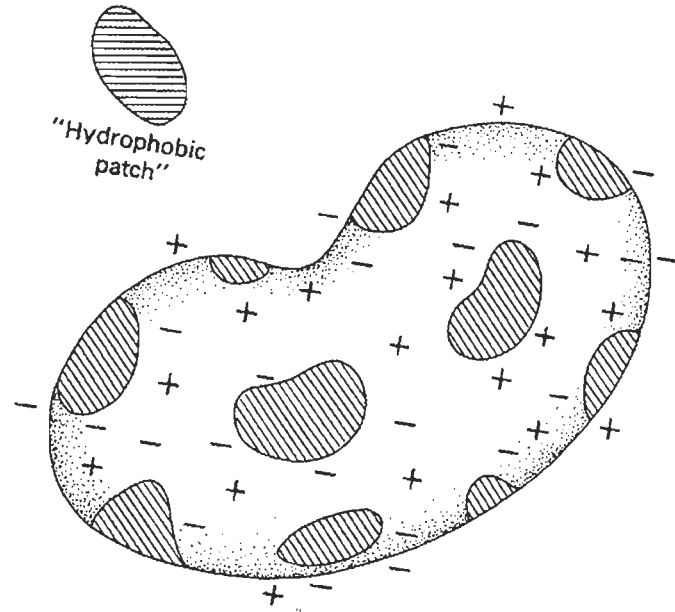


Figure 6.11 Distribution des charges et des zones hydrophobes à la surface d'une protéine. (D'après Scopes 1987)

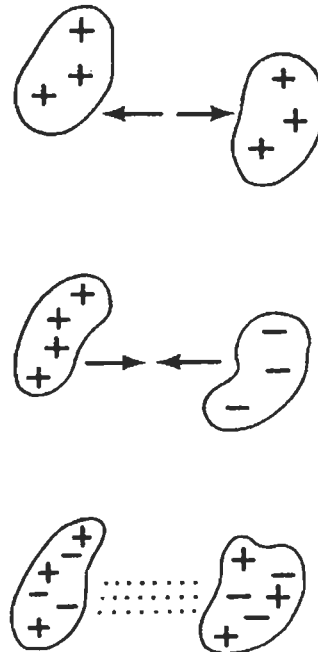


Figure 6.12 Forces électrostatiques entre des molécules protéiques. (D'après Scopes 1987)

La solubilité des protéines dans une solution de faible salinité résulte principalement d'interactions polaires avec le solvant aqueux, des interactions ioniques avec les sels en solution, des forces de répulsions électrostatiques entre les molécules chargées ou les petits agrégats moléculaires solubles. Les charges des molécules protéiques peuvent générer des forces de répulsion entre les molécules (Figure 6.12). Ce que l'on appelle la précipitation d'attraction. Parfois les forces de répulsion sont si faibles qu'il en résulte une précipitation des protéines. En présence d'une surface hautement hydrophobe, il y a peu d'interactions avec le solvant et avec les sels. Près du point isoélectrique, la charge globale est pratiquement nulle. La répulsion électrostatique est réduite et il peut en résulter une attraction électrostatique entre les molécules (Figure 6.13). Ce que l'on appelle la précipitation électrostatique, une protéine présente une solubilité minimale au voisinage de son point isoélectrique (pI).

Harrison (1994) décrit d'une façon exhaustive la solubilité des protéines et les divers paramètres de la solubilité d'une protéine. Dans un solvant donné, la solubilité d'une protéine est déterminée par le volume qu'elle occupe et la balance entre les interactions protéine - protéine et protéine - solvant. La présence de résidus ionisables à la surface de la protéine lui confère un caractère polyampholyte et est facteur de premier ordre dans la solubilité des protéines en milieu aqueux. Les différences spécifiques de solubilité entre les protéines sont fonction de leur taille relative, de leur forme relative et de la concentration et de la distribution des résidus chargés, polaires et non-polaires à la surface de la protéine en contact avec le solvant. Les principaux paramètres déterminant la solubilité des protéines sont :

- 1 - **Taille moléculaire et forme de la protéine**
  - a) Rayon et volume
- 2 - **Composition, séquence et location des acides aminés**
  - a) Conjugaison et liaison

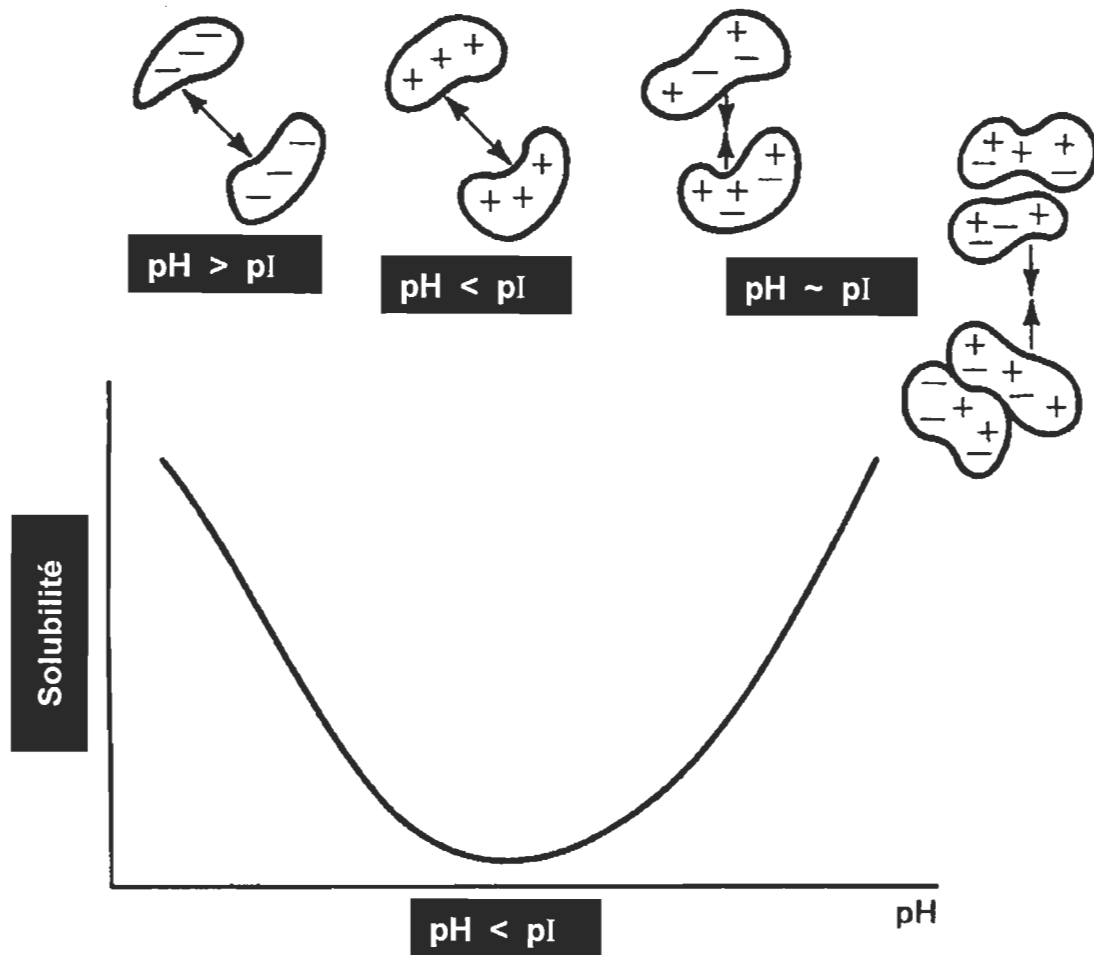


Figure 6.13 Solubilité d'une protéine près de son point isoélectrique (pI).  
(D'après Scopes 1987)

### 3 - Charge de la protéine (solubilité charge nette)

- a) Résidus totaux ionisables
- b) Constante intrinsèque de dissociation (pKa)  
pKa est fonction de :
  - 1 - Composition chimique spécifique
  - 2 - Nature chimique des groupements voisins
  - 3 - Température
  - 4 - Nature chimique et constante diélectrique du solvant
  - 5 - Force ionique

### 4 - Paramètres électrostatiques autre que la charge

- a) Constante diélectrique du solvant
- b) Moment dipôle de la protéine
- c) Force ionique (« salting - in / salting - out »)

### 5 - Température.

#### 6.2.3 Précipitation induite par des sels

La façon la plus usuelle de précipiter les protéines est la précipitation induite par des sels. La solubilité des protéines est complexe et fonction de la nature physico-chimique des protéines, du pH, de la température et de la concentration en sel (RPI 1999).

Sous de faibles concentrations de sel, la solubilité des protéines augmente habituellement légèrement, phénomène appelé « Salting in». Toutefois, sous de fortes concentrations de sel, la solubilité des protéines diminue brusquement, phénomène appelé « Salting out».

À une température donnée, l'augmentation de la solubilité d'une protéine résultant de l'augmentation de la concentration en sels est connue sous le nom de « Salting in». Le phénomène opposé, par dilution ou dialyse, est appelé « Salting out». La figure 6.14 présente une courbe typique de « Salting in» pour

une protéine pure, la rapidité de réponse aux sels peut être suffisante pour induire la précipitation par dilution (Scopes 1987).

La théorie de Debye-Huckel expliquerait le phénomène du « Salting in » observé sous de faibles concentrations de sel. En solution saline de faibles concentrations, les protéines sont entourées de contre-ions salins. Il en résulte une diminution de l'énergie électrostatique libre de la protéine et une augmentation de l'activité du solvant, ce qui conduit à une augmentation de la solubilité. Selon cette théorie, le logarithme de la solubilité serait proportionnel à la racine carré de la force ionique (RPI 1999).

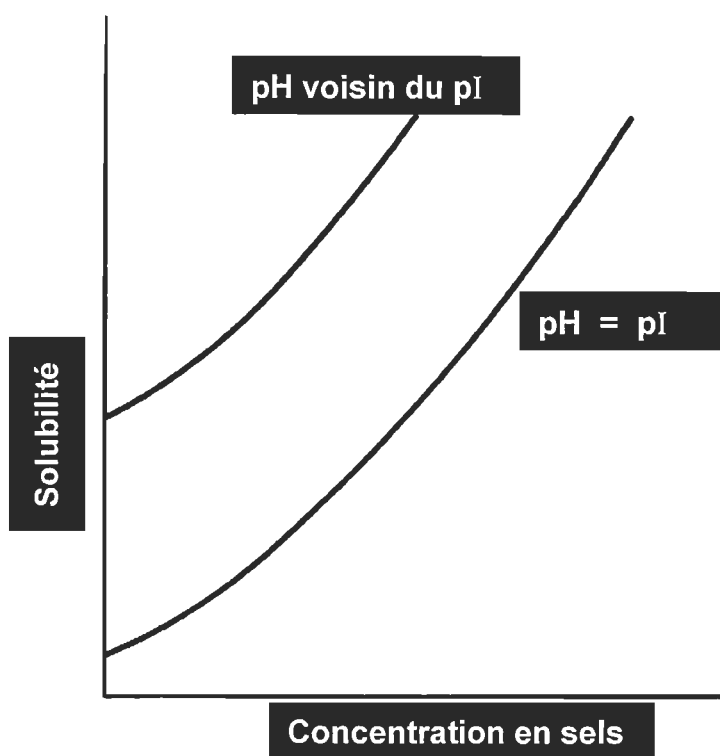
La théorie de Kirkwood permettrait, quant à elle, d'expliquer le comportement des protéines sous de fortes concentrations en sels. L'abondance des ions salins diminue le pouvoir de solvatation de ces ions et la solubilité des protéines. Il en résulte une précipitation des protéines.

Sous de fortes concentrations en sels, la solubilité des protéines est obtenue au moyen de la formule empirique de Cohn.

$$\text{Log } S = B - K I$$

où **S** est la solubilité de la protéine, **B** une constante fonction de la protéine, du pH et de la température, **K** la constante du « salting out » fonction du pH, du mélange et du sel, et **I** est la force ionique du sel.

Le « salting out » est principalement fonction de l'hydrophobicité de la protéine, alors que le « salting in » dépend plus de la distribution des charges à la surface de la protéine et des interactions polaires avec le solvant. Une molécule protéique type en solution présente des zones hydrophobes. Si on les force à entrer en contact avec le solvant aqueux, il se produit alors une distribution ordonnée des molécules d'eau. Elles sont ainsi immobilisées autour

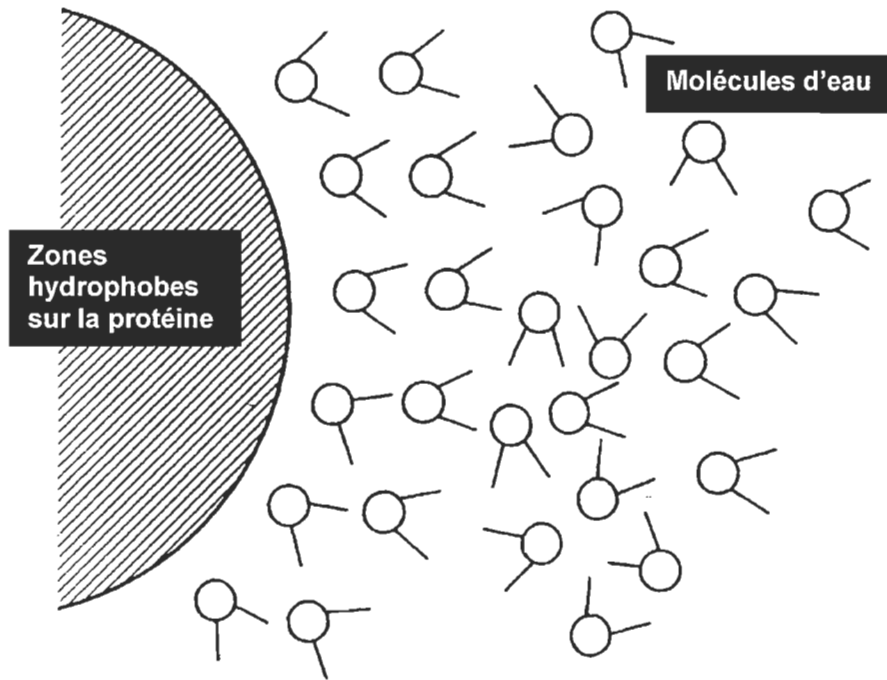


**Figure 6.14 Solubilité d'une protéine à son point isoélectrique électrique (pI) et près de son pI sous diverses concentrations en sels. (D'après Scopes 1987)**

des chaînes latérales (Figure 6.15). Cette distribution est une situation thermodynamique instable puisqu'elle représente une grande diminution de l'entropie (Scopes 1987).

Bien que le « Salting out » soit principalement fonction des interactions hydrophobiques, d'autres caractéristiques affecteraient la solubilité des protéines. Le pH peut ainsi changer la solubilité, une diminution de la charge rend la surface des protéines moins polaire. La solubilité maximale des protéines est obtenue sous des pH neutres (pH ~ 7), i.e., le plus de groupements chargés. L'agrégation peut également survenir plus facilement au voisinage du point isoélectrique. Sous de fortes salinités, la température affecte





**Figure 6.15** Disposition des molécules d'eau autour des zones hydrophobes localisées à la surface d'une protéine. (D'après Scopes 1987)

la solubilité d'une façon inhabituelle en raison des effets de la température sur les interactions hydrophobiques. Dans l'étendue de concentrations du « Salting out », la solubilité des protéines diminue généralement avec une augmentation de la température. Une solution protéique turbide préparé à la température de la pièce devient souvent claire lorsque placée à une température de 4 °C (Scopes 1987).

#### 6.2.4 Précipitation induite par ajout d'un solvant organique

Une autre façon de précipiter les protéines est par l'ajout d'un solvant organique. L'ajout d'un solvant organique génère une diminution de la constante diélectrique du milieu. Il s'ensuit généralement une diminution de la solubilité des protéines dans le milieu et même une précipitation des protéines (Scopes 1987). La précipitation induite par l'ajout d'un solvant organique ne serait toutefois pas impliquée dans le mécanisme d'action du traitement ou dans le mode de précipitation de la protéine à l'étude.

#### 6.2.5 Précipitation isoélectrique

La précipitation des protéines peut également être obtenue par un changement du pH de la solution protéique. Cet effet est dû à la présence sur la protéine de divers groupements fonctionnels. Il existe pour chacune des protéines un pH spécifique, connu sous le nom de point isoélectrique (pI), où la charge nette de la protéine est zéro (RPI 1999).

Les précipités obtenus par précipitation isoélectrique sont des agrégats de différents types de protéines et ils peuvent même inclure des fragments de particules. La précipitation isoélectrique peut être utilisée, en exploitant la variabilité de la solubilité des protéines en fonction du pH, sans changement de la force ionique (Scopes 1987).

Une précipitation fractionnaire peut être obtenue en faisant varier le pH du milieu. Sous de faibles pH, les protéines présentent une charge nette positive en raison du gain, par le groupement aminé, d'un proton additionnel. Sous des pH élevés, elles présentent une charge nette négative due à la perte du proton du groupement carboxyle sur la « colonne vertébrale » de la protéine. À son point isoélectrique (pI), la protéine n'a aucune charge nette. Ce qui conduit à la réduction de sa solubilité car elle est incapable d'interagir avec le

milieu et alors elle précipitera de la solution (RPI 1999). Ce phénomène peut être expliqué en utilisant l'équation de Cohn (cf. section 6.2.2 Précipitation induite par des sels).

### **6.2.6 Précipitation par ajout de polymères**

Les protéines peuvent également être précipitées par l'ajout de polymères non-ioniques. Ce type de précipitation implique l'ajout d'un polymère non-ionique à la solution protéique. Elle résulte du fait que cet ajout réduit la quantité d'eau disponible pour interagir avec la protéine (RPI 1999).

Lors du développement du traitement, diverses variantes ont été expérimentées. Certaines utilisaient la protéine à l'étude en combinaison avec d'autres polymères. Cette combinaison n'a pas toutefois accru les performances de traitement. Ce mode de précipitation des protéines n'est donc pas impliqué dans le procédé utilisé pour réaliser la présente étude, i.e., utilisation de la protéine seule.

### **6.2.7 Précipitation par ajout d'ions métalliques**

Finalement, les protéines peuvent également être précipitées par l'ajout d'ions métalliques. Dans ce type de précipitation, un ion métallique se liera à une partie de la protéine. L'un des avantages de ce type de précipitation est qu'il présente un grand pouvoir de précipitation pour les solutions diluées. Les ions métalliques peuvent être classifiés en trois groupes. Les ions tels que  $Mn^{+2}$ ,  $Fe^{+2}$ ,  $Co^{+2}$ ,  $Ni^{+2}$ ,  $Zn^{+2}$  et  $Cd^{+2}$  seront fortement liés aux acides carboxyliques et les composés azotés. Les ions  $Ca^{+2}$ ,  $Ba^{+2}$ ,  $Mg^{+2}$  et  $Pb^{+2}$  se lieront principalement aux acides carboxyliques. Finalement, les ions  $Ag^{+2}$ ,  $Hg^{+2}$  et  $Pb^{+2}$  seront fortement liés aux groupements « sulphydryl » (RPI 1999).

## 6.2.8 Précipitation par dénaturation sélective

La dénaturation sélective est utilisée lorsque l'on veut extraire une protéine spécifique contenue dans une solution protéique contenant deux ou plus de deux protéines différentes. Il y a trois types de dénaturation sélective, les températures extrêmes, les pH extrêmes et l'ajout de solvant organique. L'objectif de la dénaturation sélective est de créer des conditions sous lesquelles la protéine ciblée ou désirée ne sera pas entièrement dénaturée, alors que tous les autres composés seront dénaturés et précipités. Ces trois principaux stress ne sont généralement pas indépendants car la dénaturation thermique dépend fortement du pH et vice versa, et avec les solvants organiques, la température, le pH et la force ionique doivent être soigneusement définis (RPI 1999, Scopes 1987).

### 6.2.8.1 Dénaturation thermique

La précipitation thermique est obtenue en changeant la température des solutions protéiques. La température peut être utilisée sélectivement pour dénaturer et précipiter les protéines non désirées (RPI 1999, Scopes 1987). Ce type de précipitation par dénaturation thermique n'est toutefois pas impliqué dans le mécanisme d'action du traitement à l'étude.

### 6.2.8.2 Dénaturation par ajustement du pH

Ce genre de précipitation se produit lorsqu'une solution protéique est soumise à des conditions adverses de pH, i.e., pH extrêmement acide ou alcalin, et maintenue sous ces conditions pendant un certain temps. Lorsque la valeur du pH de la solution protéique est retournée à sa valeur optimale, l'on obtient à nouveau l'activité spécifique de la protéine. Si la dénaturation des protéines n'est pas trop poussée, le phénomène est réversible. La figure 6.16 illustre la réversibilité de la dénaturation des protéines (RPI 1999).

Les valeurs extrêmes de pH engendrent une dénaturation car les zones sensibles de la molécule protéique acquièrent plus de charges, causant une répulsion interne, et possiblement une perte de charges qui étaient auparavant impliquées dans les forces d'attraction qui maintenaient la protéine ensemble (Figure 6.17). Pour certaines protéines, la valeur de pH permettant la plus grande stabilité n'est pas nécessairement celle du point isoélectrique (Scopes 1987).

### **6.2.8.3 Dénaturation par ajout de solvants organiques**

Le principe de la dénaturation par ajout de solvants organiques repose sur la sensibilité différentielle des protéines au traitement. Certaines protéines sont très stables, et cette propriété est exploitée, permettant de dénaturer les autres protéines moins stables. La température et le pH doivent être définis soigneusement lors de la dénaturation au moyen d'un solvant organique car les trois paramètres ou stress agissent conjointement sur les protéines (Scopes 1987). Comme dans le cas de la dénaturation thermique, la dénaturation par ajout de solvants organiques ne serait pas impliquée dans la précipitation de la protéine utilisée à des fins de traitement des eaux usées.

### **6.2.9 Précipitation à grande échelle**

Les procédés de précipitation utilisés à l'échelle industrielle sont les mêmes que ceux expérimentés en laboratoire ou à petite échelle. La solubilité chimique lors d'une précipitation à grande échelle est similaire à celle d'une précipitation à petite échelle. Les précipitations à grande et à petite échelles seraient également gouvernées par les mêmes cinétiques chimiques. Les conditions spécifiques ou sélectives sont les mêmes pour précipiter une protéine donnée (RPI 1999).

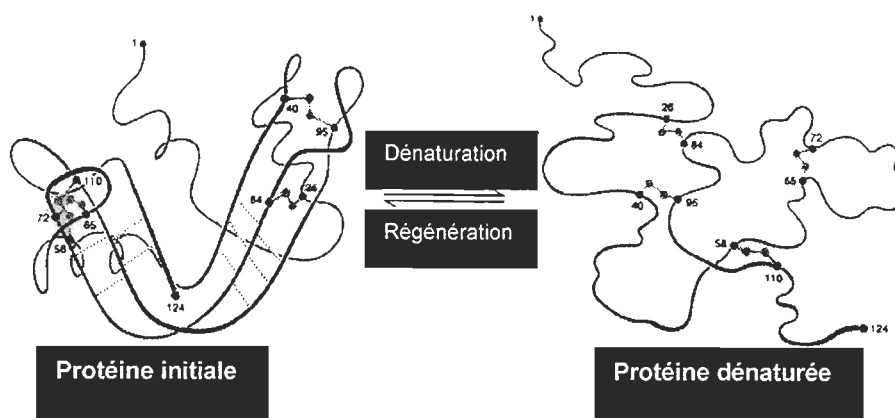


Figure 6.16 Réversibilité de la dénaturation des protéines.  
(D'après RPI 1999)

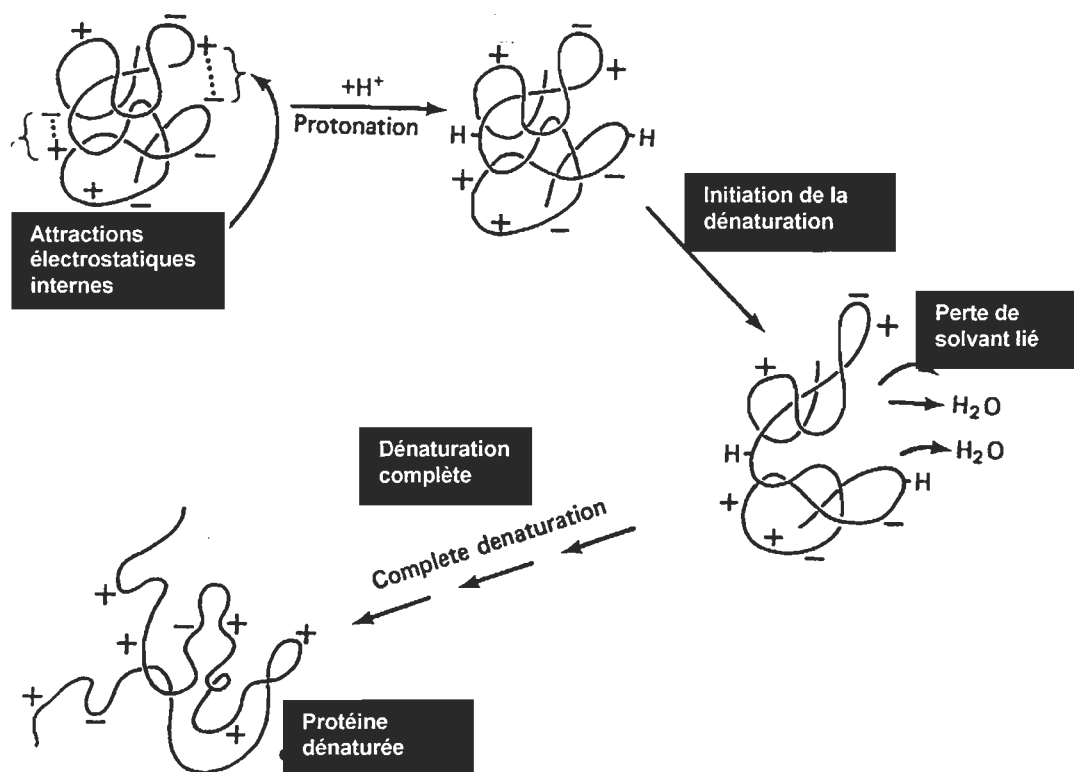


Figure 6.17 Forces électrostatiques internes agissant sur la molécule protéique. (D'après Scopes 1987)

## 6.3 Mécanismes d'action et de précipitation proposés

### 6.3.1 Mécanisme d'action du polymère

Les principaux mécanismes d'action proposés initialement pour le polymère à l'étude sont la formation **de liens par ponts hydrogène**, la formation **de liaisons de type hydrophobe**, l'implication **d'interactions de Van der Waals**, et la **neutralisation des charges**.

Selon la littérature disponible, le polymère à l'étude présenterait divers mécanismes potentiels d'action. Les principaux mécanismes d'action de ce polymère ont été décrits d'une façon sommaire dans la présente étude.

Compte tenu de la structure et de la réactivité potentielle de ce polymère et de la complexité des eaux usées, il est vraisemblable que plus d'un mécanisme soit impliqué dans l'action du polymère. Cette possibilité sera abordée à la section discussion.

### 6.3.2 Mécanisme de précipitation du polymère

La **précipitation isoélectrique** résultant du changement de la valeur du pH ou la **dénaturation par ajustement du pH** serait le principal mécanisme de précipitation impliqué dans la précipitation du polymère à l'étude.

Il existe différentes techniques par lesquelles on peut précipiter de façon réversible ce polymère. Les principales techniques de précipitation de ce polymère ont été décrites d'une façon sommaire dans la présente thèse.

La complexité des eaux usées suggère qu'il est fort probable que plus d'un mécanisme soit impliqué dans la précipitation de ce polymère. Cette possibilité sera discutée dans une section ultérieure, i.e. section discussion.

## CHAPITRE VII

### RÉSULTATS

Ce chapitre présentera d'une façon exhaustive les résultats obtenus lors du traitement d'une trentaine de types d'eaux usées soumises à l'étude. La première section présentera les principales caractéristiques des eaux usées, alors que la seconde sera consacrée à la description des résultats obtenus lors de la réalisation de l'étude d'applicabilité ; les impacts du traitement seront par la suite, décrits sommairement. La quatrième section de ce chapitre décrira, d'une façon exhaustive, les performances spécifiques du procédé lorsque soumis à chacun des types d'eaux usées étudiées. L'avant dernière section sera vouée à la modélisation de la nouvelle approche de traitement lorsque soumise à des eaux usées en provenance d'une usine produisant une PCTM. Finalement, la cinétique réactionnelle du traitement, ou les hypothèses en ce qui a trait au mécanisme d'action du polymère ou du traitement, seront présentées.

#### **7.1 Caractéristiques des eaux usées**

Les caractéristiques des eaux usées soumises au traitement sont consignées au tableau 7.1. Ces valeurs donnent une idée générale de l'étendue des valeurs pour chacune des variables dépendantes retenues. On y constate que le polymère ou le procédé de traitement a été soumis à une vaste gamme de charges. Les erreurs spécifiques associées aux diverses mesures sont consignées à l'annexe III et sont résumées au tableau 7.1.



**Tableau 7.1 Principales caractéristiques des eaux usées soumises au traitement.**

<b>PARAMÈTRE *</b>	<b>VALEUR MAXIMALE (mg/L)</b>	<b>VALEUR MINIMALE (mg/L)</b>
<b>COULEUR (± 0,8 %)</b>		
Apparente	86 000 ± 700	590 ± 5
Réelle	3 200 ± 26	900 ± 7
<b>DCO (± 0,2 %)</b>		
Totale	45 000 ± 90	250 ± 0,5
Soluble	8 600 ± 17	690 ± 1
<b>DBO<sub>5</sub> (± 4 %)</b>		
Totale	22 700 ± 908	250 ± 10
Soluble	1 500 ± 60	220 ± 9
<b>SOLIDES (± 0,1 %)</b>		
ST	19 900 ± 20	1 035 ± 1
STV	3 450 ± 3	525 ± 0,5
MES	11 600 ± 12	30 ± 0,03
MVES	1 600 ± 2	156 ± 0,2
<b>COT (± 2 %)</b>	5 100 ± 100	1 550 ± 31
<b>ARG</b>	104	7
<b>COHA (± 2 %)</b>	100 ± 2	13 ± 0,3
<b>TOXICITÉ</b>	EC <sub>50</sub> = 0,5 %	—————

————— : Non mesuré

\* : L'ensemble de ces paramètres n'a pas été quantifié pour chacune des études.

Les caractéristiques spécifiques de chacun de ces types d'eaux usées seront présentées d'une façon plus exhaustive lors de la description des performances spécifiques du traitement lorsque soumis à chacun des types d'eaux usées à l'étude. Ces caractéristiques sont exprimées en termes de concentration de couleur (CA, CR), de DCO (totale, soluble), de DBO<sub>5</sub> (totale, soluble), de solides (ST, STV, MES, MVES), de COT, d'ARG, de COHA et de toxicité.

Les écarts observés dans les eaux usées utilisées lors des essais ont été les suivants : une couleur de 590 à 86 200 mg/L ou unité PtCo, une DCO de 250 à 45 000 mg/L, une DBO<sub>5</sub> de 250 à 22 700 mg/L, une toxicité Microtox ou EC<sub>50</sub> de 0,5 % et des contenus en solides totaux de 1 035 à 19 900 mg/L, en MES de 30 à 11 600 mg/L, en COT de 1 550 à 5 100 mg/L, en ARG de 7 à 104 mg/L et en COHA de 13 à 100 mg/L (Tableau 7.1).

## **7.2 Applicabilité**

L'étude préalable de la traitabilité des effluents papetiers au moyen de cette nouvelle approche de traitement des eaux usées a révélé que le procédé pouvait traiter efficacement diverses eaux usées, telles :

- **Les eaux usées d'usines de désencrage ;**
- **Sept types d'effluents d'usines kraft ;**
- **Six types d'effluents issus d'usines de papiers fins ;**
- **Les eaux usées d'usines PCTM ;**
- **Les eaux usées d'usines PCTMB ;**
- **Les eaux usées d'usines PTM ;**
- **Les effluents bruts d'usines semi-chimiques ;**
- **Les eaux usées de l'étape du lavage de la pâte au sulfite blanchie au chlore ;**
- **Les eaux usées d'usines produisant du papier toiture ;**

- **Un effluent final issu de systèmes de traitement secondaire aérobie ;**
- **Un effluent final issu de systèmes de traitement secondaire anaérobie ; et**
- **Les eaux usées provenant d'une unité d'extraction de saveur agroalimentaire.**

### **7.3 Impacts**

Ce procédé a permis une amélioration intéressante de la qualité des eaux usées soumises au traitement. Il en a résulté des réductions significatives pour les paramètres suivants :

- **Du contenu en composés organiques halogénés adsorbables (COHA) ;**
- **Du contenu en acides résineux et gras (ARG) et indépendamment des AR et des AG ;**
- **De la couleur apparente et réelle (CA, CR) ;**
- **De la demande biochimique en oxygène cinq jours (DBO<sub>5</sub>) soluble et totale ;**
- **De la demande chimique en oxygène (DCO) soluble et totale ;**
- **Du contenu en carbone organique total (COT) ;**
- **Du contenu en solides totaux et en suspension, i.e., MES, MVES, ST, STV ; et**
- **De la toxicité Microtox des eaux usées soumises au traitement.**

#### **7.3.1 Performances**

Nonobstant le type d'eau usée soumise à l'étude, les meilleures performances obtenues avec ce procédé ont permis d'atteindre des

pourcentages de réduction élevés pour les paramètres indiqués ci-dessous ; ils sont les suivants :

<b>Couleur (CA, CR)</b>	<b>&gt; 99 %</b>
<b>MES, MVES</b>	<b>&gt; 99 %</b>
<b>ARG</b>	<b>99 %</b>
<b>DCO TOTALE</b>	<b>88 %</b>
<b>ST</b>	<b>83 %</b>
<b>DCO SOLUBLE</b>	<b>82 %</b>
<b>COHA</b>	<b>68 %</b>
<b>DBO<sub>5</sub> TOTALE</b>	<b>67 %</b>
<b>STV</b>	<b>60 %</b>
<b>COT</b>	<b>50 %</b>
<b>DBO<sub>5</sub> SOLUBLE</b>	<b>45 %</b>
<b>SD</b>	<b>45 %</b>
<b>TOXICITÉ MICROTOX</b>	<b>&gt; 100 %</b>

Le tableau 7.2 présente, à titre indicatif, les meilleures performances du traitement lorsque soumis à divers types d'effluents papetiers. Il est important de mentionner que le terme «meilleure performance» ne signifie pas que celle-ci est optimale, puisque aucun essai d'optimisation n'a été réalisé. On remarque à ce tableau, pour un paramètre donné, que les performances spécifiques sont généralement voisines des meilleures performances indiquées ci-dessus. Les réductions de la couleur, des MES et des ARG sont généralement supérieures à 90 % ; on note également une réduction «relative» ( $((\text{Toxicité initiale} - \text{Toxicité finale}) / \text{Toxicité initiale}) \times 100$ ) de la toxicité Microtox supérieure à 100 %, une réduction moyenne des COHA de 65 %, une réduction de la DCO généralement supérieure à 55 %, une réduction de la DBO<sub>5</sub> variant entre 20 et 70 %, une réduction des ST variant entre 7 et 75 % et finalement une réduction de 47 % du contenu en COT des eaux usées soumises à l'étude.

Tableau 7.2 Meilleures performances spécifiques du traitement lorsque soumis à diverses eaux usées papetières.

TYPE D'EFFLUENTS OU DE PRODUCTION	RÉDUCTION COULEUR (%)		RÉDUCTION MES (%)		RÉDUCTION ARG	RÉDUCTION COHA	RÉDUCTION TOXICITÉ
	CA	CR	MES	MVES	(%)	(%)	(%)
PCTMB	97	—	—	—	—	—	—
PCTM	> 99	98	> 99	> 99	98	—	> 100
PTM	> 99	—	> 99	> 99	93	—	—
SC	> 99	94	> 99	—	—	—	—
SULFITE	90	—	77	—	—	68	—
PAPIERS FINS	98	97	95	98	—	—	—
DÉSENCRAGE	86	—	—	—	—	—	—
KRAFT							
Général	90	—	94	—	—	65	—
E <sub>1</sub>	98	—	97	—	—	63	> 100
Aérobie ETS*	97	—	—	—	—	—	—
Anaérobie ETS*	83	—	50	50	—	—	—
EXTRACTION SAVEUR	98	—	—	—	—	—	—

Tableau 7.2(Suite)

TYPE D'EFFLUENT OU DE PRODUCTION	RÉDUCTION DCO (%)		RÉDUCTION DBO <sub>5</sub> (%)		RÉDUCTION SOLIDES (%)		RÉDUCTION COT (%)
	TOT	SOL	TOT	SOL	ST	STV	
PCTMB	58	—	—	—	—	—	—
PCTM	74	61	67	44	42	60	47
PTM	82	41	28	21	36	—	—
SC	87	32	47	34	75	—	—
SULFITE	62	—	—	—	—	—	—
PAPIERS FINS	61	34	20	22	7	14	—
DÉSENCRAGE	30	—	—	—	—	—	—
KRAFT							
Général	55	42	8	—	—	—	—
E <sub>1</sub>	66	—	28	—	—	—	—
Aérobie ETS*	64	—	—	—	—	—	—
Anaérobie ETS*	61	60	44	37	—	—	—
EXTRACTION SAVEUR	23	—	—	—	—	—	—

ETS : Effluent du système de traitement secondaire

— : Non mesuré

Dans le cas des ARG contenus dans les eaux usées du procédé PCTM soumises à l'étude, on note que le meilleur pourcentage de réduction des AR est supérieur à celui des AG. Le traitement permet ainsi d'obtenir une réduction de 99 % des AR (91,6 à 98,9 %) comparativement à 85 % dans le cas des AG (60,2 à 84,8 %).

Bien que qualitative, les observations réalisées sur des échantillons traités et maintenus à 4 °C, pendant 6 à 24 mois, n'ont révélé aucune réversion significative de la couleur des eaux usées traitées.

D'une façon générale, on constate que ce procédé permet d'obtenir des performances élevées lorsque utilisé pour traiter les effluents PCTMB, PCTM, PTM, SC, papiers fins et kraft (général, E<sub>1</sub>, aérobie ETS). Ces eaux usées seraient ainsi probablement les eaux usées qui répondent le mieux au traitement. Il faut toutefois garder en mémoire que le procédé n'a pas été optimisé pour le traitement spécifique de chacun de ces types d'eaux usées. De plus, l'optimisation peut être réalisée en ayant comme objectif de maximiser la réduction d'une variable dépendante au dépend des autres variables dépendantes. Par exemple, si l'on utilise le traitement en tant que traitement tertiaire ayant comme objectif unique la réduction de la couleur ; l'optimisation sera ainsi fonction d'une réduction optimale de la couleur sans égard aux autres variables dépendantes.

### **7.3.2 Production de boues**

L'étude de la production de boues chimiques générées a été réalisée lors du traitement de diverses eaux usées. Les résultats obtenus spécifiquement pour chacun des types d'eaux usées seront présentés, d'une façon plus exhaustive, dans les sections ultérieures.

Les divers résultats obtenus lors de l'étude de production de boues, i.e., poids de boues produites, temps de décantation et volumes de boues décantées, permettront également d'évaluer sommairement la vitesse relative de décantation des boues exprimée sous la forme de «l'indice du volume des boues chimiques» (IVB<sub>C</sub>).

Cette section vise, en fait, à éprouver l'hypothèse suivante :

- **pour une performance d'enlèvement donnée, la nouvelle approche de traitement physico-chimique génère moins de précipités ou de boues qu'une approche biologique par boues activées.**

#### 7.3.2.1 Production de boues chimiques

Les résultats présentés dans cette section sont ceux obtenus lors du traitement d'eaux usées en provenance d'une usine produisant une PCTMB, i.e., les eaux usées issues de la vis d'alimentation d'un raffineur. L'étude de la quantité de boues chimiques générées a été réalisée en même temps que l'étude de l'impact spécifique de chacune des étapes de traitement. Deux séries d'essais ont été réalisés à ces fins. Lors de la première série d'essais, le pH des eaux usées était maintenu à une valeur spécifique, i.e., pH = 2, alors que la concentration en polymère utilisée était variable. Dans la seconde série d'essais, la charge en polymère était maintenue constante, i.e., 0,5 g/L de polymère, alors que la valeur du pH des eaux usées était variable.

D'une façon générale, les résultats obtenus révèlent que la production de boues chimiques est faible et fonction du pH et de la concentration de polymère utilisée (Tableaux 7.3 & 7.4 et Figures 7.1 & 7.2). Pour une efficacité donnée de l'enlèvement d'un paramètre, la production nette de boues chimiques est généralement inférieure à la production nette de boues biologiques ou



secondaires, tel que montré aux tableaux 7.5 & 7.6 et illustré aux figures 7.3 à 7.6.

Le biotraitement par boues activées de ces mêmes eaux usées, en laboratoire et à l'échelle industrielle, a permis de déterminer que le taux de production de boues biologiques était de 60 g de boues biologiques pour 100 g de DBO<sub>5</sub> enlevée, alors que le rapport DCO / DBO<sub>5</sub> était de 2,2. En supposant ce taux de production et une biodégradation de 100 % de la DBO<sub>5</sub> (7 420 mg/L), la production théorique de boues biologiques serait ainsi de 4,452 g/L de boues biologiques ou secondaires (Tableaux 7.3 et 7.4).

Pour une performance donnée, la production de boues biologiques ou secondaires est évaluée en considérant :

**1 - la performance du traitement ; et**

**2 - le rendement ou la production de boues biologiques.**

Quant à elle, la production nette de boues est obtenue en soustrayant simplement de la quantité de boues chimique et biologique produites la quantité de MES initialement contenue dans les eaux usées soumises à l'étude.

Le tableau 7.3 et la figure 7.1 révèle que la production nette de boues chimiques est fonction de la charge en polymère utilisée. Compte tenu que le procédé utilisé ne laisse théoriquement pas de polymère résiduel dans les eaux usées traitées, cette observation était tout à fait prévisible. Tout le polymère dissous dans les eaux usées, en début de traitement, se retrouve ainsi théoriquement en totalité dans les boues chimiques produites lors du traitement. Ce qui a été confirmé par des essais en laboratoire.

**Tableau 7.3 Production nette de boues chimiques lors du traitement des eaux usées en provenance d'une usine PCTMB.**

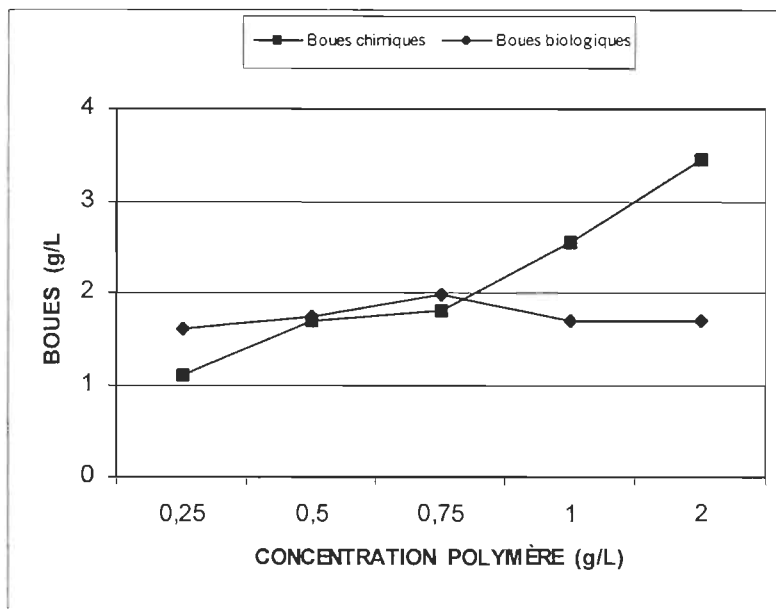
**Série I (Valeur constante du pH à 2).**

<b>CONCENTRATION POLYMÈRE (g/L) (<math>\pm 0,0002</math> g/L)</b>	<b>PRODUCTION NETTE BOUES CHIMIQUES (g/L) (<math>\pm 0,1</math> %)</b>	<b>PRODUCTION NETTE BOUES BIOLOGIQUES (g/L)</b>
<b>Biomasse</b>		<b>4,452</b>
<b>Filt. + ajustement pH</b>	<b>0,820 <math>\pm</math> 0,001</b>	<b>3,456</b>
<b>0,25</b>	<b>1,098 <math>\pm</math> 0,001</b>	<b>1,612</b>
<b>0,50</b>	<b>1,701 <math>\pm</math> 0,001</b>	<b>1,730</b>
<b>0,75</b>	<b>1,797 <math>\pm</math> 0,002</b>	<b>1,975</b>
<b>1,00</b>	<b>2,549 <math>\pm</math> 0,003</b>	<b>1,689</b>
<b>2,00</b>	<b>3,441 <math>\pm</math> 0,003</b>	<b>1,682</b>

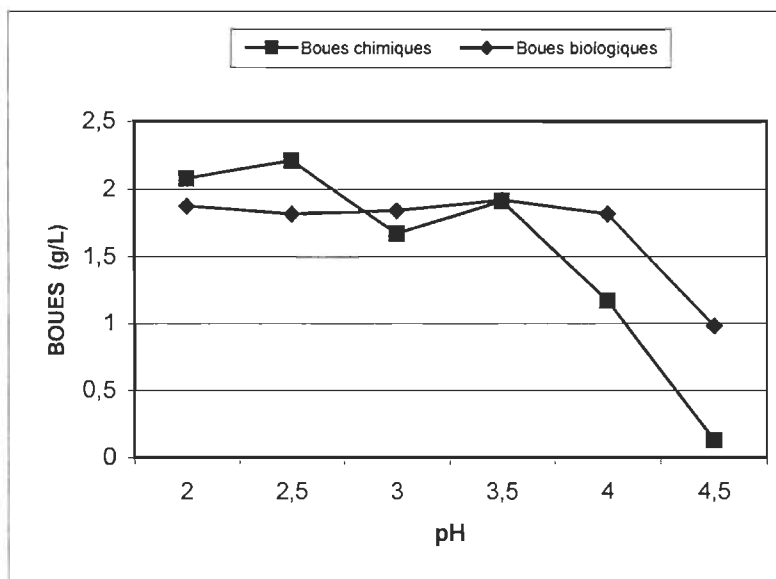
**Tableau 7.4 Production nette de boues chimiques lors du traitement des eaux usées en provenance d'une usine PCTMB.**

**Série II (Concentration en polymère constante à 0,5 g/L).**

<b>pH</b>	<b>PRODUCTION NETTE BOUES CHIMIQUES (g/L) (<math>\pm 0,1</math> %)</b>	<b>PRODUCTION NETTE BOUES BIOLOGIQUES (g/L)</b>
<b>Biomasse</b>		<b>4,452</b>
<b>Filt. + ajustement pH</b>	<b>0,996 <math>\pm</math> 0,001</b>	<b>3,456</b>
<b>2,0</b>	<b>2,077 <math>\pm</math> 0,002</b>	<b>1,875</b>
<b>2,5</b>	<b>2,210 <math>\pm</math> 0,002</b>	<b>1,814</b>
<b>3,0</b>	<b>1,669 <math>\pm</math> 0,002</b>	<b>1,841</b>
<b>3,5</b>	<b>1,912 <math>\pm</math> 0,002</b>	<b>1,920</b>
<b>4,0</b>	<b>1,172 <math>\pm</math> 0,001</b>	<b>1,816</b>
<b>4,5</b>	<b>0,127 <math>\pm</math> 0,0001</b>	<b>0,982</b>



**Figure 7.1** Comparaison de la production nette de boues biologiques et chimiques. Série I.



**Figure 7.2** Comparaison de la production nette de boues biologiques et chimiques. Série II.

**Tableau 7.5 Production nette de boues biologiques (BB) et chimiques (BC) en fonction de la réduction de la couleur apparente (CA) et de la DCO totale (DCO) lors du traitement des eaux usées en provenance d'une usine PCTMB.**

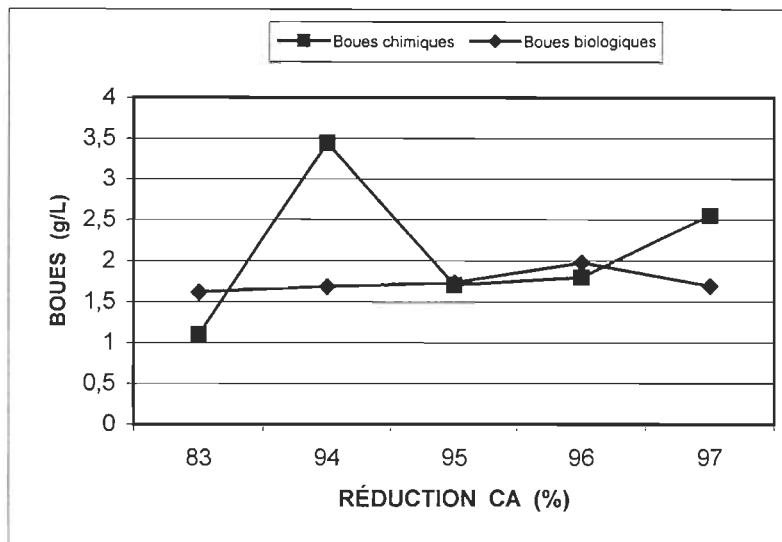
**Série I (Valeur constante du pH à 2).**

CONCENTRATION POLYMÈRE (g/L) ( $\pm 0,0002$ g/L)	RÉDUCTION CA (%) ( $\pm 2$ %)	RÉDUCTION DCO (%) ( $\pm 0,6$ %)	PRODUCTION BC (g/L) ( $\pm 0,1$ %)	PRODUCTION BB (g/L)
0,25	83	47	1,098	1,612
0,50	95	51	1,701	1,730
0,75	96	57	1,797	1,975
1,00	97	50	2,549	1,689
2,00	94	49	3,441	1,682

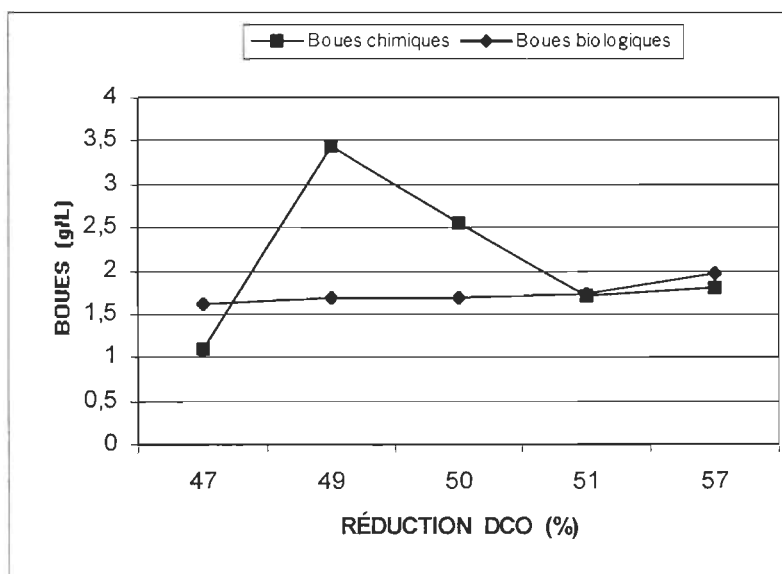
**Tableau 7.6 Production nette de boues biologiques (BB) et chimiques (BC) en fonction de la réduction de la couleur apparente (CA) et de la DCO totale (DCO) lors du traitement des eaux usées en provenance d'une usine PCTMB.**

**Série II (Concentration en polymère constante à 0,5 g/L).**

pH	RÉDUCTION CA (%) ( $\pm 2$ %)	RÉDUCTION DCO (%) ( $\pm 0,6$ %)	PRODUCTION BC (g/L) ( $\pm 0,1$ %)	PRODUCTION BB (g/L)
4,5	28	28	0,127	0,982
4,0	80	53	1,172	1,816
3,5	89	56	1,912	1,920
3,0	92	54	1,669	1,841
2,5	93	52	2,210	1,814
2,0	96	55	2,077	1,875



**Figure 7.3** Comparaison de la production nette de boues biologiques et chimiques pour une même réduction de la couleur apparente (CA). Série I.



**Figure 7.4** Comparaison de la production nette de boues biologiques et chimiques pour une même réduction de la DCO totale (DCO). Série II.

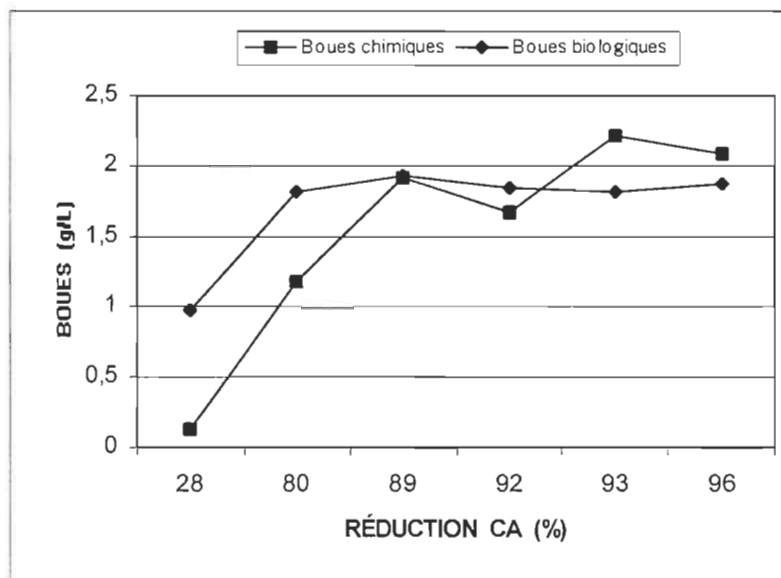


Figure 7.5 Comparaison de la production nette de boues biologiques et chimiques pour une même réduction de la couleur apparente (CA). Série I.

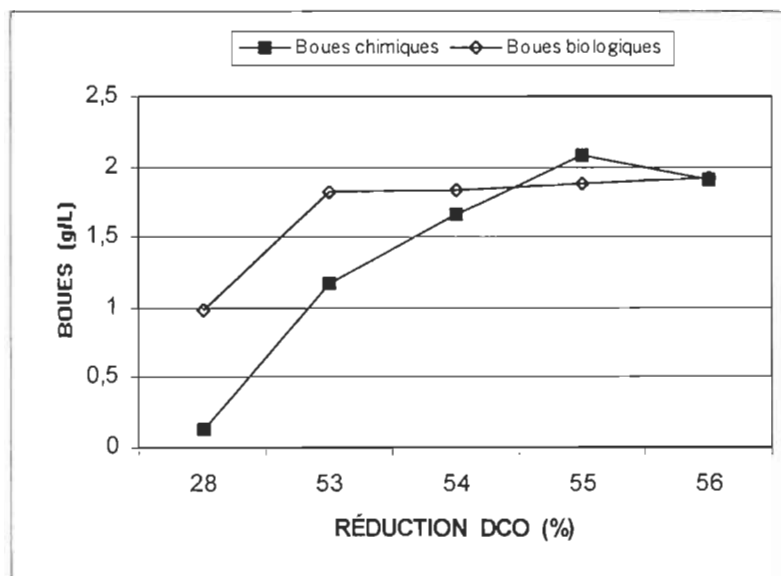


Figure 7.6 Comparaison de la production nette de boues biologiques et chimiques pour une même réduction de la DCO totale (DCO). Série II.

Sous de faibles doses en polymère et à un pH voisin de 2, la production nette de boues chimiques (1,098 à 1,797 g/L) est inférieure ou voisine de celle des boues biologiques (1,612 à 1,975 g/L). Il est évident qu'en situation de surdosage, la production de boues biologiques (1,682 à 1,689 g/L) est inférieure à celle des boues chimiques (2,549 à 3,441 g/L). À une charge en polymère supérieure à 0,75 g/L, on note que la production nette de boues chimiques devient légèrement supérieure à celle des boues biologiques.

Ces résultats suggèrent que le traitement présente, en terme de production de boues chimiques, des performances intéressantes sous des charges en polymère inférieures à 1,0 g/L. Ce qui supporte la sélection de l'étendue d'intérêt des conditions d'opération ou des variables indépendantes utilisées lors de la modélisation mathématique, i.e., limite supérieure de 1,00 gramme de polymère par litre d'eaux usées à traiter.

La production nette de boues chimiques est également fonction de la valeur du pH sous laquelle se réalise le traitement (Tableau 7.4 et Figure 7.2). Compte tenu que le point isoélectrique du polymère utilisé se situe aux alentours d'un pH de 4,0, la précipitation du polymère et des polluants contenus dans les eaux usées soumises à l'étude se réalisera à des valeurs de pH inférieures à 4,0. Pour une charge donnée en polymère, on constate ainsi que la quantité de boues chimiques produite tend à s'accroître au fur et à mesure que la valeur du pH diminue. Il a été établi que l'efficacité maximale du traitement en terme de réduction de la couleur apparente est obtenue sous des valeurs de pH de 2,0. Sous des valeurs de pH supérieures à 2,5, la production de boues chimiques est ainsi inférieure à celle des boues biologiques, alors que sous des valeurs de pH inférieures à 2,5 la production de boues chimiques est légèrement supérieure à celle des boues biologiques. Ce qui était tout à fait prévisible puisque le procédé précipite à la fois le polymère utilisé et la majorité des polluants contenus dans les eaux usées soumises au traitement.

Pour une efficacité donnée de l'enlèvement d'un paramètre, la production nette de boues chimiques est généralement inférieure à la production nette de boues biologiques ou secondaires, tel que montré aux tableaux 7.5 et 7.6 et illustré aux figures 7.3 à 7.6.

Sous des charges en polymères inférieures à 1,00 g/L, on constate que pour une efficacité donnée en terme de réductions de la couleur apparente (83 à 96 %) et de la DCO totale (47 à 57 %), la production de boues chimiques est inférieure à celle des boues biologiques (Tableau 7.5 et Figures 7.3 et 7.4). Le surdosage en polymère (1 à 2 g/L) engendre des productions en boues chimiques supérieures à celles des boues biologiques. Ce qui était tout à fait prévisible et décrit antérieurement, i.e., précipitation du polymère ajouté et des polluants neutralisés. Les meilleures performances obtenues, lors de cette série d'essais, ont été des réductions de 97 % de la couleur apparente et de 57 % de la DCO totale. La réduction de 96 % de la couleur apparente et de 57 % de la DCO totale des eaux usées générerait des productions de boues chimiques inférieures à celles d'un procédé biologique pour atteindre des performances identiques (Tableau 7.5, 0,75 g/L).

Sous une charge constante de polymère, i.e., 0,5 g/L, on constate que la performance du procédé en terme de réduction de la couleur apparente tend à s'accroître, passant d'une réduction de 28 % à 96 % lorsque la valeur du pH passe de 4,5 à 2,0 (Tableau 7.6). Il en résulte ainsi que le taux de production des boues chimiques tend à s'accroître avec une réduction de la valeur du pH sous laquelle le traitement est réalisé. Pour une réduction de la couleur apparente de 28 à 92 %, la production de boues chimiques serait inférieure à celle des boues biologiques (Tableau 7.6 et Figure 7.5). L'atteinte de performances supérieures, i.e., 93 et 96 %, tendrait toutefois à générer plus de boues chimiques. Dans le cas de la réduction de la DCO, il ne semble pas y avoir de tendance générale ou elle est moins évidente (Tableau 7.6 et Figure 7.6). L'efficacité du traitement passe de 28 à 56 % lorsque le pH chute de 4,5 à



3,5, par la suite, son efficacité fluctue entre 52 et 55 %. Sous des valeurs de pH de 4,5 à 3,0, i.e., réductions de 28 à 56 % de la DCO, l'approche physico-chimique produit moins de boues que l'approche biologique. Le traitement physico-chimique des eaux usées sous des valeurs de pH inférieures à 3,0 produirait plus de boues qu'un traitement biologique. Ce qui résulterait de la précipitation du polymère utilisé et de la majorité des polluants responsables de la coloration des eaux usées.

Initialement, il est suggéré que le polymère ou la substance précipitante puisse être potentiellement récupérée. Dans cette optique, il serait intéressant d'évaluer la quantité de substances ou de matières contenues initialement dans les eaux usées et qui ont été précipitées au moyen du traitement. La quantité de substances précipitées est évaluée en soustrayant de la production nette de boues la quantité de polymère ajoutée lors de l'essai.

Il est montré au tableau 7.7 que de 0,848 à 1,549 g/L de matières contenues initialement dans les eaux usées ont été précipitées lors du traitement. Compte tenu que ces valeurs n'incluent pas la quantité de MES contenues initialement dans les eaux usées et la quantité de polymère utilisée, le traitement agirait ainsi évidemment sur les solides dissous. Sous des charges en polymères de 0,25 à 2,00 g/L, le traitement physico-chimique précipite moins de substances (0,818 à 1,549 g/L) qu'un système de traitement biologique produirait (1,612 à 1,975 g/L) de biomasse (Figure 7.7).

Sous une charge en polymère de 0,5 g/L, la production nette de boues chimiques est fonction du pH sous lequel est réalisé le traitement (Tableau 7.4 & Figure 7.2). Le traitement des eaux usées PCTMB au moyen du traitement produit généralement moins de boues qu'en produirait un système de traitement biologique pour l'obtention de performances comparables. Sous des pH de 3,0 à 4,5, la production nette de boues chimiques (0,127 à 1,912 g/L) est inférieure à la quantité de boues biologiques théoriquement produites (0,982 à 1,920 g/L).

**Tableau 7.7** Quantité de substances précipitées lors du traitement des eaux usées en provenance d'une usine PCTMB.

Série I (Valeur constante du pH à 2).

CONCENTRATION POLYMÈRE (g/L) ( $\pm 0,0002$ g/L)	QUANTITÉ DE SUBS. PRÉCIPITÉES (g/L) ( $\pm 0,1$ %)	PRODUCTION NETTE BOUES BIOLOGIQUES (g/L)
0,25	0,848 $\pm$ 0,001	1,612
0,50	1,201 $\pm$ 0,001	1,730
0,75	1,047 $\pm$ 0,001	1,975
1,00	1,549 $\pm$ 0,002	1,689
2,00	1,441 $\pm$ 0,001	1,682

**Tableau 7.8** Quantité de substances précipitées lors du traitement des eaux usées en provenance d'une usine PCTMB.

Série II (Concentration en polymère constante à 0,5 g/L).

pH	QUANTITÉ DE SUBS. PRÉCIPITÉES (g/L) ( $\pm 0,1$ %)	PRODUCTION NETTE BOUES BIOLOGIQUES (g/L)
2,0	1,577 $\pm$ 0,002	1,875
2,5	1,710 $\pm$ 0,002	1,814
3,0	1,169 $\pm$ 0,001	1,841
3,5	1,412 $\pm$ 0,001	1,920
4,0	0,672 $\pm$ 0,001	1,816
4,5	- 0,373 $\pm$ 0,0001	0,982

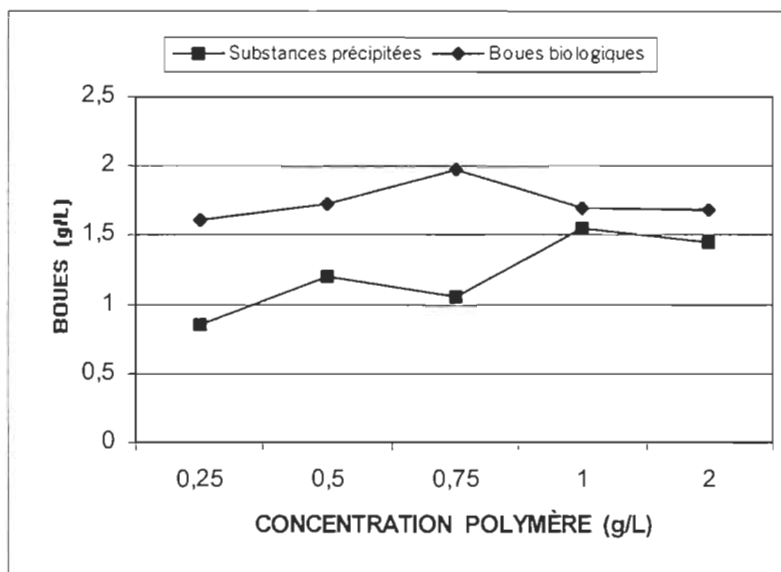


Figure 7.7 Comparaison de la production nette de boues biologiques et de la quantité de substances précipitées. Série I.

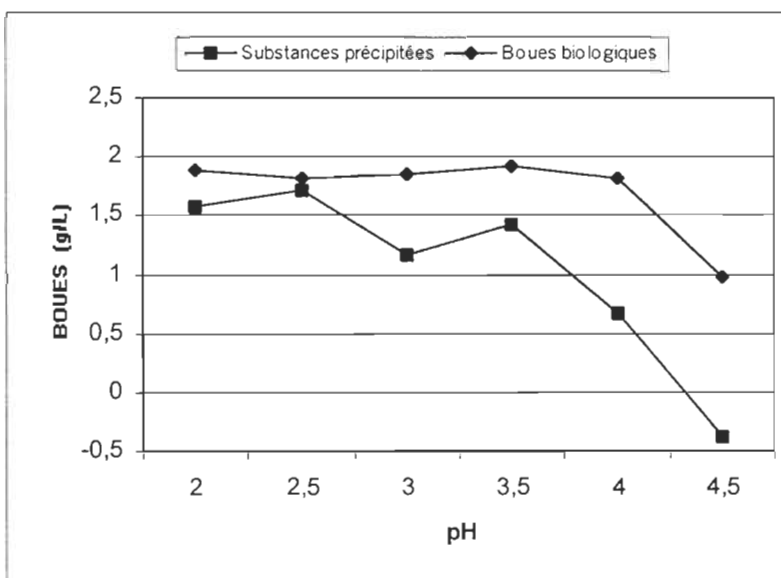


Figure 7.8 Comparaison de la production nette de boues biologiques et de la quantité de substances précipitées. Série II.

On note toutefois, que sous des pH de 2,0 et 2,5, la quantité de boues biologiques théoriquement produites (1,814 à 1,875 g/L) est inférieure à la quantité de boues chimiques produites (2,077 à 2,210 g/L).

La faible quantité de boues chimiques produites lors de l'essai réalisé sous un pH de 4,5 semble révéler qu'à cette valeur de pH, le procédé n'est plus efficace pour le traitement des eaux usées soumises à l'étude. La production nette de boues chimiques est de 0,127 g/L, alors que la charge en polymère est de 0,5 g/L. Le phénomène de précipitation ne se produit pas ou se réalise partiellement et 0,373 g/L de polymère demeure ainsi dissous dans les eaux usées traitées (Tableau 7.8 et Figure 7.8).

Le tableau 7.8 et la figure 7.8 révèlent que l'approche physico-chimique de traitement, sous une charge en polymère de 0,5 g/L et sous des valeurs de pH de 2,0 à 4,5, générerait moins de précipités qu'un système de traitement biologique produirait de biomasse. Pour des performances données de traitement, l'approche physico-chimique précipiterait de 0,672 à 1,710 g/L de substances, alors que l'approche biologique générerait de 0,982 à 1,920 g/L de biomasse. Sous une valeur de pH supérieure ou voisine (4,5) au point isoélectrique ( $\sim 4,0$ ) du polymère utilisé, une portion du polymère ( $\sim 0,373$  g/L) ajouté aux eaux usées demeure dissous dans les eaux usées après traitement.

Il faut toutefois garder à l'esprit que l'objectif du traitement n'est pas de produire le moins possible de précipités ou de boues chimiques, mais de présenter les meilleures performances possibles tout en produisant une quantité raisonnable de précipités ou de boues chimiques. De plus, il est possible d'établir en fonction des objectifs ou des exigences environnementales un compromis entre performances et production de précipités ou de boues chimiques.

Les résultats obtenus révèlent que la plus grande production de précipités ou boues chimiques a lieu sous des pH de 2,0 et de 2,5. Compte tenu que la charge en polymère est constante et qu'une production supérieure de boues chimiques signifie qu'un plus grand nombre de produits sont extraits des eaux usées à l'étude, ces résultats suggèrent que les meilleures performances soient atteintes sous ces valeurs de pH. Ce raisonnement ne s'applique pas toutefois aux essais de la première série puisque la quantité de polymère utilisée varie d'un essai à l'autre.

Les essais de la série II ont été, quant à eux, réalisés sous une charge chimique constante, i.e., 0,5 g/L, alors que la valeur du pH des eaux usées soumises au traitement variait entre 2,0 et 4,5. Le tableau 7.6 révèle que de 0,672 à 1,710 g/L de matières contenues initialement dans les eaux usées ont été précipitées lors du traitement. Comme dans le cas des essais de la série I, pour une efficacité donnée, la quantité nette de matières précipitées lors du traitement est inférieure à la production nette de boues biologiques. En se basant sur la quantité de matières précipitées lors du traitement, l'efficacité maximale pourrait être atteinte sous des valeurs de pH de 2,0 à 2,5.

On constate également que sous un pH de 4,5, la quantité de matières précipitées est inférieure à la quantité de polymère ajoutée. Ce qui signifie qu'une bonne proportion du polymère ajoutée, i.e., 0,5 g/L, demeure dissoute et ne se précipite pas. Ceci était prévisible puisque le point isoélectrique de la substance précipitante se situe aux alentours d'un pH de 4. Le polymère demeurerait ainsi partiellement dissous dans les eaux usées soumises au traitement. Comme dans le cas des essais de la série I, pour une efficacité donnée, la quantité nette de matières précipitées par le traitement est inférieure à la production nette de boues biologiques.

Pour une efficacité de traitement donnée, en termes de réduction de la couleur apparente (CA) et de la DCO totale (DCO), la quantité nette de matières

**Tableau 7.9** Quantité nette de substances précipitées et production nette de boues biologiques (BB) en fonction de la réduction de la couleur apparente (CA) et de la DCO totale (DCO) lors du traitement des eaux usées en provenance d'une usine PCTMB. Série I (Valeur constante du pH à 2).

CONCENTRATION POLYMÈRE (g/L) ( $\pm 0,0002$ )	RÉDUCTION CA (%) ( $\pm 2$ %)	RÉDUCTION DCO (%) ( $\pm 0,6$ %)	SUBSTANCES PRÉCIPITÉES (g/L) ( $\pm 0,1$ %)	PRODUCTION BB (g/L)
0,25	83	47	0,848	1,612
0,50	95	51	1,201	1,730
0,75	96	57	1,047	1,975
1,00	97	50	1,549	1,689
2,00	94	49	1,441	1,682

**Tableau 7.10** Quantité nette de substances précipitées et production nette de boues biologiques (BB) en fonction de la réduction de la couleur apparente (CA) et de la DCO totale (DCO) lors du traitement des eaux usées en provenance d'une usine PCTMB. Série II (Concentration en polymère constante à 0,5 g/L).

pH	RÉDUCTION CA (%) ( $\pm 2$ %)	RÉDUCTION DCO (%) ( $\pm 0,6$ %)	SUBSTANCES PRÉCIPITÉES (g/L) ( $\pm 0,1$ %)	PRODUCTION BB (g/L)
4,5	28	28	- 0,373	0,982
4,0	80	53	0,672	1,816
3,5	89	56	1,412	1,920
3,0	92	54	1,169	1,841
2,5	93	52	1,710	1,814
2,0	96	55	1,577	1,875

précipitées est inférieure à la production nette de boues biologiques (Tableaux 7.9 et 7.10 et Figures 7.9 à 7.12). Si l'on considère que la quantité de matières précipitées lors du traitement est un indice de l'efficacité du traitement, l'efficacité maximale pourrait être atteinte sous des charges en polymère de 1,00 à 2,00 g/L et sous des valeurs de pH de 2,0 à 2,5. On doit toutefois garder en mémoire que les conditions sous lesquelles ont été réalisées les essais ne sont pas nécessairement optimales et que tous les essais réalisés lors de la série I ont été réalisés sous une valeur constante de pH, i.e., 2, alors que ceux réalisés lors de la série II ont été réalisés sous des charges constantes en polymère, i.e., 0,5 g/L.

Au cours de la série I, les meilleures performances, i.e., des réductions de 97 % de la couleur apparente et de 57 % de la DCO totale, ont été obtenues sous des charges en polymère de 1,00 et de 0,75 g/L respectivement, bien que des réductions de 95 % de la couleur apparente et de 51% de la DCO totale aient été obtenues sous une charge de 0,50 g/L. Sous des charges chimiques de 0,75 et de 1,00 g/L, la quantité de substances précipitées était de 1,047 et de 1,549 g/L respectivement. La quantité de boues biologiques pour atteindre de telles performances serait de 1,689 à 1,975 g/L (Tableau 7.9 et Figures 7.9 et 7.10). Peu importe les performances obtenues, la quantité de substances précipitées était toujours inférieure à la production de biomasse ou de boues biologiques. Ce qui supporte l'hypothèse que l'approche physico-chimique génère moins de précipité ou de boues que l'approche biologique.

Les meilleures performances obtenues lors de la deuxième série d'essais sont des réductions de 96 % de la couleur apparente, i.e., sous un pH 2,0, et de 56 % de la DCO totale, i.e., sous un pH de 3,5 (Tableau 7.10 et Figures 7.11 et 7.12). Les quantités de substances précipitées pour obtenir de telles performances sont de 1,412 et 1,577 g/L. L'approche biologique aurait, quant à elle, produit de 1,875 à 1,920 g/L de boues biologiques pour atteindre de telles performances. Comme dans le cas des essais de la série I, la quantité de

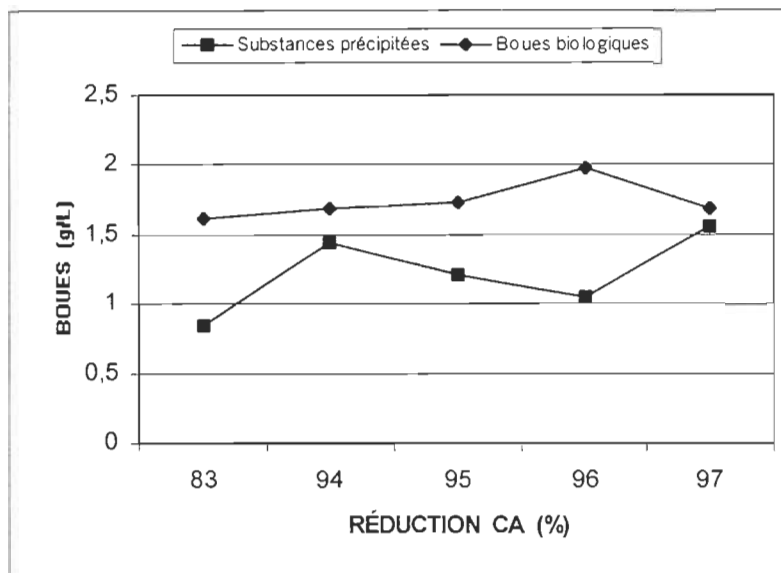


Figure 7.9 Comparaison de la production nette de boues biologiques et de la quantité de substances précipitées pour une même réduction de la couleur apparente (CA). Série I.

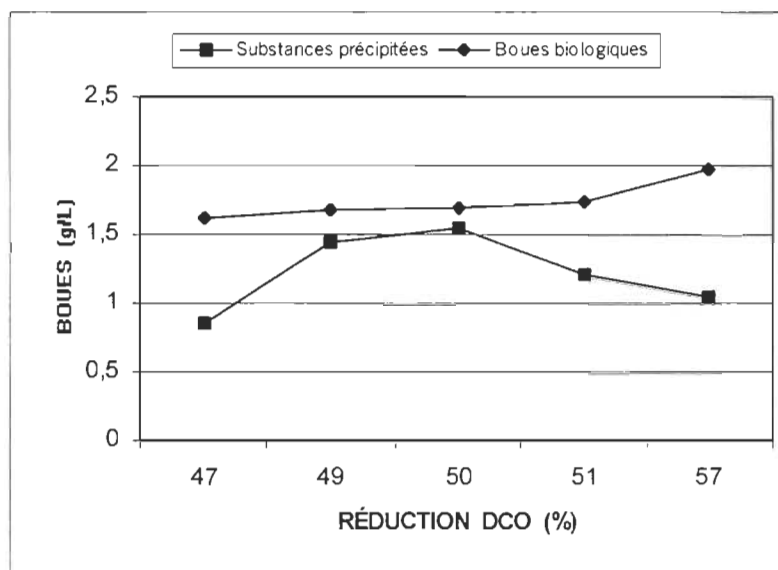


Figure 7.10 Comparaison de la production nette de boues biologiques et de la quantité de substances précipitées pour une même réduction de la DCO totale (DCO). Série I.



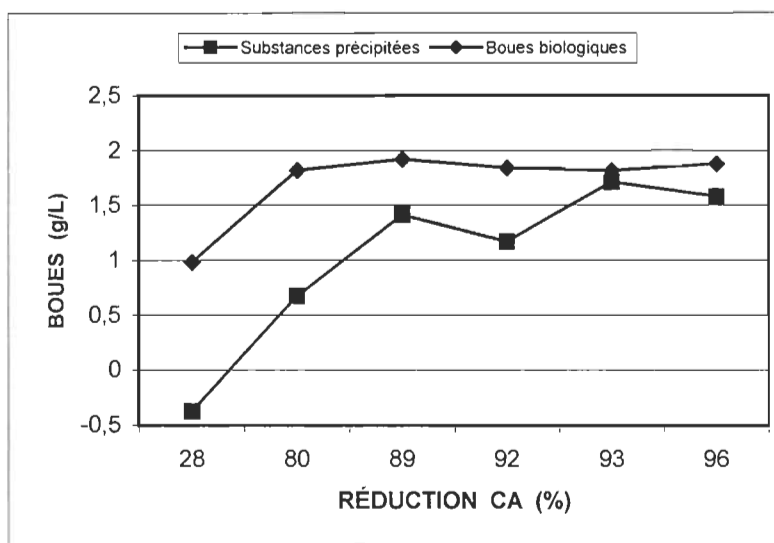


Figure 7.11 Comparaison de la production nette de boues biologiques et de la quantité de substances précipitées pour une même réduction de la couleur apparente (CA). Série II.

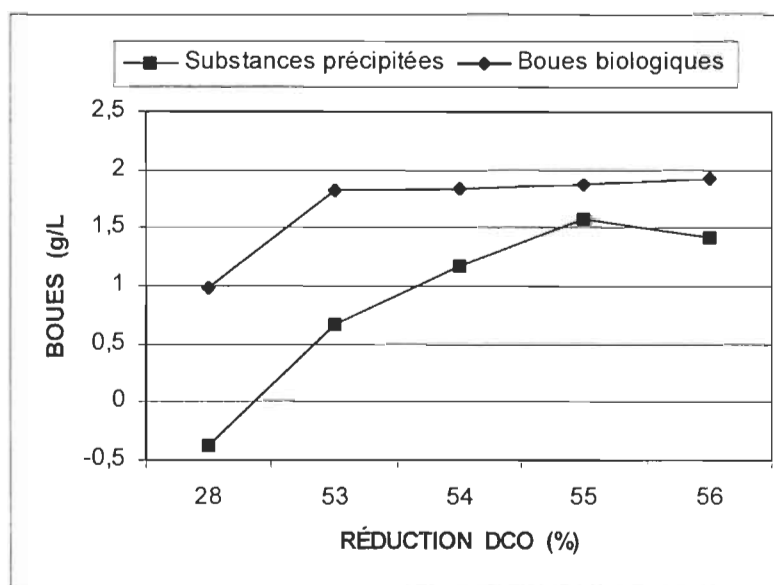


Figure 7.12 Comparaison de la production nette de boues biologiques et de la quantité de substances précipitées pour une même réduction de la DCO totale (DCO). Série II.

substances précipitées, au cours des essais de la série II, était toujours inférieure à la production de biomasse ou de boues biologiques. Ce qui supporte également les hypothèses émises initialement.

L'ensemble des résultats obtenus lors de ces deux dernières séries d'essais supporte généralement les hypothèses émises initialement à savoir que pour une performance donnée, l'approche physico-chimique génère moins de précipités ou de boues chimiques que l'approche biologique produit de biomasse ou boues biologiques.

### **7.3.2.2 Indice du volume de boues**

Les poids de boues produites, les volumes de boues décantées et les temps de décantation mesurés lors de l'étude de la production de boues peuvent être utilisés pour évaluer sommairement «la vitesse relative» de décantation des boues exprimée sous la forme de «l'indice du volume des boues chimiques» ou  $IVB_C$ .

Le principe de la mesure de l'indice du volume de la liqueur mixte ou de la biomasse, i.e., volume occupé par 1 gramme de biomasse après une période de décantation de 30 minutes, est utilisé pour évaluer l'indice du volume des boues chimiques.

Les études de la production de boues et de la traitabilité de diverses eaux usées ont révélé que le taux de production de boues chimiques était faible et la vitesse de décantation était rapide. Elles démontrent également que la majorité des boues produites est décantée en une période égale ou inférieure à 30 minutes. Les boues chimiques produites présentent ainsi une bonne décantabilité et de ce fait, de faibles indices du volume de boues.

Les valeurs ainsi utilisées pour calculer l'Indice du Volume des Boues Chimiques (IVB<sub>C</sub>) sont le poids total de boues produites, i.e., boues chimiques + MES + polymères, et le volume occupé par les boues après 30 minutes de décantation. Au cours de la première série d'essais, i.e., valeur du pH constante et charge variable en polymère, les valeurs obtenues sont les suivantes :

**Poids des boues :** 2,533 à 4,867 g / L ;  
**Volumes des boues :** ~ 200 à 250 mL / L ; et  
**IVB<sub>C</sub> :** ~ 51 à 99 mL / g.

Pour ce qui est de la seconde série d'essais, i.e., charge en polymère constante et valeur du pH variable, ces valeurs sont les suivantes :

**Poids des boues :** 1,166 à 3,073 g / L ;  
**Volumes des boues :** ~ 50 à 250 mL / L ; et  
**IVB<sub>C</sub> :** ~ 31 à 86 mL / g.

Les faibles valeurs de l'IVB<sub>C</sub> démontrent que ces boues décantent relativement bien et relativement rapidement. Ce qui est supporté par les diverses observations réalisées lors des nombreuses études, e.g., études préliminaires, études de traitabilité, et inversement ces faibles valeurs de l'IVB supportent les observations enregistrées lors de ces études.

### 7.3.3 Performances spécifiques de chacune des étapes du procédé

L'étude de la performance ou contribution spécifique de chacune des étapes du procédé a été réalisée lors du traitement d'eaux usées en provenance d'une usine produisant une PCTMB, i.e., les eaux usées issues de la vis d'alimentation d'un raffineur. L'étude de l'impact spécifique de chacune des

étapes de traitement a été réalisée en même temps que celle de la quantité de boues chimiques générées.

Cette étude visait à éprouver l'hypothèse suivante :

- **pour une performance donnée, les étapes de la filtration et de l'ajustement du pH des eaux usées soumises à l'étude ont une contribution spécifique mineure à ladite performance.**

Les performances spécifiques obtenues pour chacune des étapes du traitement lors de la première et de la deuxième série d'essais sont consignées aux tableaux 7.11 et 7.12 et aux figures 7.13 et 7.14. On y constate que l'étape de la filtration (F) et celle de l'ajustement de pH (A) ont une contribution spécifique mineure en termes de réductions globales de la couleur apparente (CA) et de la DCO totale (DCO) des eaux usées soumises au traitement.

Les résultats qui suivent sont ceux obtenus lors de la première série d'essais, i.e., au cours de laquelle le pH des eaux usées était maintenu à une valeur spécifique, i.e.,  $\text{pH} = 2$ , alors que la charge en polymère variait entre 0,25 et 2,00 g/L. Lors de cette première série d'essais, les meilleures performances du traitement étaient des réductions de 97 % de la couleur apparente et de 57 % de la DCO totale. La filtration aurait engendré des réductions de 29 % de la CA et de 23 % de la DCO. Quant à l'ajustement du pH des eaux usées avant la filtration, il serait responsable d'une réduction d'environ 10 % de la CA et de 8 % de la DCO.

D'une façon générale, on constate que l'efficacité globale du procédé résulterait de l'action synergique des diverses étapes du procédé. Pour une réduction de 97 % de la CA, 57 % de la réduction proviendrait de l'action du polymère, alors que l'ajustement du pH et la filtration pourrait justifier respectivement 10 % et 29 % de la réduction globale de la CA. Dans le cas

**Tableau 7.11 Efficacité spécifique de chacune des étapes du procédé lors du traitement des eaux usées en provenance d'une usine PCTMB. Série I (Valeur constante du pH à 2).**

<b>CONCENTRATION POLYMÈRE (g/L) (± 0,0002 g/L)</b>	<b>RÉDUCTION COULEUR APPARENTE (%) (± 2 %)</b>	<b>RÉDUCTION DCO (%) (± 0,6 %)</b>
<b>Filtration</b>	<b>29</b>	<b>23</b>
<b>Filt. + ajustement pH</b>	<b>39</b>	<b>31</b>
<b>0,25</b>	<b>83</b>	<b>47</b>
<b>0,50</b>	<b>95</b>	<b>50</b>
<b>0,75</b>	<b>96</b>	<b>57</b>
<b>1,00</b>	<b>97</b>	<b>50</b>
<b>2,00</b>	<b>94</b>	<b>49</b>

**Tableau 7.12 Efficacité spécifique de chacune des étapes du procédé lors du traitement des eaux usées en provenance d'une usine PCTMB.**

**Série II (Concentration en polymère constante à 0,5 g/L).**

<b>pH</b>	<b>RÉDUCTION COULEUR APPARENTE (%) (± 2 %)</b>	<b>RÉDUCTION DCO (%) (± 0,6 %)</b>
<b>Filtration</b>	<b>ND</b>	<b>ND</b>
<b>Filt. + ajustement pH</b>	<b>27</b>	<b>22</b>
<b>2,0</b>	<b>96</b>	<b>55</b>
<b>2,5</b>	<b>93</b>	<b>52</b>
<b>3,0</b>	<b>92</b>	<b>54</b>
<b>3,5</b>	<b>89</b>	<b>56</b>
<b>4,0</b>	<b>80</b>	<b>53</b>
<b>4,5</b>	<b>28</b>	<b>28</b>

**ND : Non disponible**

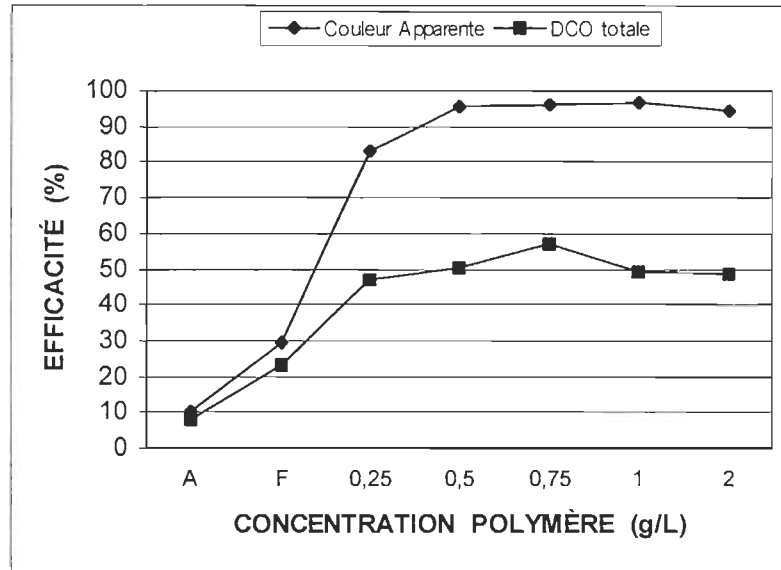


Figure 7.13 Comparaison de l'efficacité spécifique de chacune des étapes du procédé. Série I. A : Ajustement du pH, F : Filtration.

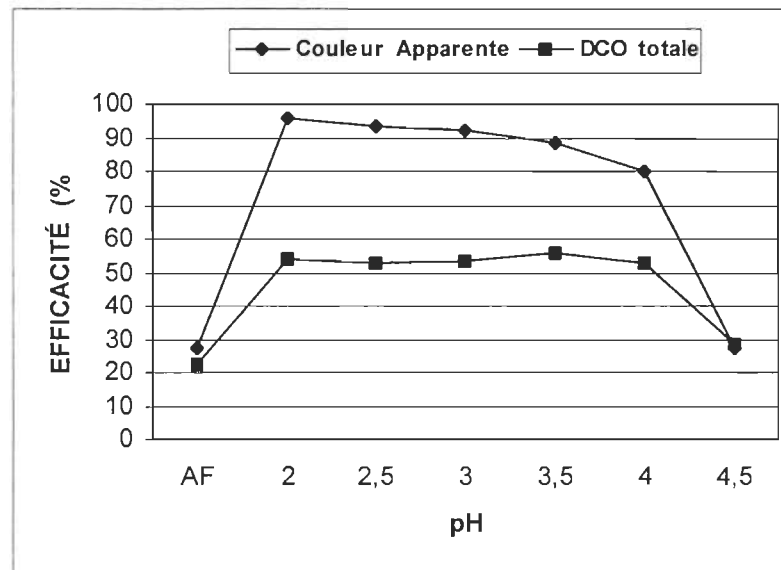


Figure 7.14 Comparaison de l'efficacité spécifique de chacune des étapes du procédé. Série II. AF : Ajustement du pH et Filtration.

d'une réduction de 57 % de la DCO, plus de 26 % de cette réduction serait attribuable à l'action du polymère, alors que 8 et 23 % de la réduction serait obtenue par l'ajustement du pH et de la filtration respectivement.

Malgré le fait que le procédé n'ait pas été optimisé pour le traitement des eaux usées à l'étude, les résultats obtenus lors de la première série d'essais révèlent que de 59 % des performances obtenues en termes de réduction de CA (57 % / 97 %) résultent de l'action du polymère, alors que celle-ci ne justifie que 46 % de la réduction de la DCO totale (26 % / 57 %). D'une façon générale, les résultats obtenus supportent, en partie, l'hypothèse émise initialement, i.e., pour une performance donnée, les étapes de la filtration et de l'ajustement du pH des eaux usées soumises à l'étude ont une contribution spécifique mineure à ladite performance.

Les meilleures performances du traitement, série I, ont généralement été obtenues sous une charge en polymère de 0,75 g/L, ce qui supporte en partie les hypothèses émises antérieurement. Il a ainsi été suggéré que l'essai générant le plus de boues chimiques produise les meilleures performances. On doit toutefois garder en mémoire que les essais n'ont pas été réalisés sous conditions optimales d'opération.

Ces performances suggèrent que le traitement présente, pour les eaux usées soumises à l'étude, des performances intéressantes sous des charges chimiques inférieures à 1,0 g/L, justifiant ainsi l'étendue des variables indépendantes, i.e., limite supérieure de 1,00 gramme de polymère par litre d'eaux usées à traiter, retenue pour réaliser la modélisation du traitement des eaux usées.

Dans la seconde série d'essais, les meilleures performances du procédé, i.e., ajout de 0,5 g/L de polymère, ajustement du pH à des valeurs de 2,0 à 4,5 et filtration, étaient des réductions de 96 % de la CA et de 56 % de la DCO.

L'action du polymère justifierait 69 % de la réduction de la CA et 34 % de la réduction de la DCO. L'ajustement du pH et la filtration engendraient, quant à eux, des réductions globales de 27 % de la CA et de 22 % de la DCO. Ce qui est légèrement inférieur aux valeurs obtenues lors de la première série d'essais.

Les résultats obtenus lors de la seconde série d'essais révèlent, qu'en termes relatifs, 72 % des performances obtenues en termes de réduction de CA (69 % / 96 %) résultent de l'action du polymère, alors que celle-ci ne justifie que 61 % de la réduction de la DCO totale (34 % / 56 %). Comme dans le cas des essais de la série I, les résultats obtenus lors des essais de la série II supportent l'hypothèse émise initialement, i.e., pour une performance donnée, les étapes de la filtration et de l'ajustement du pH des eaux usées soumises à l'étude ont une contribution spécifique mineure à ladite performance.

Pour une charge chimique donnée en polymère, e.g., 0,5 g/L, une réduction de 96 % de la CA (réduction de 55 % de la DCO) est obtenue sous un pH de 2,0 alors que la meilleure réduction de la DCO, i.e., 56 %, est obtenue sous un pH de 3,5 (réduction de 89 % de la CA). Les résultats obtenus suggèrent que le traitement des eaux usées présente de meilleures performances sous des valeurs de pH variant entre 2,0 et 3,5. Ceci supporte les hypothèses émises antérieurement et la sélection de l'étendue des variables indépendantes, i.e., pH et charge en polymère.

#### **7.4 Performances spécifiques**

La présente section décrira d'une façon exhaustive les résultats obtenus, au moyen du procédé à l'étude, lorsque soumise à une trentaine de types d'eaux usées. L'ampleur des études réalisées est toutefois très variable, certaines études réalisées initialement n'étaient que très sommaires alors que d'autres étaient plus exhaustives, e.g., étude de la modélisation. Il y sera également décrit d'une façon sommaire les principales caractéristiques des



eaux usées. À l'occasion, certaines recommandations ou observations pourront être émises, en ce qui a trait au traitement d'un type spécifique d'eaux usées.

La sous-section «eaux usées d'usines Kraft» décrira un cas type d'analyse des résultats obtenus. Chacune des étapes de l'analyse des résultats y sera décrite. Cette procédure permettra d'alléger la présente section et limitera le nombre de tableaux et de figures inclus dans la présente thèse. La majorité des tableaux et des figures obtenus lors de cette étude des performances seront ainsi présentés et décrits à l'Annexe I.

Les eaux usées soumises à l'étude provenaient d'usines nord-américaines de pâtes et papiers. Elles utilisaient divers modes de mises en pâtes, e.g., désencrage, kraft, PCTMB, PCTM, PTM, semi-chimique, sulfite, papiers fins, et les eaux usées provenaient de diverses étapes de fabrication, e.g., lavage des copeaux, raffinage, blanchiment, lavage de la pâte, eaux blanches, eaux usées globales, eaux usées issues de systèmes de traitement secondaire aérobie et anaérobie. Les eaux usées d'une unité d'extraction de saveur agroalimentaire ont également été soumises au traitement.

En ce qui a trait aux relations entre les paramètres expérimentaux ou variables indépendantes et les efficacités du procédé ou variables dépendantes, elles seront analysées et décrites d'une façon exhaustive à la section modélisation. La présente section analysera sommairement la relation entre l'efficacité obtenue et la quantité de polymère utilisée.

#### **7.4.1 Eaux usées diverses et premiers essais de traitabilité**

Cette section présentera les résultats obtenus lors des premiers essais de traitabilité d'eaux usées industrielles au moyen de la nouvelle approche de traitement. Le polymère utilisé en était ainsi à sa première utilisation en tant que substance précipitante pour le traitement des eaux usées industrielles. Les

résultats obtenus seront ainsi présentés d'une façon très sommaire et non-exhaustive.

#### **7.4.1.1 Eaux usées kraft : Extraction alcaline**

La réalisation des essais de traitabilité des eaux usées kraft chlorées, i.e., eaux usées de l'extraction alcaline (E<sub>1</sub>) d'un atelier de blanchiment, constituait en fait une première. C'était la première fois que le traitement était appliquée à des eaux usées industrielles. Il s'agissait ainsi du premier essai à l'échelle du banc d'essai et le procédé n'avait pas encore été optimisé.

Malgré ce fait, les résultats obtenus étaient très intéressants et très prometteurs (Tableau 7.13). Les meilleures performances du procédé, en banc d'essais, étaient ainsi des réductions de 98 % de la CA, de 97 % des MES, de 66 % de la DCO totale, de 63 % des COHA, de 28 % de la DBO<sub>5</sub> totale et de 190 % de la toxicité Microtox ( $((T_i - T_f) / T_i) \times 100$ ). Les charges polymériques variaient alors entre 0,02 et 2 g/L.

#### **7.4.1.2 Eaux diverses : désencrage, kraft, PCTM**

Peu de temps après la réalisation de cette « première », une seconde série d'essais préliminaires a été réalisée à titre exploratoire. Les analyses des eaux usées étaient encore une fois relativement sommaires, mais le polymère ou le traitement était cette fois soumis à cinq types différents d'eaux usées. Selon les eaux usées utilisées, les essais préliminaires ont alors été réalisés sous des charges en polymère de 0,05 à 1,0 g/L.

Comme dans le cas précédent, les résultats obtenus étaient très intéressants et très prometteurs. Les meilleures performances du traitement étaient ainsi des réductions de 99, 98, 97, 94 et 86 % de la CA des eaux usées d'une usine PCTM, d'une unité d'extraction de saveur agroalimentaire, d'une

**Tableau 7.13 Résultats et performances obtenus lors des premiers essais de traitabilité des eaux usées kraft chlorées, i.e., eaux usées de l'extraction alcaline (E<sub>1</sub>) d'un atelier de blanchiment.**

PARAMÈTRE	EAUX USÉES	EAUX TRAITÉES	RÉDUCTION (%)
CA	ND	ND	98 ± 2
MES (mg/L)	84 ± 0,08	3 ± 0,003	97 ± 0,3
DCO totale (mg/L)	2 050 ± 4	700 ± 1	66 ± 0,5
COHA (mg/L)	102 ± 2	38 ± 0,8	63 ± 4
DBO <sub>5</sub> totale (mg/L)	460 ± 18	330 ± 13	28 ± 2
Toxicité Microtox (%)	7,38	21,43	190

ND : Non disponible

**Tableau 7.14 Résultats obtenus lors des premiers essais de traitabilité de diverses eaux usées industrielles.**

EAUX USÉES	RÉDUCTION COULEUR APPARENTE (%)	RÉDUCTION DCO TOTALE (%)
PCTM	99 ± 2,0	58 ± 0,3
KRAFT ETS	97 ± 1,9	64 ± 0,4
KRAFT	94 ± 1,9	55 ± 0,3
DÉSENCRAGE	86 ± 1,7	30 ± 0,2
EXTRACTION SAVEUR	98 ± 2,0	23 ± 0,1

ETS : Effluent du système de traitement secondaire aérobie.

usine kraft (effluent bioréacteur), d'une usine kraft (effluent général) et d'une usine de désencrage respectivement. Le traitement permettait également pour ces eaux usées des réductions de la DCO totale de :

64 % dans le cas d'un effluent final kraft, i.e., après traitement par boues activées ;

58 % pour les eaux usées générales d'une usine PCTM ;

40 % dans le cas des eaux usées générales d'une usine kraft ;

30 % pour les eaux usées générales d'une usine de désencrage ; et de

23 % dans le cas des effluents issus d'une unité d'extraction de saveur agroalimentaire (Tableau 7.14).

#### **7.4.1.3 Sommaire**

Malgré le caractère préliminaire et même pionnier de ces premiers essais, les résultats obtenus étaient très intéressants et très encourageants. Les meilleures performances du traitement ont été des réductions de 99 % de la CA (99 à 86 %) et de 64 % de la DCO totale (64 à 23 %). Ces résultats ont été obtenus lors d'essais très sommaires et sans aucune optimisation du procédé.

Les résultats obtenus démontrent bien l'applicabilité de la technologie à l'étude pour le traitement des eaux usées industrielles et plus particulièrement, pour les eaux usées des fabriques de pâtes et papiers.

La poursuite de l'étude de cette technologie s'avérait très importante dans le contexte d'une préoccupation à résoudre la problématique des eaux usées industrielles. Les résultats obtenus justifiaient à eux seuls la poursuite de l'étude. Ceci fut donc à l'origine de cette intéressante étude de doctorat en génie papetier portant sur cette approche de traitement des eaux usées.

## 7.4.2 Eaux usées d'usines Kraft

Des eaux usées Kraft de diverses provenances, e.g., effluent général, effluent après traitement secondaire, effluent de l'extraction alcalin d'un atelier de blanchiment au chlore (étape E<sub>1</sub>), ont été utilisées pour étudier la traitabilité desdites eaux usées. Des eaux usées générales et très spécifiques ont ainsi été utilisées pour réaliser divers essais. Les études réalisées au moyen des eaux usées Kraft avaient également divers objectifs et complexité. Certaines études étaient relativement exhaustives alors que certaines autres étaient très sommaires. Par exemple, l'étude de la traitabilité des eaux usées issues de l'étape de l'extraction alcaline d'un atelier de blanchiment au chlore d'une pâte Kraft était très sommaire. Elle est en fait l'une des premières études à avoir été réalisée pour déterminer l'applicabilité de la technique pour le traitement des eaux usées papetières.

### 7.4.2.1 Eaux usées spécifiques

L'étude qui suit avait pour but de déterminer la traitabilité de trois types d'eaux usées kraft au moyen de la nouvelle approche de traitement des eaux usées. L'objectif principal de la présente étude était ainsi de déterminer l'applicabilité ou l'efficacité du traitement de trois types d'eaux usées en provenance d'une usine Kraft. Il s'agissait en fait d'une brève étude de traitabilité, sans aucune optimisation du procédé ou des conditions expérimentales, afin d'obtenir des performances optimales, i.e., réduction optimale ou maximale de la charge polluante des effluents soumis à l'étude.

Pour ce qui est de la procédure expérimentale, l'étude en laboratoire visant à déterminer la traitabilité potentielle des eaux usées d'une usine Kraft, au moyen du traitement à l'étude comportait principalement trois étapes expérimentales, soit :

- Essais en bécher :** Essais préliminaires visant à déterminer la traitabilité potentielle des trois types d'eaux usées.
- Essais préliminaires :** Essais préliminaires utilisant les eaux usées ayant les mieux réagies à la nouvelle approche de traitement.
- Essais de traitabilité :** Essais plus exhaustifs de traitabilité utilisant les eaux usées ayant les mieux réagies au traitement.

Selon l'identification initiale, i.e., celle de l'usine Kraft, les trois types d'eaux usées soumises à l'étude étaient identifiées comme suit :

**Eaux usées SPF filtrées et non-filtrées (« Screw Press Filtrate »); et  
Eaux usées traitées issues du bioréacteur anaérobie.**

#### **7.4.2.1.1 Essais en bécher**

Les essais préliminaires visant à déterminer la traitabilité potentielle de trois types d'eaux usées d'une usine Kraft nord-américaine ont révélé que les eaux usées traitées issues du bioréacteur anaérobie étaient celles qui répondaient le mieux au traitement. Les eaux usées identifiées SPF filtrées et non-filtrées réagissaient bien au traitement mais semblaient être tellement chargées que les floccs formés avaient peine à décanter. L'amas de floccs ainsi formé avait l'aspect d'un genre de "slime bactérien" ou de "pudding au caramel" et occupait presque toute la colonne d'eau ; seuls quelques millilitres de liquide surnageant décoloré surplombaient l'amas de floccs gélatineux.

Considérant les résultats obtenus et après discussion, il a été convenu de poursuivre l'étude de traitabilité en utilisant uniquement les eaux usées traitées issues du bioréacteur anaérobie. Dans le reste de la section 7.4.2.2, les termes

généraux eaux usées ou effluents feront référence aux eaux usées traitées issues du bioréacteur anaérobie en provenance d'usine kraft nord-américaine.

#### **7.4.2.1.2 Essais préliminaires**

##### **7.4.2.1.2.1 Couleur**

Les eaux usées de l'usine Kraft, soumises aux essais préliminaires, présentaient une couleur apparente initiale de 10 800 unités PtCo et la couleur des eaux usées traitées variait entre 1 850 et 5 250 unités PtCo (Tableau 7.15). Le traitement permettait ainsi une réduction de 83 % de la couleur apparente initiale (Tableau 7.16). Lors des essais préliminaires, les performances du procédé, en termes de réduction de la CA, fluctuaient entre 51 et 83 %. D'une façon générale, on note que l'efficacité du procédé tend à s'accroître avec toute augmentation de la concentration en polymère (Figure 7.15). Ceci était prévisible puisque la réduction de la couleur est normalement et statistiquement fonction de la quantité de polymère utilisée.

##### **7.4.2.1.2.2 DCO totale**

La concentration en DCO totale des eaux usées biotraitées était d'environ 8 700 mg/L, alors que les concentrations en DCO des eaux après traitement variaient entre 3 780 et 4 390 mg/L (Tableau 7.15). Ceci représente des efficacités de réduction de la DCO totale fluctuant entre 49 et 57 % (Tableau 7.16). La courbe de l'évolution de la réduction de la DCO totale en fonction de la concentration en polymère révèle que l'efficacité de réduction tend à s'accroître légèrement lorsque la concentration en polymère augmente (Figure 7.16). Compte tenu que la réduction de la DCO totale est normalement et statistiquement fonction de la quantité de polymère utilisée, la relation observée entre ces deux variables était également prévisible. La relation entre ces deux variables est toutefois peu évidente.

**Tableau 7.15 Résultats obtenus lors des essais préliminaires portant sur les eaux usées kraft biotraitées, i.e., issues d'un bioréacteur anaérobie.**

CONCEN. POLYMÈRE (g/L)	MES (mg/L)	MVES (mg/L)	DCO TOTALE (mg/L)	DCO SOLUBLE (mg/L)	COULEUR APPARENTE (PtCo)
BRUT	252 ± 0,3	163 ± 0,2	8 700 ± 17	7 700 ± 15	10 800 ± 85
0,25	412 ± 0,4	404 ± 0,4	4 240 ± 8	3 760 ± 7	5 250 ± 42
0,50	290 ± 0,3	288 ± 0,3	4 390 ± 9	4 070 ± 8	3 800 ± 30
0,75	136 ± 0,1	143 ± 0,1	4 040 ± 8	3 510 ± 7	2 200 ± 18
1,00	170 ± 0,2	118 ± 0,1	3 950 ± 8	3 760 ± 7	2 700 ± 22
1,50	174 ± 0,2	122 ± 0,1	3 830 ± 8	3 660 ± 7	3 150 ± 25
2,00	170 ± 0,2	126 ± 0,1	3 780 ± 7	3 480 ± 7	1 850 ± 15

**Tableau 7.16 Performances obtenues lors des essais préliminaires portant sur les eaux usées kraft biotraitées, i.e., issues d'un bioréacteur anaérobie.**

CONCEN. POLYMÈRE (g/L)	RÉDUCTION MES (%)	RÉDUCTION MVES (%)	RÉDUCTION DCO TOT. (%)	RÉDUCTION DCO SOL. (%)	RÉDUCTION CA (%)
0,25	---	---	51 ± 0,3	51 ± 0,3	51 ± 1
0,50	---	---	49 ± 0,3	47 ± 0,3	65 ± 2
0,75	46 ± 0,14	12 ± 0,04	53 ± 0,3	55 ± 0,3	80 ± 2
1,00	33 ± 0,04	28 ± 0,08	55 ± 0,3	51 ± 0,3	75 ± 2
1,50	31 ± 0,10	25 ± 0,07	56 ± 0,3	53 ± 0,3	71 ± 2
2,00	33 ± 0,10	23 ± 0,07	57 ± 0,3	55 ± 0,3	83 ± 2



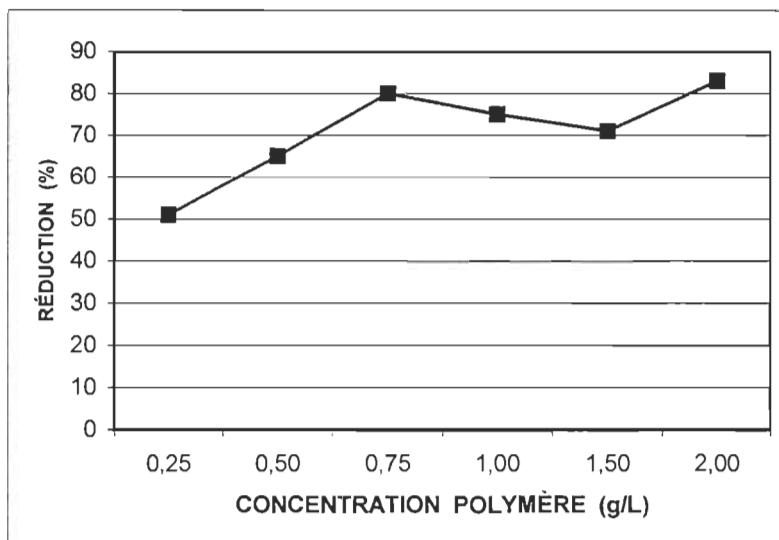


Figure 7.15 Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction de la couleur apparente) en fonction de la concentration en polymère lors des essais préliminaires portant sur les eaux usées kraft biotraitées.

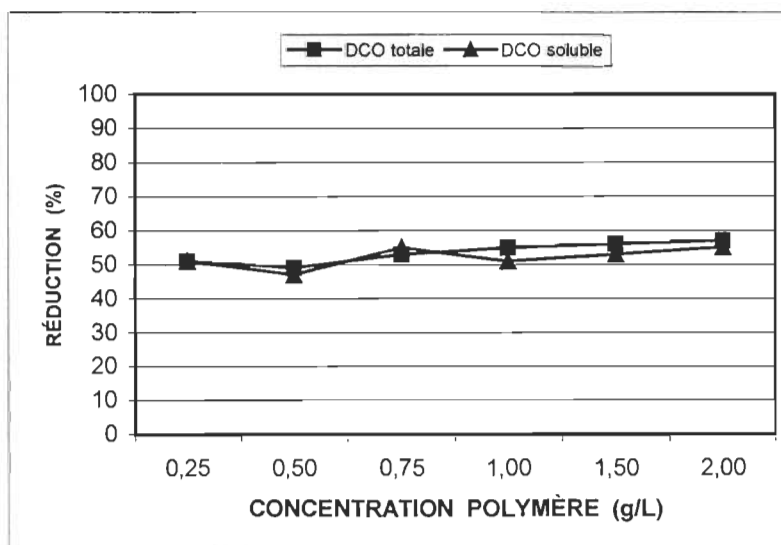


Figure 7.16 Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction de la DCO) en fonction de la concentration en polymère lors des essais préliminaires portant sur les eaux usées kraft biotraitées.

#### 7.4.2.1.2.3 DCO soluble

La DCO soluble des eaux usées à l'étude se chiffrait à environ 7 700 mg/L, alors que celle-ci variait entre 3 480 et 4 070 mg/L après traitement (Tableau 7.15). Il en résulte des efficacités de réduction de la DCO soluble variant de 47 à 55 % (Tableau 7.16). Comme dans le cas de la DCO totale, la relation entre la concentration en polymère utilisée et la réduction de la DCO soluble des eaux usées est peu évidente (Figure 7.16). Toutefois, l'efficacité de réduction de la DCO soluble tend à s'accroître légèrement lorsque la concentration en polymère augmente.

#### 7.4.2.1.2.4 Matières solides

Les eaux usées soumises aux essais préliminaires contenaient 252 mg/L de matières en suspension (MES), 163 mg/L de matières volatiles en suspension (MVES) et 16 320 mg/L de solides totaux (ST). Après traitement, les eaux usées contenaient de 136 à 412 mg/L de MES et de 118 à 404 mg/L de MVES (Tableau 7.15). Il en résulte des réductions de 46 % des MES et de 28 % des MVES (Tableau 7.16). On constate également une augmentation générale des ST dans les eaux traitées et une augmentation occasionnelle, i.e., concentrations en polymère de 0,25 et 0,50 mg/L, des MES et MVES. La figure 7.17 montre qu'il n'existe pas de relation évidente entre la réduction des matières solides, i.e., MES & MVES, et la concentration en polymère utilisée. À des concentrations en polymère inférieures à 0,75 mg/L, on note une augmentation de la concentration en matières solides des eaux usées après traitement. Les meilleures réductions en MES (46 %) et en MVES (28 %) sont obtenues sous des concentrations en polymère de 0,75 mg/L et de 1,00 mg/L respectivement. Une augmentation subséquente de la concentration en polymère tend à réduire l'efficacité du traitement.

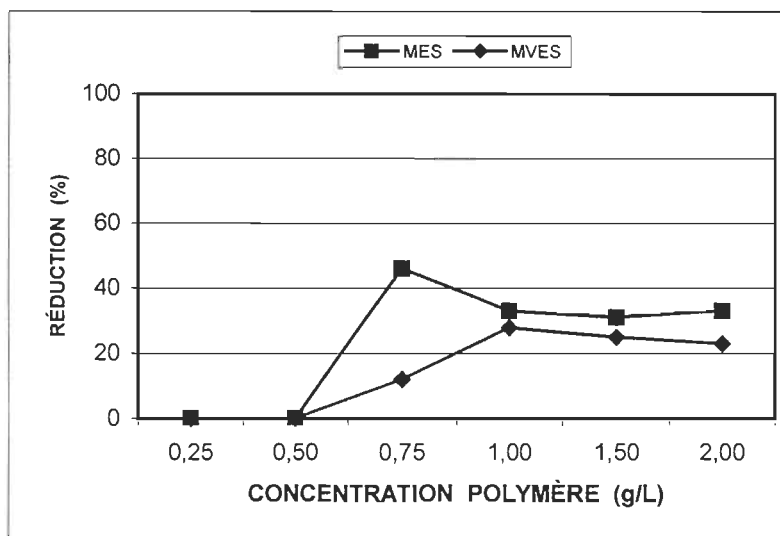


Figure 7.17 Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction des MES et MVES) en fonction de la concentration en polymère lors des essais préliminaires portant sur les eaux usées kraft biotraitées.

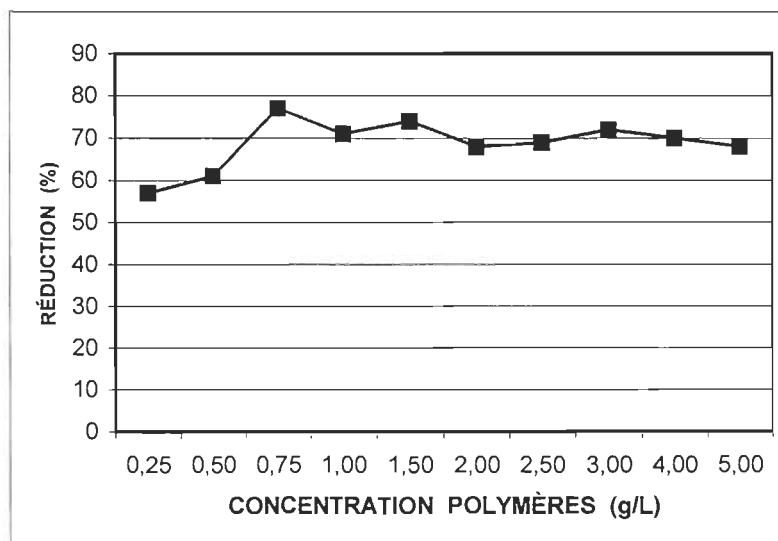


Figure 7.18 Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction de la couleur apparente) en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux usées kraft biotraitées.

### 7.4.2.1.3 Essais de traitabilité

#### 7.4.2.1.3.1 Couleur

Les eaux usées biotraitées, anaérobie, de l'usine Kraft, soumises aux essais de traitabilité, présentaient une couleur apparente initiale de 10 900 unités PtCo, alors que la couleur des eaux usées après traitement variait entre 2 500 et 4 700 unités PtCo (Tableau 7.17). Ce qui correspond à des réductions de couleur variant entre 57 et 77 % (Tableau 7.18).

D'une façon générale, on note que la courbe de l'évolution de l'efficacité du traitement en fonction de la charge utilisée en polymère présente deux phases (Figure 7.18). Dans un premier temps, i.e., sous des concentrations de 0 à 0,75 mg/L, l'augmentation de la charge en polymère génère une augmentation de l'efficacité du procédé. Au-delà de ces concentrations, on observe une légère chute de l'efficacité et l'atteinte d'un plateau. La première portion de la courbe était prévisible puisque la réduction de la couleur est normalement et statistiquement fonction de la quantité de polymère utilisée. L'apparition du plateau révèle que le surdosage en polymère (étendue des concentrations utilisées) n'accroît pas l'efficacité du procédé et ne génère pas de coloration résiduelle importante.

#### 7.4.2.1.3.2 DCO totale

La DCO totale des eaux usées kraft brutes était de 8 700 mg/L (Tableau 7.15). Quant à la DCO totale des eaux usées traitées, elle fluctuait entre 3 400 et 4 240 mg/L. L'efficacité du traitement, en ce qui a trait à la réduction de la DCO totale, variait ainsi entre 51 et 61 % (Tableau 7.18).

La figure 7.19 illustre la relation entre la réduction de la DCO totale et la concentration en polymère. D'une façon générale, on note que l'efficacité du

**Tableau 7.17 Résultats obtenus lors des essais de traitabilité des eaux usées kraft biotraitées.**

CONCEN. POLYMÈRE (g/L)	COULEUR APPARENTE (PtCo)	DCO TOTALE (mg/L)	DCO SOLUBLE (mg/L)	DBO <sub>5</sub> TOTALE (mg/L)	DBO <sub>5</sub> SOLUBLE (mg/L)	MES (mg/L)	MVES (mg/L)	ST (mg/L)
BRUT	10 900 ± 88	8 700 ± 17	7 700 ± 15	1 700 ± 68	1 300 ± 52	260 ± 0,3	171 ± 0,2	16 950 ± 17
0,25	4 700 ± 38	4 240 ± 8	3 930 ± 8	1 150 ± 46	1 050 ± 42	267 ± 0,3	213 ± 0,2	20 050 ± 20
0,50	4 250 ± 34	4 060 ± 8	3 380 ± 7	1 050 ± 42	1 000 ± 40	275 ± 0,3	222 ± 0,2	18 420 ± 18
0,75	2 500 ± 20	3 780 ± 8	3 470 ± 7	1 050 ± 42	900 ± 36	169 ± 0,2	119 ± 0,1	20 050 ± 20
1,00	3 200 ± 26	3 670 ± 7	3 280 ± 7	1 100 ± 40	850 ± 34	223 ± 0,2	173 ± 0,2	19 120 ± 19
1,50	2 900 ± 23	3 560 ± 7	3 130 ± 6	1 000 ± 40	700 ± 28	154 ± 0,1	112 ± 0,1	19 410 ± 19
2,00	3 450 ± 28	3 600 ± 7	3 130 ± 6	1 000 ± 40	800 ± 32	131 ± 0,1	90 ± 0,1	19 230 ± 19
2,50	3 400 ± 28	3 540 ± 7	3 150 ± 6	1 000 ± 40	950 ± 38	153 ± 0,1	95 ± 0,1	18 840 ± 19
3,00	2 900 ± 23	3 400 ± 7	3 330 ± 7	1 050 ± 42	950 ± 38	145 ± 0,1	93 ± 0,1	18 890 ± 19
4,00	3 300 ± 26	3 500 ± 7	3 290 ± 7	1 000 ± 40	950 ± 38	131 ± 0,1	86 ± 0,1	19 550 ± 19
5,00	3 550 ± 28	3 550 ± 7	3 090 ± 6	1 000 ± 40	850 ± 34	138 ± 0,1	88 ± 0,1	19 150 ± 19

**Tableau 7.18 Performances obtenues lors des essais de traitabilité des eaux usées kraft biotraitées.**

<b>CONCEN. POLYMÈRE (g/L)</b>	<b>REDUCTION CA (%)</b>	<b>RÉDUCTION DCO TOT. (%)</b>	<b>RÉDUCTION DCO SOL. (%)</b>	<b>RÉDUCTION DBO<sub>5</sub> TOT. (%)</b>	<b>RÉDUCTION DBO<sub>5</sub> SOL. (%)</b>	<b>RÉDUCTION MES (%)</b>	<b>RÉDUCTION MVES (%)</b>
<b>0,25</b>	<b>57 ± 1</b>	<b>51 ± 0,3</b>	<b>50 ± 0,3</b>	<b>32 ± 4</b>	<b>19 ± 2</b>	<b>---</b>	<b>---</b>
<b>0,50</b>	<b>61 ± 1</b>	<b>53 ± 0,3</b>	<b>60 ± 0,4</b>	<b>39 ± 5</b>	<b>23 ± 3</b>	<b>---</b>	<b>---</b>
<b>0,75</b>	<b>77 ± 2</b>	<b>56 ± 0,3</b>	<b>55 ± 0,3</b>	<b>39 ± 5</b>	<b>31 ± 4</b>	<b>34 ± 0,1</b>	<b>30 ± 0,1</b>
<b>1,00</b>	<b>71 ± 2</b>	<b>58 ± 0,3</b>	<b>58 ± 0,3</b>	<b>35 ± 4</b>	<b>35 ± 4</b>	<b>13 ± 0,1</b>	<b>---</b>
<b>1,50</b>	<b>74 ± 2</b>	<b>59 ± 0,4</b>	<b>59 ± 0,4</b>	<b>41 ± 5</b>	<b>46 ± 6</b>	<b>40 ± 0,1</b>	<b>34 ± 0,1</b>
<b>2,00</b>	<b>68 ± 2</b>	<b>59 ± 0,4</b>	<b>59 ± 0,4</b>	<b>41 ± 5</b>	<b>38 ± 5</b>	<b>49 ± 0,2</b>	<b>47 ± 0,1</b>
<b>2,50</b>	<b>69 ± 2</b>	<b>59 ± 0,4</b>	<b>59 ± 0,4</b>	<b>41 ± 5</b>	<b>27 ± 3</b>	<b>40 ± 0,1</b>	<b>45 ± 0,1</b>
<b>3,00</b>	<b>73 ± 2</b>	<b>61 ± 0,4</b>	<b>57 ± 0,3</b>	<b>38 ± 5</b>	<b>27 ± 3</b>	<b>43 ± 0,1</b>	<b>45 ± 0,1</b>
<b>4,00</b>	<b>70 ± 2</b>	<b>60 ± 0,4</b>	<b>57 ± 0,3</b>	<b>41 ± 5</b>	<b>27 ± 3</b>	<b>49 ± 0,2</b>	<b>50 ± 0,2</b>
<b>5,00</b>	<b>68 ± 2</b>	<b>59 ± 0,4</b>	<b>60 ± 0,4</b>	<b>41 ± 5</b>	<b>35 ± 4</b>	<b>46 ± 0,1</b>	<b>49 ± 0,2</b>

traitement s'accroît légèrement avec toute augmentation de la concentration en polymère. Toutefois, cet accroissement de l'efficacité n'est pas proportionnel à la quantité de polymère ajoutée et un genre de plateau d'efficacité est atteint aux alentours de 60 % d'efficacité. Ainsi, l'ajout de 0,25 mg/L de polymère produisait une réduction de 51 % de la DCO totale, alors qu'une réduction de 61 % de la DCO totale était obtenue suite à l'ajout de 3,00 mg/L de polymère. On assiste ainsi à une lente évolution de l'efficacité du traitement en fonction de la quantité de polymère ajoutée suivi de l'atteinte d'un plateau sous des efficacités d'environ 59 à 61 %.

#### **7.4.2.1.3.3 DCO soluble**

La DCO soluble des eaux usées à l'étude était de 7 700 mg/L et celle des eaux usées traitées fluctuait entre 3 090 et 3 930 m/L (Tableau 7.17). Ceci correspond à des efficacités de réduction de la DCO soluble variant entre 50 et 60 % (Tableau 7.18). Le traitement présente donc des efficacités de réduction de la DCO soluble voisines de celles de la DCO totale (Figure 7.19). Tout comme dans le cas de la réduction de la couleur et de la DCO totale, la relation entre le taux de réduction de la DCO soluble et la quantité de polymère utilisée n'est pas évidente (Figure 7.19). L'augmentation de l'efficacité est très importante au début de la courbe (0 à 0,5 mg/L), mais par la suite, un plateau d'efficacité est rapidement atteint.

#### **7.4.2.1.3.4 DBO<sub>5</sub> totale**

Les eaux usées de l'usine Kraft, utilisées pour réaliser la présente étude, présentaient une DBO<sub>5</sub> totale ou non-filtrée de 1 700 mg/L (Tableau 7.17). Cette valeur chutait entre 1 0900 et 1 150 mg/L dans le cas des eaux usées traitées. L'efficacité du traitement variait ainsi entre 32 et 41 % (Tableau 7.18). La figure 7.20 illustre la relation entre l'efficacité du traitement à réduire la DBO<sub>5</sub> totale et la concentration de polymère utilisée. On constate que la relation entre

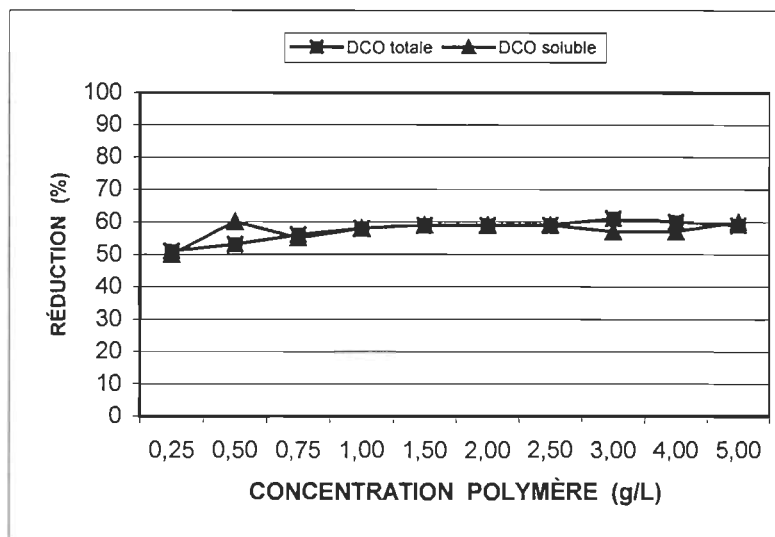


Figure 7.19 Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction de la DCO) en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux usées kraft biotraitées.

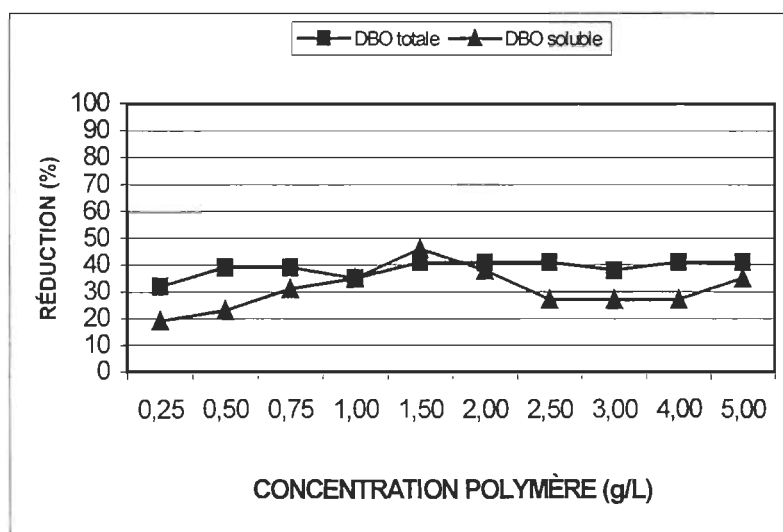


Figure 7.20 Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction de la DBO<sub>5</sub>) en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux usées kraft biotraitées.



entre ces deux variables n'est pas évidente ou inexistante.

#### **7.4.2.1.3.5 DBO<sub>5</sub> soluble**

L'efficacité du traitement à réduire la DBO<sub>5</sub> soluble variait entre 19 et 46 % (Tableau 7.18). Les eaux usées à l'étude présentaient ainsi une DBO<sub>5</sub> soluble de 1 300 mg/L, alors que cette valeur fluctuait entre 700 et 1 050 mg/L dans le cas des eaux usées traitées (Tableau 7.17). Contrairement à la réduction de la DBO<sub>5</sub> totale, la relation entre la réduction de la DBO<sub>5</sub> soluble et la concentration en polymère est plus évidente. La courbe illustrant la relation entre ces deux variables est plutôt de forme légèrement convexe (Figure 7.20). Dans un premier temps, l'efficacité du traitement s'accroît légèrement avec toute augmentation de la charge en polymère jusqu'à l'atteinte d'un pic ou d'une réduction de 46 %, i.e., sous une concentration en polymère de 1,50 mg/L. Toute augmentation subséquente de la charge en polymère générerait normalement une diminution de l'efficacité du procédé à un niveau inférieur à la meilleure performance. normalement une diminution de l'efficacité du procédé à un niveau inférieur à la performance optimale. Dans l'étendue des concentrations utilisées, la concentration maximale en polymère permettant d'obtenir une efficacité optimale était de 1,50 mg/L de polymère.

#### **7.4.2.1.3.6 Matières solides**

Le contenu en matières solides des eaux usées soumises aux essais de traitabilité était d'environ 260 mg/L de matières en suspension (MES), 170 mg/L de matières volatiles en suspension (MVES) et d'environ 16 950 mg/l de solides totaux (ST) (Tableau 7.17). Après traitement, les eaux contenaient de 131 à 275 mg/L de MES, 86 à 220 mg/L de MVES et de 18 420 à 20 050 mg/L de ST. Les meilleures efficacités du procédé sont ainsi des réductions de 49 % des MES et de 50 % des MVES (Tableau 7.18). Comme dans le cas des essais préliminaires, on constate que le procédé tend généralement à accroître le

contenu en ST des eaux usées après traitement et occasionnellement à augmenter leur contenu en MES et MVES, i.e., concentrations en polymère de 0,25, 0,50 et 1,00 mg/L.

Contrairement aux essais préliminaires, la figure 7.21 démontre qu'il existe une certaine relation entre la réduction en matières solides, i.e., MES & MVES, des eaux usées traitées et la concentration en polymère utilisée. À des concentrations en polymère inférieures à 0,50 mg/L, on note toutefois une augmentation de la concentration en matières solides des eaux usées après traitement. Des réductions maximales en MES (49 %) et en MVES (50 %) ont été obtenues lors des essais de traitabilité. D'une façon générale, les performances du procédé, en termes de réduction des MES et MVES, tendent à s'accroître avec l'augmentation de la charge en polymère utilisée.

#### **7.4.2.1.3.7 Boues produites**

L'étude du volume de boues générées ou décantées a été réalisée au cours des essais de traitabilité. Le volume d'effluents disponibles étant limité, les essais de traitabilité et l'étude du volume de boues générées ou décantées ont ainsi été réalisées simultanément. La durée de la période normalement allouée à la décantation des boues a simplement été accrue. Compte tenu du fait que la réaction entre le polymère et les polluants contenus dans les eaux usées était pratiquement instantanée, l'accroissement du temps de contact ou de réaction ne peut avoir surévalué les performances du traitement lorsque soumis aux eaux usées à l'étude. De plus, les performances obtenues lors des essais de traitabilité sont voisines de celles obtenues lors des essais préliminaires et la période de décantation des boues générées était relativement courte.

Les résultats préliminaires suggèrent que la production de boues soit faible et dépendante de la concentration de polymère utilisée (Tableau 7.19). Le

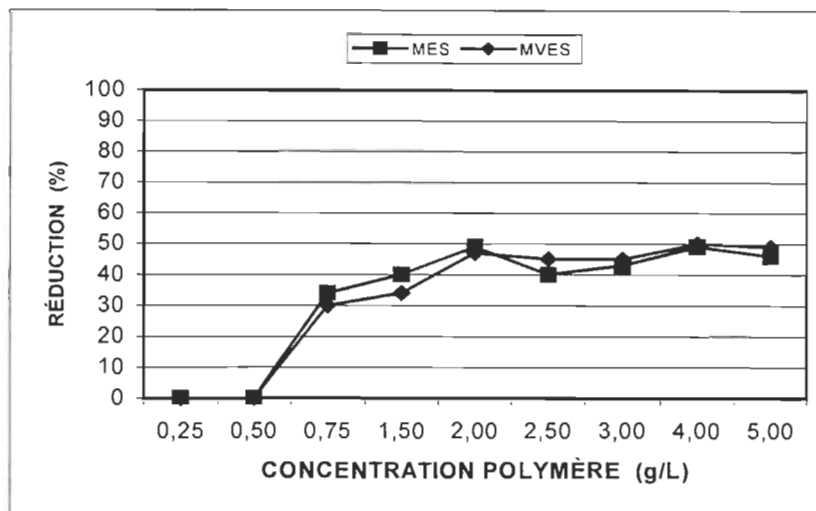


Figure 7.21 Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction des MES et MVES ) en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux usées kraft biotraitées.

Tableau 7.19 Volumes de boues décantées en fonction du temps et de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux usées Kraft biotraitées.

POLYMÈRE (g/L)	VOLUME DE BOUES DÉCANTÉES (mL/L)			
	30 minutes	60 minutes	90 minutes	120 minutes
0,25	375	340	285	250
0,50	375	340	285	310
0,75	340	340	310	310
1,00	300	285	280	280
1,50	250	250	250	245
2,00	235	210	200	200
2,50	245	210	210	200
3,00	185	185	160	155
4,00	105	105	105	105
5,00	105	95	90	90

volume initial de solides dans les eaux usées brutes n'a pu être estimé en raison de la turbidité ou de la coloration très foncée de ces dernières. La valeur du volume de boues décantées est parfois une extrapolation en raison de la forme irrégulière du dépôt.

Selon la concentration de polymère utilisée et le temps de décantation alloué aux boues, le volume de boues produites ou décantées varie de 90 à 375 mL/L (Tableau 7.19). Pour un temps de décantation donné, la vitesse de décantation et le volume de boues produites sont généralement dépendants de la concentration de polymère utilisée. On constate également que la texture ou la forme des floccs est fonction de la quantité de polymère ajoutée aux eaux usées soumises à l'étude. De faibles concentrations en polymères généraient des floccs à l'aspect nuageux ou floconneux, alors qu'à des concentrations supérieures, les floccs étaient plus consistants. La vitesse de décantation ou de sédimentation des floccs était plus rapide sous les plus fortes charges de polymère. La vitesse de décantation des boues était accrue après la période d'effervescence résultant de l'ajustement du pH des eaux usées soumises au traitement (cf. Annexe I, section 1.1).

Les figures 7.22 et 7.23 présentent l'évolution du volume de boues décantées en fonction de la charge polymérique à divers temps de décantation, i.e., 30, 60, 90 et 120 minutes. Ces courbes illustrent bien la relation entre le volume de boues décantées et la charge en polymère. Après une période de décantation de 120 minutes, le volume de boues décantées était de 310 mL/L sous une concentration de polymère de 0,50 mg/L, alors que ce volume n'est plus que de 90 mL/L pour une charge de 5,00 mg/L.

D'une façon générale, la vitesse de décantation des boues produites était rapide et de 70 à 100 % des boues produites étaient décantées en 30 minutes. Les floccs décantaient ainsi pratiquement en bloc à la fin de la période d'effervescence ; ceci était facile à observer avec des charges supérieures en polymère.

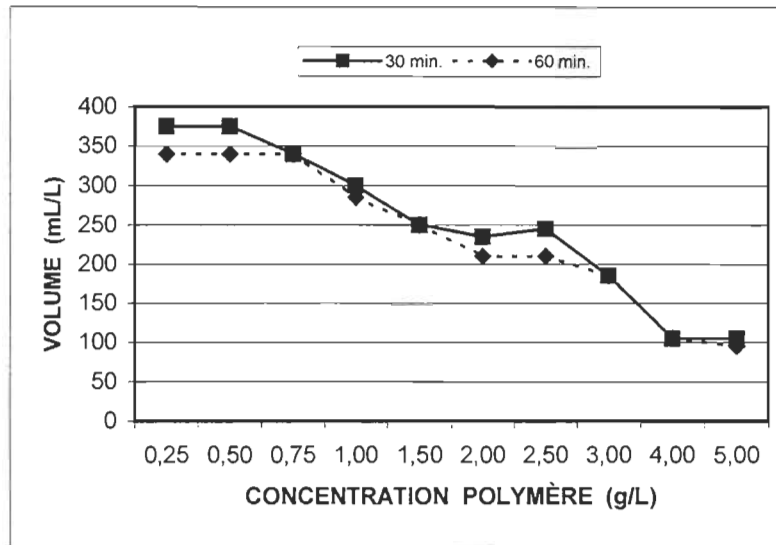


Figure 7.22 Volume de boues décantées après 30 et 60 minutes en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux usées kraft biotraitées.

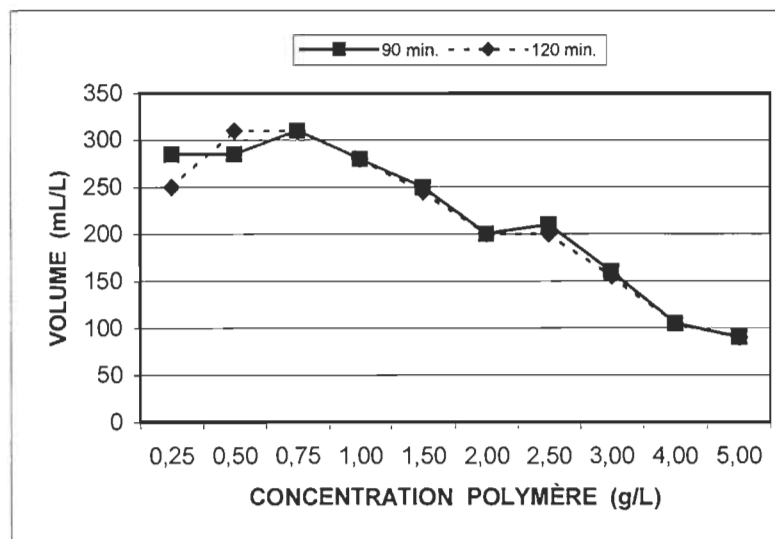


Figure 7.23 Volume de boues décantées après 90 et 120 minutes en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux usées kraft biotraitées.

#### 7.4.2.1.4 Sommaire

En dépit du caractère préliminaire de la présente étude, les résultats obtenus sont très intéressants. La présente étude a bien démontré la traitabilité, au moyen du procédé à l'étude, des eaux usées en provenance d'une usine Kraft. Les eaux usées issues du bioréacteur anaérobie sont celles qui répondent le plus facilement et le plus efficacement au traitement.

Les meilleures performances du procédé ont été des réductions de 83 % de la couleur, de 61 % de la DCO totale, de 60 % de la DCO soluble, de 50 % des MVES, de 49 % des MES, de 46 % de la DBO<sub>5</sub> soluble et de 41 % de la DBO<sub>5</sub> totale. Le traitement de ces eaux usées a toutefois généré une augmentation du contenu solides totaux.

Les relations entre les efficacités et la charge utilisée en polymère ne sont pas toujours évidentes. On note toutefois que les efficacités tendent généralement à croître avec une augmentation de la charge polymérique.

La production de boues est faible et dépendante de la concentration de polymère utilisée. La vitesse de décantation des boues produites est très rapide et de 70 à 100 % des boues sont décantées en 30 minutes.

Les efficacités obtenues lors du traitement de ces eaux usées Kraft sont généralement comparables à celles obtenues avec divers types d'effluents papetiers (Tableau 7.2). Les relations établies entre les performances du procédé et la concentration en polymère étaient prévisibles puisque leur signification statistique a été démontrée lors des études de modélisation du traitement. La réduction du contenu des eaux usées en MES et en MVES et l'augmentation du taux de ST suggèrent que le traitement tend à accroître le contenu en solides dissous des eaux usées après traitement. Ce phénomène a également été observé dans le cas du traitement d'un autre effluent Kraft, alors

qu'il n'est pas observé lors du traitement des autres effluents industriels, i.e., trentaine d'autres types d'eaux usées industrielles.

L'ajustement du pH des eaux usées kraft biotraitées, au moyen d'un bioréacteur anaérobie, créait une grande effervescence de la solution et la production de mousse à la surface de la solution. Ce phénomène se poursuivait pendant quelques minutes après l'ajustement du pH de la solution et perturbait la décantation des boues produites. C'est la première fois qu'un tel phénomène était observé lors du traitement d'effluents papetiers. Il pourrait résulter de la grande alcalinité des eaux usées à l'étude, i.e., nécessaire au traitement anaérobie des eaux usées, de la présence d'une grande quantité de carbonates dans ces eaux, ou d'une réaction entre le polymère utilisé et l'un des polluants ou encore l'une des composantes des eaux usées. Il en résulterait une réduction des performances du procédé ou de la vitesse de décantation des boues. Il se créait ainsi dans la solution sous traitement des colonnes ascendantes de bulles générant un courant ascendant de boues. Il n'est pas exclu que ce phénomène pourrait, en partie, expliquer l'augmentation du contenu en solides totaux et en solides dissous des eaux usées après traitement.

#### **7.4.2.2 Eaux usées générales**

La présente section sera vouée à l'étude de la traitabilité d'une eau usée générale d'une usine Kraft nord-américaine au moyen du traitement physico-chimique. L'étude visait ainsi à déterminer la traitabilité des eaux usées globales d'une usine Kraft au moyen du traitement à l'étude.

En dépit du caractère préliminaire de la présente étude et de conditions expérimentales non-favorables (Cf. Annexe I, Section 1.1), les résultats obtenus sont très encourageants et intéressants. Ils démontrent bien la traitabilité des eaux usées générales de l'usine Kraft au moyen de la technologie à l'étude.

Les résultats sont décrits d'une façon exhaustive à l'annexe I. Les principales caractéristiques de ces eaux usées et les principaux résultats obtenus lors de cette étude de traitabilité sont consignés au tableau 7.20.

**Tableau 7.20 Principales caractéristiques des eaux usées brutes kraft et meilleures performances obtenues lors du traitement de ces eaux usées.**

PARAMÈTRE	CARACTÉRISTIQUE DES EAUX USÉES (mg/L)	PERFORMANCE DU PROCÉDÉ (Réduction en %)
MES	425 ± 0,4	94 ± 0,3
Couleur	1 360 ± 10 *	90 ± 2
COHA	13 ± 0,3	65 ± 4
DCO totale	1 850 ± 4	55 ± 0,3
DCO soluble	1 360 ± 3	42 ± 0,3
DBO <sub>5</sub> totale	360 ± 14	8 ± 1
N-NH <sub>4</sub>	4,72 ± 0,1	98 ± 6

\* : Unités PtCo.

Les meilleures performances du traitement sont des réductions de 94 % des MES, de 90 % de la couleur, de 65 % des COHA, de 55 % de la DCO totale, de 42 % de la DCO soluble et de 8 % de la DBO<sub>5</sub> totale. Le traitement a toutefois généré des augmentations de la concentration en DBO<sub>5</sub>, en ST et en phosphore des eaux usées. La réduction de 98 % de la teneur initiale en azote des eaux usées est intéressante. Ce procédé de traitement des eaux usées pourrait ainsi être potentiellement utilisée pour la dénitrification des eaux usées.



Les performances obtenues, en termes de réductions de la couleur, de la DCO et du contenu en MES et en COHA, sont comparables à celles obtenues lors du traitement de diverses eaux usées industrielles (Tableau 7.2).

L'augmentation de la concentration en DBO<sub>5</sub> et en ST des eaux usées traitées n'était pas prévisible. C'est en fait la première fois qu'un tel phénomène était observé. Quatre explications potentielles peuvent être émises :

- **réactions entre le polymère et certaines composantes des eaux usées ;**
- **mécanisme d'agitation non adéquat ;**
- **problèmes analytiques ; et**
- **le polymère contribuerait à la DBO<sub>5</sub>.**

Au cours de l'étude, il a été noté que le mécanisme d'agitation utilisé pour homogénéiser le mélange eaux usées - polymère ne semblait pas être adéquat pour ce type d'eaux usées. Il favorisait la capture d'une grande quantité d'air dans les eaux usées et ainsi la flottation des floccs formés lors du traitement. L'étude du volume de boues produites a révélé que la décantation des floccs débutait seulement quelque temps après que la réaction soit complétée. Les échantillons d'eaux usées traitées ont été récoltés avant le début de la décantation. L'augmentation du contenu en ST (SD) et en DBO<sub>5</sub> pourrait ainsi être justifiée, en partie, par l'utilisation d'un mécanisme d'agitation non adéquat. De plus, la modélisation du traitement a révélé que la vitesse d'agitation a un effet significatif sur la réduction de la DBO<sub>5</sub> et que le temps de réaction a également un effet significatif sur le taux de réduction des ST.

La problématique pourrait également survenir lors de la détermination initiale de la DBO<sub>5</sub>. Un contaminant, e.g., COHA, pourrait ainsi interférer avec les bactéries lors de la détermination de la DBO<sub>5</sub> et après traitement ou

neutralisation partielle du contaminant, l'effet serait moindre et il en résulterait une DBO<sub>5</sub> supérieure.

Les résultats préliminaires suggèrent que la production de boues est très faible (25 à 50 mL/L) et indépendante de la concentration en polymère. La vitesse de décantation des boues produites est très rapide, i.e., 50 % des boues produites sont décantées en une heure ou moins, i.e. 5 à 60 minutes.

L'étude des relations entre les variables dépendantes et la concentration en polymère a révélé que les réductions de la couleur, de la DCO et du contenu en COHA sont fonction de la charge polymérique. Ce qui était prévisible puisque des relations similaires ont été établies lors de la modélisation du procédé.

#### **7.4.3 Eaux usées issues d'usines de papiers fins**

La présente section décrira d'une façon sommaire les résultats obtenus lors de la réalisation d'une étude s'inscrivant dans le contexte d'une préoccupation à déterminer la traitabilité de six types d'eaux usées ou eaux blanches issues d'usines de papiers fins au moyen du traitement à l'étude. La majorité des résultats, des tableaux et des figures obtenus lors de cette étude de traitabilité seront présentés et décrits à l'annexe I (Section 2).

L'objectif principal de l'étude était ainsi de déterminer l'applicabilité ou l'efficacité d'une technologie environnementale pour le traitement de six types d'eaux usées ou eaux blanches en provenance d'usines de papiers fins. Il s'agissait en fait d'une simple étude de traitabilité, sans aucune optimisation du procédé ou des conditions expérimentales, afin d'obtenir des performances optimales, i.e., réduction optimale de la charge polluante des eaux usées soumises à l'étude.

La présente étude démontre bien la traitabilité des eaux blanches colorées d'usines produisant des papiers fins au moyen de cette technologie. Malgré les conditions expérimentales non-favorables ou non-optimales sous lesquelles se sont déroulées les essais de traitabilité, les meilleures performances ont été des réductions de 98 % des MVES et de la couleur apparente, de 97 % de la couleur réelle, de 95 % des MES, de 56 % de la DCO totale, de 34 % de la DCO soluble, de 22 % de la DBO<sub>5</sub> soluble, de 14 % des STV, de 12 % de la DBO<sub>5</sub> totale et de 7 % des ST (Tableaux 7.21 et 7.22).

**Tableau 7.21 Principales caractéristiques des eaux blanches issues d'usines de papiers fins et meilleures performances obtenues lors des essais préliminaires de traitabilité de ces eaux blanches.**

EAUX BLANCHES	COULEUR APPARENTE		DCO TOTALE	
	VALEUR (mg/L)	RÉDUCTION (%) (± 2 %)	VALEUR (mg/L)	RÉDUCTION (%) (± 0,6 %)
Verte	950 ± 8	92	730 ± 1	45
Jaune or	4 550 ± 36	97	730 ± 1	46
Bleue	600 ± 5	90	250 ± 0,5	38
Jaune	3 500 ± 28	94	910 ± 2	56
Rouge	2 600 ± 21	94	900 ± 2	41
Jaune Clair I	5 200 ± 41	96	920 ± 2	42
Jaune Clair II	7 100 ± 57	98	940 ± 2	49
Jaune Clair III	5 900 ± 47	97	950 ± 2	53

Les eaux blanches de couleur jaune clair sont celles qui répondent le plus facilement et le plus efficacement au traitement. Dans le cas des autres eaux blanches, une simple décantation ou filtration de ces eaux permettrait d'obtenir des performances comparables à celles obtenues lors du traitement.

**Tableau 7.22 Principales caractéristiques des eaux blanches de couleur jaune clair et meilleures performances obtenues lors du traitement de ces eaux blanches.**

PARAMÈTRE	CARACTÉRISTIQUES DES EAUX BLANCHES (mg/L)	PERFORMANCE DU PROCÉDÉ (Réduction en %)
<b>MVES</b>	<b>155 ± 0,2</b>	<b>98 ± 0,3</b>
<b>Couleur apparente</b>	<b>5 000 * ± 40</b>	<b>98 ± 2</b>
<b>Couleur réelle</b>	<b>680 * ± 5</b>	<b>97 ± 2</b>
<b>MES</b>	<b>330 ± 0,3</b>	<b>95 ± 0,3</b>
<b>DCO totale</b>	<b>950 ± 2</b>	<b>56 ± 0,3</b>
<b>DCO soluble</b>	<b>690 ± 1</b>	<b>34 ± 0,2</b>
<b>DBO<sub>5</sub> soluble</b>	<b>230 ± 9</b>	<b>22 ± 3</b>
<b>STV</b>	<b>525 ± 0,5</b>	<b>14 ± 0,04</b>
<b>DBO<sub>5</sub> totale</b>	<b>260 ± 10</b>	<b>12 ± 1</b>
<b>ST</b>	<b>1 035 ± 1</b>	<b>7 ± 0,02</b>
<b>Boues produites</b>	<b>358 ° ± 0,4 %</b>	<b>197 * ± 0,6</b>

\* : Unités PtCo.

° : Boues primaires

\* : Boues chimiques

Le traitement de ces eaux blanches a également généré une faible quantité de résidus solides ou de boues chimiques. La quantité de solides générés est même parfois comparable ou inférieure à celle des MES ou boues primaires (0,118 à 0,519 mg/L) contenues dans les eaux blanches à l'étude.

La charge polluante de ces eaux blanches était principalement attribuable aux MES. Une portion importante de la couleur apparente et de la DCO totale de certaines eaux blanches serait ainsi justifiée par la présence des MES. La

simple clarification de ces eaux usées, sans ajout de polymère, permettait d'obtenir d'importantes réductions de la charge polluante, i.e., réductions de 72 à 93 % de la CA et de 32 à 45 % de la DCO totale.

D'une façon générale, les performances du traitement lorsque soumis à ces eaux blanches sont comparables à celles obtenues antérieurement (Tableau 7.2). On note toutefois que les efficacités en termes de réduction de la DCO et de la DBO<sub>5</sub> sont généralement plus basses. Ce qui résulterait, en partie, de la faible charge des eaux blanches à l'étude.

Malgré le fait que les essais de traitabilité n'ont pas été réalisés sous des conditions optimales, les résultats obtenus sont très encourageants. Ils permettent de sérieusement envisager la possibilité de réaliser, en usine, des essais pilotes de traitabilité en mode continu et dynamique. La réalisation, en laboratoire, des essais de traitabilité sous des conditions optimales aurait vraisemblablement permis d'accroître les performances du procédé tout en minimisant les quantités de polymère utilisées, i.e., les coûts du traitement.

Les résultats préliminaires suggèrent que le volume de boues chimiques produites ou décantées est faible et fonction de la concentration de polymère utilisée. La vitesse de décantation des boues est très rapide, i.e., presque toutes les boues produites sont décantées en environ 15 minutes.

#### **7.4.4 Eaux usées d'usines au sulfite**

Les essais de traitabilité des eaux usées d'usines utilisant un procédé au sulfite a été réalisé dans un contexte bien particulier. Une papetière nord-américaine produisant de la pâte au sulfite blanchie au chlore était à la recherche, depuis plus de deux ans, d'une solution à sa problématique d'effluent, i.e., la toxicité vis à vis les organismes aquatiques (daphnies, truites). La papetière en question a alors mandaté le CRPP pour réaliser une étude

portant sur l'évaluation de l'impact de l'utilisation d'agents chimiques sur diverses eaux spécifiques de l'usine. L'étude s'inscrivait ainsi dans le contexte d'une préoccupation à connaître le potentiel ou l'efficacité de divers agents chimiques pour le traitement de différentes eaux usées issues de l'usine produisant de la pâte au sulfite blanchie au chlore.

Les conditions expérimentales et les agents chimiques utilisés lors du traitement des eaux usées soumises à l'étude ont été proposés par le personnel de la fabrique de pâtes et papiers (Alun, Chaux, Résidus miniers) et par un fournisseur de produits chimiques (FLOC, INTERAC). Les analyses de laboratoire ont été réalisées par un laboratoire commercial indépendant.

Les principaux objectifs de cette étude étaient :

- de déterminer l'applicabilité et l'efficacité de divers agents chimiques pour le traitement de diverses eaux usées issues de ladite usine ;
- d'optimiser l'utilisation spécifique des agents chimiques selon l'eau usée traitée ;
- de caractériser spécifiquement la floculation et la sédimentation lors du traitement d'une eau usée donnée ; et
- de sélectionner le meilleur agent chimique pour le traitement d'une eau usée donnée.

Dans un premier temps, des agents chimiques étaient utilisés dans une série d'essais dites de sédimentation. Suite aux résultats obtenus, les agents chimiques étaient soumis à une seconde série d'essais dites d'optimisation.

Compte tenu des résultats obtenus avec les polymères commerciaux ou conventionnels, l'utilisation du polymère à l'étude (Ph.D.) a été suggérée au promoteur du projet pour le traitement d'une eau usée spécifique. Les eaux usées les plus intéressantes, en raison de leurs problématiques, étaient celles

issues de l'étape de lavage de la pâte sulfite blanchie au chlore. Le promoteur du projet accepta d'emblée cette suggestion.

L'étude de la traitabilité des eaux usées issues de l'étape du lavage de la pâte sulfite blanchie au chlore visait à déterminer la traitabilité desdites eaux usées au moyen du polymère Ph.D. ( et de sa méthodologie de traitement).

Cette étude de traitabilité permettra de comparer les performances du polymère Ph.D. à celles de polymères commerciaux présentement utilisés industriellement. La comparaison confrontera les meilleures performances obtenues avec ces polymères lors des essais de sédimentation et d'optimisation à celles obtenues avec le polymère Ph.D. lors de simples essais de traitabilité. Dans cette comparaison, la méthode de traitement Ph.D. est ainsi défavorisée, i.e., meilleures performances essais de sédimentation et essais d'optimisation pour les polymères commerciaux versus meilleures performances essais de traitabilité pour le polymère Ph.D..

L'étude de traitabilité permettra également de déterminer si le polymère Ph.D. peut être utilisée pour le prétraitement des eaux usées issues de l'étape du lavage de la pâte sulfite blanchie au chlore.

#### **7.4.4.1 Eaux usées de l'étape du lavage de la pâte sulfite blanchie au chlore**

La présente section décrira d'une façon sommaire les résultats obtenus lors de cette étude. Ce sommaire fera ressortir les meilleures performances en termes de réductions de la DCO et de la densité optique (DO) et du contenu en COHA et en MES. Il permettra également d'identifier pour une action spécifique donnée, e.g., réduction de la DCO, réduction du contenu en COHA, quel était le meilleur agent chimique à utiliser pour réaliser le traitement des eaux usées issues de l'étape du lavage de la pâte au sulfite blanchie au chlore.

L'agent chimique utilisé joue aussi un rôle prépondérant lors du traitement. Un agent chimique donné présente une certaine spécificité dans son action. Sa sélection est fonction du type d'effluent à traiter et de l'objectif principal du traitement. Elle est ainsi parfois un compromis entre la réduction des MES, la réduction des COHA, la réduction de la DCO et la réduction de la DO.

Les principales caractéristiques des eaux usées acides (pH = 2,66) issues de l'étape du lavage de la pâte au sulfite blanchie au chlore soumises au traitement sont consignées au tableau 7.23.

Les agents chimiques suggérés pour le traitement des eaux usées issues de l'étape du lavage de la pâte au sulfite blanchie au chlore ont été utilisés pour réaliser des séries d'essais dites de sédimentation et d'optimisation. Malgré le fait que le polymère Ph.D. a été utilisé en seulement deux occasions et n'a pas été optimisé pour le traitement de ces eaux usées, ses performances sont de beaucoup supérieures à celles des agents chimiques proposés.

Les performances du polymère Ph.D. sont ainsi de 1 à 3 fois supérieures à celles obtenues au moyen de l'alun, i.e., agent chimique proposé le plus performant. L'efficacité du traitement lorsque soumis à ces eaux usées est des réductions de 90 % de la DO, de 77 % des MES, de 68 % des COHA et de 62 % de la DCO totale et de 77 % des MES (Tableaux 7.23 et 7.24).

L'alun permettait d'obtenir des réductions de 53 % de la DO, de 50 % des COHA, de 49 % de la DCO totale et de 27 % des MES. Sous certaines conditions expérimentales, son utilisation génèrait toutefois une augmentation de la DO. Certains des agents chimiques proposés ont démontré de piètres performances avec des augmentations, et non des réductions, parfois importantes de la valeur spécifique des paramètres environnementaux à l'étude.



**Tableau 7.23 Meilleurs résultats obtenus lors des essais d'optimisation et de traitabilité des eaux usées de l'étape du lavage de la pâte sulfite blanchie au chlore.**

POLYMÈRE	DO (± 0,8 %)	DCO TOT. (mg/L)	COHA (mg/L)	MES (mg/L)
BRUTE	0,257	520 ± 1	23,4 ± 0,5	30 ± 0,03
FLOC + INTERAC	0,139	500 ± 1	16,2 ± 0,3	ND
INTERAC	0,269	650 ± 1	16,6 ± 0,3	ND
CHAUX	0,344	660 ± 1	15,6 ± 0,3	ND
ALUN	0,120	260 ± 0,5	11,6 ± 0,2	22 ± 0,02
RÉSIDUS MINIERS	0,299	480 ± 1	18,2 ± 0,4	52 ± 0,05
Ph.D.	0,026	200 ± 0,4	7,6 ± 0,2	7 ± 0,01

**Tableau 7.24 Meilleures performances obtenues lors des essais d'optimisation et de traitabilité des eaux usées de l'étape du lavage de la pâte sulfite blanchie au chlore.**

POLYMÈRE	RÉDUCTION DO (%) (± 2 %)	RÉDUCTION DCO (%) (± 0,6 %)	RÉDUCTION COHA (%) (± 6 %)	RÉDUCTION MES (%) (± 0,3 %)
Ph.D.	90	62	68	77
ALUN	53*	49	50	27
FLOC + INTERAC	46	3 <sup>a</sup>	31	ND
INTERAC	- 5°	- 26°	23	ND
RÉSIDUS MINIERS	-16°	7	22	- 73°
CHAUX	- 34°	- 28°	33	ND

° Augmentation dans 100 % des cas    <sup>a</sup> Augmentation dans 80 % des cas  
 \* Augmentation dans 10 % des cas    ND : Non disponible

Les conditions expérimentales sous lesquelles ont été réalisés les essais avec les divers agents chimiques proposés et le polymère Ph.D. étaient comparables. La quantité de polymère Ph.D. utilisée était identique ou de moitié inférieure à celle de l'alun. Le volume de boues produites dans les deux cas était comparable, i.e., environ 75 mL/L.

Sommairement, les résultats obtenus démontrent la traitabilité des eaux usées issues de l'étape du lavage de la pâte au sulfite blanchie au chlore au moyen du polymère Ph.D. Ils démontrent également sa supériorité face aux agents chimiques proposée pour le traitement de ces eaux usées. Ce qui illustre le grand potentiel d'applicabilité et la grande flexibilité de la technologie environnementale à l'étude.

#### **7.4.5 Eaux usées d'usines PCTMB**

La production actuelle d'une usine PCTMB nord-américaine est présentement limitée par la capacité de son système de traitement des eaux usées. Dans l'optique de résoudre cette problématique, des essais de traitabilité ont été réalisés dans le but de déterminer la traitabilité des eaux usées de cette usine au moyen de l'approche de traitement à l'étude ou en développement.

L'objectif de l'étude était de déterminer s'il est possible d'éliminer une portion importante de la charge polluante avant qu'elle n'atteigne le système de traitement des eaux usées de l'usine PCTMB à l'étude. Les eaux usées spécifiques alors sélectionnées pour réaliser la présente étude étaient les **eaux usées issues de la vis d'alimentation d'un raffineur**. Cette sélection résulte du fait que ces eaux usées présentent un faible volume ou débit et une forte charge polluante. Bien que le volume desdites eaux usées représente une faible proportion du débit ou volume global des eaux usées de l'usine, sa contribution à la charge polluante globale de l'usine est très importante.

Il s'agit en fait d'une simple étude de traitabilité, sans aucune optimisation du procédé ou des conditions expérimentales, afin d'obtenir des performances optimales. Cette étude préliminaire a été réalisée en même temps que l'étude de la production de boues chimiques générées lors du traitement desdites eaux usées (cf. Section 7.3.2) et l'étude de l'impact spécifique de chacune des étapes du traitement (cf. Section 7.3.3).

Les résultats obtenus démontrent bien la traitabilité des eaux usées d'une usine PCTMB, i.e., eaux usées issues de la vis d'alimentation d'un raffineur, au moyen de l'approche de traitement à l'étude. Il est ainsi possible d'utiliser cette approche en tant que prétraitement afin de réduire la charge polluante globale d'une fabrique de pâte et papier de type PCTMB.

Les meilleures performances du traitement sont des réductions de 97 % de la couleur apparente initiale, i.e., 16 000 unités PtCo, et de 57 % de la DCO totale initiale, i.e. 12 750 mg/L. Les résultats obtenus sont décrits d'une façon plus exhaustive à la section 3 de l'annexe I.

D'une façon générale, les résultats obtenus révèlent que l'efficacité du traitement à réduire la CA et la DCO totale, est fonction de la concentration en polymère et du pH sous lequel se produit le traitement. Les résultats obtenus démontrent encore une fois la grande efficacité et la grande flexibilité du procédé.

La papetière à l'étude envisage la possibilité d'utiliser ce procédé pour accroître sa production. Sa production actuelle est limitée par la capacité de son système de traitement des eaux usées. Les résultats obtenus suggèrent que son utilisation permettrait à la papetière, avec les équipements en place, de doubler sa production puisque le procédé éliminerait une portion importante de la charge polluante avant qu'elle n'atteigne le système de traitement des eaux usées.

#### 7.4.6 Eaux usées d'usines PTM

La présente section décrit sommairement les résultats obtenus lors de l'étude de la traitabilité des eaux usées générales d'une usine PTM. La majorité des tableaux et des figures obtenus lors de cette étude de traitabilité seront présentés et décrits à l'Annexe I (cf. Section 4).

L'objectif principal de la présente étude était donc de déterminer l'applicabilité ou l'efficacité de la technologie environnementale pour le traitement des eaux usées en provenance d'une usine PTM. Il s'agissait en fait d'une brève étude de traitabilité, sans aucune optimisation du procédé ou des conditions expérimentales.

L'étude de traitabilité permettra également de comparer les performances du polymère à l'étude (Ph.D.) à celles d'un polymère commercial, i.e., polyacrylamide, présentement utilisé à l'usine.

En dépit du caractère préliminaire de la présente étude et des conditions expérimentales non-favorables, les résultats obtenus sont très encourageants et intéressants. La présente étude démontre bien la traitabilité des eaux usées brutes de l'usine PTM à l'étude au moyen du polymère Ph.D.

Les eaux usées ayant subies, à l'usine, un prétraitement, i.e., ajout de polyacrylamide, répondent plus ou moins bien au polymère Ph.D., alors que les eaux usées brutes sont celles qui répondent le mieux au traitement.

Bien que la charge polymérique utilisée lors du traitement était faible, l'utilisation de charges inférieures aurait vraisemblablement permis d'obtenir des performances comparables et ainsi de réduire les coûts du traitement.

Les meilleures performances du traitement lorsque soumis aux eaux usées brutes d'une usine PTM sont des réductions supérieures à 99 % de la CA, des MES et MVES, de 93 % des ARG, et de 82 % de la DCO totale, de 36 % des ST, de 29 % de la DCO soluble, de 28 % de la DBO<sub>5</sub> totale et de 21 % de la DBO<sub>5</sub> soluble (Tableau 7.25).

**Tableau 7.25 Principales caractéristiques des eaux usées brutes PTM et meilleures performances obtenues lors du traitement de ces eaux usées (cf. Annexe I, section 4).**

PARAMÈTRE	CARACTÉRISTIQUE DES EAUX USÉES (mg/L)	PERFORMANCE POLYMÈRE Ph.D. (Réduction en %)	PERFORMANCE POLYACRYLAMIDE (Réduction en %)
CA	7 700 * ± 62	> 99 ± 2	82 ± 2
DCO totale	6 500 ± 13	82 ± 0,5	47 ± 0,3
DCO soluble	1 260 ± 3	29 ± 0,2	4 ± 0,02
DBO <sub>5</sub> totale	700 ± 27	28 ± 3	-11 ± 1
DBO <sub>5</sub> soluble	550 ± 21	21 ± 3	-14 ± 2
MES	935 ± 1	> 99 ± 0,3	92 ± 0,3
MVES	780 ± 1	> 99 ± 0,3	91 ± 0,3
ST	1 930 ± 2	36 ± 0,1	42 ± 0,1
ARG	16,5	93	32

\* : Unités PtCo

Le polymère Ph.D. présentait des performances de 10 à 50 % supérieures à celles du polymère commercial ou du procédé industriel utilisé en prétraitement à l'usine PTM à l'étude, i.e., ajout de polyacrylamide et FAD.

L'utilisation de conditions favorables et l'optimisation du procédé pour le traitement des eaux usées brutes augmenteraient vraisemblablement les performances du procédé et réduiraient le coût du traitement. La modélisation

du procédé pour le traitement desdites eaux usées permettrait également d'accroître les performances du procédé et de diminuer les coûts du traitement.

Les quantités de boues chimiques générées sont faibles et fonction de la concentration en polymère utilisée. Elles sont généralement inférieures aux quantités de biomasse théoriquement produites pour atteindre des efficacités de traitement similaire. Pour des concentrations en polymère inférieures à 1,0 g/L, la production nette de boues chimiques est généralement inférieure à 0,058 g/L. Ce qui est même inférieur à la quantité potentielle de biomasse produite, i.e., 0,133 g/L, lors du traitement des eaux usées brutes filtrées. La vitesse de décantation des boues chimiques est très rapide, i.e., presque toutes les boues sont décantées en environ 15 minutes (cf. Annexe I, section 4.3.4).

D'une façon générale, les performances du polymère Ph.D. lorsque soumis aux eaux usées brutes de l'usine PTM sont comparables à celles obtenues antérieurement (Tableau 7.2). On note toutefois que les efficacités en termes de réduction de la DBO<sub>5</sub> sont légèrement plus faibles. Il est également parfois difficile d'établir des relations entre les performances du procédé et la quantité de polymère utilisée. Ce qui pourrait suggérer l'utilisation d'une surdose de polymère. Une relation a toutefois été établie entre la quantité nette de boues chimiques produites et la quantité de polymère utilisée.

La charge polluante des eaux usées de l'usine PTM serait principalement attribuable aux MES. Une portion importante de la couleur apparente et de la DCO totale des eaux usées brutes est ainsi justifiée par la présence des MES. La simple clarification de ces eaux usées, sans ajout de polymère, permet d'obtenir d'importantes réductions de la charge polluante, i.e. 90 % de la couleur apparente et 79 % de la DCO totale.

Malgré le fait que les essais de traitabilité n'ont pas été réalisés sous des conditions favorables ou optimales, les résultats obtenus sont très

encourageants. Ils permettent de sérieusement envisager la possibilité de réaliser des essais pilotes de traitabilité en mode continu et dynamique, in-situ, à l'usine PTM à l'étude. La réalisation d'essais de traitabilité sous des conditions optimales aurait vraisemblablement permis d'accroître les performances du procédé tout en minimisant les quantités de polymère utilisées.

#### **7.4.7 Eaux usées d'usines SC**

La présente section décrira sommairement les résultats obtenus lors de l'étude de la traitabilité des eaux usées d'une usine SC (Semi-Chimique). Une analyse plus exhaustive de ces résultats est placée en annexe (cf. Annexe II, section 5). L'étude avait pour but d'étudier l'applicabilité de la technologie environnementale à l'étude pour le traitement des eaux usées SC brutes, i.e., avant traitement primaire.

L'objectif principal de la présente étude était ainsi de déterminer l'applicabilité ou l'efficacité de cette technologie environnementale pour le traitement des eaux usées brutes en provenance d'usine SC. Il s'agissait en fait d'une brève étude de traitabilité, sans aucune optimisation du procédé ou des conditions expérimentales, afin d'obtenir des performances optimales, i.e., réduction optimale de la charge polluante des effluents soumis à l'étude.

La caractérisation des eaux usées SC brutes acheminées aux laboratoires révéla que ces dernières contenaient des quantités importantes de solides totaux (ST) et de matières en suspension (MES), i.e., plus de 16 g/L de ST et plus de 11 g/L de MES (Tableau 7.26). Compte tenu de ces teneurs élevées en solides, la représentativité des eaux usées disponibles a été mise en question. Le superviseur en environnement de l'usine SC a été contacté pour vérifier s'il ne s'était pas produit d'erreur lors de l'échantillonnage. Selon lui, les eaux usées brutes expédiées au CRPP étaient représentatives de ce qui est produit quotidiennement à leur usine. Il s'agit en fait des eaux usées brutes, i.e.,

avant traitement primaire, et le procédé de fabrication génère une grande quantité de résidus solides.

**Tableau 7.26 Principales caractéristiques des eaux usées brutes SC et meilleures performances obtenues lors du traitement de ces eaux usées (cf. Annexe I, section 5).**

<b>PARAMÈTRE</b>	<b>CARACTÉRISTIQUE DES EAUX USÉES (mg/L)</b>	<b>PERFORMANCE DU PROCÉDÉ (Réduction en %)</b>
<b>CA</b>	<b>86 000 ± 700</b>	<b>&gt; 99 ± 2</b>
<b>CR</b>	<b>3 200 ± 26</b>	<b>94 ± 2</b>
<b>DCO totale</b>	<b>24 500 ± 49</b>	<b>87 ± 0,5</b>
<b>DCO soluble</b>	<b>6 600 ± 13</b>	<b>32 ± 0,2</b>
<b>MES</b>	<b>11 600 ± 12</b>	<b>&gt; 99 ± 0,3</b>
<b>ST</b>	<b>16 100 ± 16</b>	<b>75 ± 0,2</b>
<b>SD</b>	<b>5 240 ± 5</b>	<b>24 ± 0,1</b>
<b>DBO<sub>5</sub> totale</b>	<b>3 500 ± 140</b>	<b>47 ± 6</b>
<b>DBO<sub>5</sub> soluble</b>	<b>2 800 ± 112</b>	<b>34 ± 4</b>

Malgré le fait que le procédé n'a pas été développé pour agir en tant que traitement primaire, les essais de traitabilité ont tout de même été réalisés sur les eaux acheminées à l'UQTR. Il était intéressant alors de soumettre le traitement à ces eaux usées. À ce moment, l'intérêt était de voir le potentiel exact du traitement lorsque confronté à des eaux usées de cette nature, i.e., eaux usées non-clarifiées et contenant de grandes teneurs en MES et en ST.

L'importante quantité de solides contenus dans ces eaux usées aura comme effet principal d'accroître la quantité de polymère requise pour effectuer le traitement et de réduire l'efficacité du traitement. Compte tenu de ces



considérations et que le procédé n'a pas été optimisé pour traiter ce type d'eaux usées, le lecteur de la présente thèse doit garder toujours en mémoire que les performances obtenues lors de la présente étude ne sont pas optimales. Elles indiquent seulement les performances "minimales garanties" que l'on peut obtenir lors du traitement des eaux usées brutes de l'usine SC. L'optimisation du procédé pour le traitement de ces eaux usées auraient ainsi vraisemblablement accru les performances du procédé tout en réduisant la consommation ou la charge en polymère utilisée pour effectuer le traitement.

En dépit du caractère préliminaire de la présente étude et de conditions expérimentales non-favorables ou optimales, les résultats obtenus sont très intéressants. La présente étude démontre bien la traitabilité des eaux usées brutes de l'usine SC à l'étude au moyen de la nouvelle approche de traitement.

Malgré les conditions expérimentales non-optimales sous lesquelles se sont déroulées les essais de traitabilité, les meilleures performances du traitement ont été des réductions supérieures à 99 % des MES et de la CA, de 94 % de la CR, de 87 % de la DCO totale, de 75 % des ST, de 47 % de la DBO<sub>5</sub> totale, de 34 % de la DBO<sub>5</sub> soluble, et de 32 % de la DCO soluble (Tableau 7.26).

En raison des fortes charges en MES et en ST, les meilleures performances ont été obtenues sous des charges excessives en polymères, i.e., 5,0 à 10,0 g/L de polymère. C'est la première fois en près d'une trentaine d'études de traitabilité d'eaux usées papetières que des charges aussi élevées sont utilisées pour traiter des eaux usées papetières. Les charges en polymère normalement utilisées sont généralement inférieures à 1,0 g/L et dans certains cas les meilleures performances sont obtenues sous des charges inférieures à 0,01 g/L. Ce qui supportent les hypothèses émissent antérieurement, à savoir que les eaux usées soumises à l'étude contiennent une trop grande quantité de MES et devrait subir, avant traitement physico-chimique, une clarification. Il en

résulte une surconsommation en polymère, une surestimation des coûts potentiels de traitement et une sous-estimation des performances du procédé lorsque soumis aux eaux usées de l'usine SC à l'étude.

Les résultats obtenus supportent également l'hypothèse émise lors des essais préliminaires, i.e., la charge polluante des eaux usées brutes de l'usine SC serait principalement attribuable aux MES (cf. Annexe I, section 5). Une portion importante de la charge polluante des eaux usées brutes SC résulterait de la présence d'une grande teneur en MES, ST et SD. La simple clarification de ces eaux usées, sans ajout de polymère, permettrait d'obtenir d'importantes réductions de la charge polluante. La décantation des eaux usées brutes SC permettait ainsi d'obtenir des réductions de 90 % des MES, de 68 % de la CA, de 66 % des ST et de 63 % de la DCO totale (cf. Annexe I, section 5).

D'une façon générale, les performances du traitement lorsque soumis aux eaux usées brutes de cette usine SC sont comparables à celles obtenues lors du traitement de diverses eaux usées industrielles (Tableau 7.2).

Malgré le fait que les essais de traitabilité n'ont pas été réalisés sous des conditions optimales, les résultats obtenus sont très encourageants. Ils nous permettent d'envisager sérieusement la possibilité de réaliser des essais pilotes de traitabilité en mode continu et dynamique, in-situ, à l'usine SC à l'étude. La réalisation d'essais de traitabilité sous des conditions optimales aurait vraisemblablement permis d'accroître les performances du procédé tout en minimisant les quantités de polymère utilisées.

#### **7.4.8 Eaux usées d'usines PCTM**

Dans la présente étude, les eaux usées d'usines PCTM ont été utilisées pour réaliser diverses études, e.g., traitabilité, production de boues, modélisation, cinétique. De nombreuses séries d'essais ont ainsi été réalisées

au moyen de ces eaux usées. Il serait très laborieux et même répétitifs de présenter spécifiquement chacun des résultats obtenus pour chaque essai et pour chacune des séries d'essais. Ils ont été ou seront décrits d'une façon plus exhaustive dans des sections spécifiques.

La présente section décrira ainsi d'une façon sommaire certains des résultats obtenus lors de la réalisation de quelques séries d'essais. L'objectif de cette section est simplement de démontrer la traitabilité des eaux usées d'usines PCTM. Elle permettra également d'éprouver d'une façon préliminaire ou sommaire l'hypothèse de la reproductibilité des résultats obtenus au moyen du traitement lorsque soumis aux eaux usées PCTM.

Les résultats présentés sont généralement les meilleurs résultats obtenus lors de la réalisation d'une série d'essais de traitabilité ou autre. Par exemple, lors de l'étude de la modélisation du traitement, le design expérimental utilisé nécessite la réalisation de 33 essais et à certaines occasions, il a été réalisé en triplicata. Il en résulte alors un nombre total de 99 valeurs pour chacun des paramètres. Pour ces séries d'essais, une seule valeur sera ainsi présentée pour chacun des paramètres à l'étude, i.e., la meilleure performance spécifique pour chacun des paramètres à l'étude.

L'écart entre les valeurs obtenues spécifiquement pour un paramètre donné lors de la réalisation des divers essais peut être plus ou moins important. Certains des résultats proviennent ainsi d'études plus exhaustives, e.g., étude de la modélisation du procédé utilisant un design expérimental, alors que certains résultats sont issus d'études plus sommaires ou préliminaires, e.g., étude de la charge ionique.

#### 7.4.8.1 Caractéristiques des eaux usées

Les résultats obtenus démontrent bien la grande variabilité temporelle des caractéristiques des eaux usées à l'étude (Tableau 7.27). Pour un paramètre donné, sa valeur maximale peut être de 3 à 4 fois supérieure à sa valeur minimale, e.g. CA, DCO totale, COT. Une abondante littérature supporte ainsi la variabilité temporelle des eaux usées papetières en fonction de divers paramètres (Springer 1995, Metclaf & Eddy 1991, Edde 1984, McCubbin 1984). L'impact de cette variabilité sur l'efficacité ou les performances du traitement sera étudié à la section modélisation.

#### 7.4.8.2 Performances du procédé

Nonobstant du type d'essais ou de la nature de l'étude, les performances optimales obtenues lors du traitement des eaux usées PCTM sont des réductions supérieures à 99 % de la CA, des MES et des MVES, de 98 % de la CR et des ARG, de 74 % de la DCO totale, de 67 % de la DBO<sub>5</sub> totale, de 61 % de la DCO soluble, de 60 % des STV, de 47 % du COT, de 44 % de la DBO<sub>5</sub> soluble, de 42 % des ST et des réductions « relatives » de la toxicité ( $((T_i - T_f) / T_i) \times 100$ ) Microtox supérieures à 100 % (Tableau 7.28).

Le tableau 7.27 présente les valeurs spécifiques obtenues pour chacun des paramètres à l'étude. On constate que certaines études sont très sommaires, alors que certaines autres sont plus exhaustives. Le nombre de données ou résultats pour chacune des études est ainsi très variable en fonction de l'importance ou de l'ampleur de l'étude.

Les meilleures performances obtenues lors du traitement des eaux usées d'usines PCTM sont consignées au tableau 7.29. Les performances optimales sont normalement incluses dans ce tableau et obtenues lors des essais de modélisation du traitement ou de l'action du polymère.

**Tableau 7.27 Résultats obtenus lors du traitement des eaux usées PCTM.**

ESSAIS	EAUX	DCO TOT. (mg/L)	DCO SOL. (mg/L)	CA (PtCo)	CR (PtCo)	ST (mg/L)	STV (mg/L)	MES (mg/L)	MVES (mg/L)
# 1	BRUTES	17 450	—	16 500	—	9 490	—	—	—
	TRAITÉES	7 040	—	70	—	6 300	—	—	—
# 2	BRUTES	10 420	5 540	—	—	—	—	—	—
	TRAITÉES	2 760	2 160	—	—	—	—	—	—
# 3	BRUTES	10 710	5 370	14 000	—	7 560	—	2 120	—
	TRAITÉES	3 240	3 110	130	—	4 530	—	27	—
# 4	BRUTES	8 900	5 080	—	—	—	—	—	—
	TRAITÉES	2 670	2 110	—	—	—	—	—	—
# 5	BRUTES	6 400	3 700	9 100	1 285	6 120	3 440	1 375	1 310
	TRAITÉES	2 370	2 070	10	20	3 540	1 385	33	33
# 6	BRUTES	8 830	5 280	16 220	1 760	—	—	—	—
	TRAITÉES	2 730	3 720	120	80	—	—	—	—
# 7	BRUTES	8 650	5 190	16 410	1 790	11 530	—	1 750	1 580
	TRAITÉES	3 720	3 600	110	80	8 880	—	1	1
# 8	BRUTES	19 560	12 100	34 000	—	16 460	—	2 740	—
	TRAITÉES	7 400	6 700	240	—	11400	—	30	—

Tableau 7.27 (Suite)

ESSAIS	EAUX	DBO <sub>5</sub> TOT. (mg/L)	DBO <sub>5</sub> SOL. (mg/L)	COT (mg/L)	ARG (mg/L)	AR (mg/L)	AG (mg/L)	EC <sub>50</sub> (%)
# 1	BRUTES	5 100	—	—	—	—	—	—
	TRAITÉES	1 600	—	—	—	—	—	—
# 2	BRUTES	—	—	—	—	—	—	—
	TRAITÉES	—	—	—	—	—	—	—
# 3	BRUTES	—	—	—	—	—	—	—
	TRAITÉES	—	—	—	—	—	—	—
# 4	BRUTES	—	—	—	—	—	—	—
	TRAITÉES	—	—	—	—	—	—	—
# 5	BRUTES	2 000	1 500	1 560	80,3	69,7	10,6	0,532
	TRAITÉES	1 000	900	820	2,6	1,0	1,6	11,471
# 6	BRUTES	—	—	—	—	—	—	—
	TRAITÉES	—	—	—	—	—	—	—
# 7	BRUTES	1 900	1 400	—	—	—	—	—
	TRAITÉES	900	800	—	—	—	—	—
# 8	BRUTES	3 800	3 100	5 100	—	—	—	—
	TRAITÉES	2 000	2 000	3 200	—	—	—	—

— : Non mesuré

**Tableau 7.28 Performances optimales obtenues lors du traitement des eaux usées PCTM .**

<b>PARAMÈTRE</b>	<b>RÉDUCTION (%)</b>
<b>CA</b>	<b>&gt; 99</b>
<b>MES</b>	<b>&gt; 99</b>
<b>MVES</b>	<b>&gt; 99</b>
<b>ARG</b>	<b>98</b>
<b>CR</b>	<b>98</b>
<b>DCO TOTALE</b>	<b>74</b>
<b>DBO<sub>5</sub> TOTALE</b>	<b>67</b>
<b>DCO SOLUBLE</b>	<b>61</b>
<b>STV</b>	<b>60</b>
<b>COT</b>	<b>47</b>
<b>DBO<sub>5</sub> SOLUBLE</b>	<b>44</b>
<b>ST</b>	<b>42</b>
<b>TOXICITÉ MICROTOX</b>	<b>&gt; 100</b>

La variabilité dans les meilleures performances obtenues entre chacun des essais est principalement fonction de l'importance ou de l'ampleur de l'étude qui a produit les valeurs. Par exemple, les résultats provenant de l'étude de la modélisation présentent généralement les meilleures performances et même les performances optimales. Les résultats obtenus d'une telle étude proviennent au moins d'une série de 33 essais, et même de trois séries de 33 essais, au cours desquelles plusieurs variables indépendantes ou conditions expérimentales sont utilisées. Ce qui se rapproche de l'optimisation du traitement. À l'opposé, certains essais ont été réalisés pour étudier un paramètre particulier et ne visaient pas ainsi l'obtention d'une performance exceptionnelle, mais bien l'obtention de résultats permettant d'étudier un phénomène particulier, e.g., cinétique réactionnelle.

Tableau 7.29 Performances obtenues lors du traitement des eaux usées PCTM.

ESSAIS	RÉDUCTION DCO TOT. (%)	RÉDUCTION DCO SOL. (%)	RÉDUCTION CA (%)	RÉDUCTION CR (%)	RÉDUCTION ST (%)	RÉDUCTION STV (%)	RÉDUCTION MES (%)	RÉDUCTION MVES (%)
# 1	60	_____	> 99	_____	34	_____	_____	_____
# 2	70	42	_____	_____	_____	_____	_____	_____
# 3	70	59	> 99	_____	40	_____	99	_____
# 4	74	61	_____	_____	_____	_____	_____	_____
# 5	63	44	> 99	98	42	60	99	> 99
# 6	69	29	> 99	95	_____	_____	_____	_____
# 7	57	31	> 99	96	23	25	> 99	> 99
# 8	62	45	> 99	_____	31	_____	99	_____



Tableau 7.29 (Suite)

ESSAIS	RÉDUCTION DBO <sub>5</sub> TOT. (%)	RÉDUCTION DBO <sub>5</sub> SOL. (%)	RÉDUCTION COT (%)	RÉDUCTION ARG (%)	RÉDUCTION AR (%)	RÉDUCTION AG (%)	RÉDUCTION EC <sub>50</sub> (%)
# 1	67	—	—	—	—	—	—
# 2	—	—	—	—	—	—	—
# 3	—	—	—	—	—	—	—
# 4	—	—	—	—	—	—	—
# 5	50	39	47	97	99	85	2 060
# 6	—	—	—	—	—	—	—
# 7	53	44	46	—	—	—	—
# 8	47	34	15	—	—	—	—

— : Non mesuré

Malgré cette légère variabilité dans les meilleures performances obtenues et la grande variation temporelle des caractéristiques des eaux usées, la présente étude suggère que les résultats obtenus soient reproductibles. Elle supporte ainsi l'hypothèse de la reproductibilité des résultats obtenus lors du traitement des eaux usées PCTM.

#### **7.4.8.3 Sommaire**

Les divers essais de laboratoire visant à étudier certains aspects fondamentaux du traitement et la traitabilité des eaux usées d'usines PCTM au moyen de la nouvelle approche de traitement suggèrent que :

- Les eaux usées brutes PCTM présentent une importante variabilité temporelle de leurs caractéristiques.
- La présente étude démontre sans équivoque la traitabilité des eaux usées brutes d'usines PCTM.
- Ladite étude supporte également l'hypothèse de la reproductibilité des résultats obtenus lors du traitement des eaux usées PCTM.
- Les performances optimales du traitement sont des réductions supérieures à 99 % de la couleur apparente, des MES et des MVES, de 98 % de la couleur réelle et des ARG, de 74 % de la DCO totale, de 67 % de la DBO<sub>5</sub> totale, de 61 % de la DCO soluble, de 60 % des STV, de 47 % du COT, de 44 % de la DBO<sub>5</sub> soluble, de 42 % des ST et des réductions relatives supérieures à 100 % de la toxicité Microtox. Le tout accompagné de réductions de 99 % des AR et de 85 % des AG.

#### **7.4.9 Conclusion**

Les nombreux essais de laboratoire visant principalement à déterminer la traitabilité de diverses eaux usées papetières au moyen de la nouvelle approche de traitement ont permis de conclure que :

- Les études ont bien démontré la traitabilité des eaux usées en provenance de diverses papeteries.
- Les eaux usées soumises à l'étude provenant d'usines de désencrage, de papiers fins, kraft, PCTM, PCTMB, PTM, SC, sulfite et d'extraction de saveur agroalimentaire ont été traitées avec succès.
- Lesdites eaux usées provenaient de diverses étapes de fabrication, e.g., lavage des copeaux, raffinage, blanchiment, lavage de la pâte, eaux blanches, eaux usées globales, eaux usées issues de systèmes de traitement secondaire aérobie et anaérobie.
- Nonobstant le type d'eau usée soumise à l'étude, les meilleures performances obtenues avec la nouvelle approche de traitement ont été des réductions de :
 

> 99 %	Couleur (CA, CR), MES, MVES
99 %	ARG
88 %	DCO TOTALE
83 %	ST
82 %	DCO SOLUBLE
68 %	COHA
67 %	DBO <sub>5</sub> TOTALE
60 %	STV
50 %	COT
45 %	SD, DBO <sub>5</sub> SOLUBLE
> 100 %	TOXICITÉ MICROTOX
- La présente étude supporte l'hypothèse de la reproductibilité des résultats obtenus au moyen de ladite technologie.
- Les eaux usées brutes d'une fabrique de pâtes et papiers donnée présentent une importante variabilité temporelle de leurs caractéristiques.

- La production de boues chimiques lors du traitement d'une eau usée donnée est faible et fonction de la charge polymérique et du pH des eaux usées.
- Pour une efficacité donnée de traitement, la production de boues chimiques, i.e., nouvelle approche, est inférieure à la production de boues biologiques, i.e., boues activées.
- Les boues produites présentent une bonne décantabilité et un faible indice du volume de boues, i.e., 31 à 99 mL/g.
- La vitesse de décantation des boues produites est rapide et la majorité desdites boues est décantée en une période égale ou inférieure à 30 minutes.
- Pour une performance donnée, les étapes de la filtration et l'ajustement du pH des eaux usées ont une contribution spécifique mineure à ladite performance.
- La réduction de 98 % de la teneur en azote d'une eau usée donnée suggère que le traitement puisse être potentiellement utilisé pour la dénitrification des eaux usées.
- Les relations entre les variables dépendantes, e.g. réduction de la DCO, et les variables indépendantes, e.g., charge polymérique, sont variables et pas toujours évidentes.
- La modélisation et l'optimisation du procédé pour le traitement d'une eau usée donnée permettraient d'augmenter l'efficacité ou les performances du procédé, de réduire la quantité de polymère utilisé et ainsi de diminuer les coûts du traitement.
- Les résultats obtenus ont démontré la supériorité du polymère Ph.D. face aux agents chimiques conventionnels, i.e., alun, chaux, FLOC, INTERAC, polyacrylamide, résidus miniers.
- La nouvelle approche de traitement des eaux usées présente de nombreux avantages dont, une grande efficacité, une grande flexibilité et une grande simplicité.
- Le polymère utilisé dans ce procédé présente également

plusieurs avantages : abondant, facilement exploitable, peu dispendieux, non-toxique, d'un impact mineur sur le milieu récepteur, utilisable sous deux formes (brut et raffiné) et potentiellement réutilisable (par exemple, recyclage d'une portion du précipité).

- La poursuite de l'étude devrait maintenant s'orienter vers la réalisation d'essais pilotes en mode continu et dynamique, in-situ, dans une fabrique de pâtes et papiers, afin de confirmer la traitabilité en mode continu des eaux usées papetières et d'étudier l'aspect économique du traitement.

## 7.5 Modélisation

L'objectif principal de la présente étude était de déterminer s'il est possible de modéliser la nouvelle approche de traitement des eaux usées lorsque soumise aux eaux usées d'une usine PCTM, i.e., les eaux usées issues du lavage de la pâte. Il s'agissait en fait, à partir des résultats obtenus, de construire des équations de prédiction servant à prédire les performances du traitement lorsque soumis à une eau usée donnée. Ces équations permettront à la fois d'optimiser le procédé pour un objectif de traitement donné et pourront être utilisées en tant qu'outil ou moyen de «contrôle» lors du traitement industriel des eaux usées. Elles permettront, en fait, de déterminer parmi les variables d'opération, quelle est la variable ou quelles sont les principales variables à prendre en considération lors du contrôle, de l'opération ou de l'optimisation dudit procédé.

Les autres objectifs de l'étude sont d'éprouver l'impact de la variabilité temporelle des caractéristiques des eaux usées papetières sur la modélisation du procédé et la reproductivité des équations de prédiction obtenues.

La modélisation de l'action du traitement a permis de déterminer et même de quantifier l'importance relative des variables indépendantes, ou variables d'opération, sur les performances du traitement ou variables dépendantes. Compte tenu de l'évolution temporelle des caractéristiques des eaux usées, l'étude de cette variabilité sur l'évolution temporelle des équations de prédiction, ou sur l'importance relative des variables indépendantes sur les performances du procédé, a également été réalisée. Elle permettra ainsi d'éprouver la reproductibilité des résultats obtenus.

Rappelons qu'un design Box-Wilson ou CCD («Central Composite Design») a été utilisé pour analyser l'effet des variables indépendantes ou

d'opération sur les variables dépendantes. Le design retenu en est un à cinq variables et cinq niveaux et il présente un nombre total de 33 essais.

Les résultats obtenus seront présentés d'une façon plus ou moins exhaustive. Ils proviennent de 6 séries d'essais de modélisation représentant environ 360 essais. Deux de ces séries ont même été réalisées en triplicata et une autre en duplicata, ce qui permettra d'étudier la variabilité et la reproductibilité intraspécifique ou intrasérie, i.e., à l'intérieur d'une même série, des résultats obtenus.

La présente section sera divisée en trois parties :

- **importance relative et spécifique des variables indépendantes sur des variables dépendantes ;**
- **évolution temporelle des équations de prédiction ; et**
- **équations de prédiction.**

### **7.5.1 Importance relative des variables indépendantes**

La section importance relative et spécifique des variables indépendantes sur les variables dépendantes fera une analyse ou compilation qualitative des diverses équations de prédiction obtenues lors des nombreux essais de modélisation. Elle permettra, pour une variable dépendante donnée, de faire la sommation de toutes les variables indépendantes ayant déjà été identifiées, dans au moins une équation de prédiction, comme ayant un effet significatif sur ladite variable indépendante. Elle se veut ainsi être une étude qualitative de l'importance relative des variables indépendantes, ou d'opération, sur les variables dépendantes, ou performances du procédé.

La compilation des diverses équations de prédiction obtenues révèle, qu'à l'intervalle de confiance de 95 %, la température ( $T^\circ$ ), le pH et la

concentration en polymère utilisée (Conc.) ont un effet significatif sur la réduction de la couleur (Tableau 7.30). Il appert également que la réduction du contenu en carbone organique total (COT) des eaux usées à l'étude serait significativement influencée par ces paramètres et par la vitesse d'agitation (VA). L'ensemble des variables indépendantes utilisées, i.e., T°, pH, temps de rétention hydraulique (TRH), Conc., et VA, aurait un effet significatif sur les taux de réduction de la DBO<sub>5</sub>, de la DCO et du contenu en ARG, en MES et en ST des eaux usées. Quant à la quantité nette de boues chimiques produites lors du traitement de ces eaux usées, elle serait également influencée par l'ensemble de ces variables indépendantes.

On note toutefois une certaine variabilité temporelle de l'influence relative des variables indépendantes sur les variables dépendantes ou performances du procédé. La variabilité observée serait, en fait, reliée à la variabilité temporelle de la charge polluante ou organique des eaux usées soumises à l'étude. Cet aspect sera analysé d'une façon plus exhaustive à la section évolution temporelle des équations de prédiction.

**Tableau 7.30 Importance relative spécifique des variables indépendantes sur les variables dépendantes.**

	T °	pH	TRH	CONC.	VA
<b>COULEUR</b>					
<b>COT</b>					
<b>ARG</b>					
<b>DBO<sub>5</sub></b>					
<b>BOUES</b>					
<b>DCO</b>					
<b>ST</b>					
<b>MES</b>					

**Zone ombragée : Zone d'influence**



## 7.5.2 Évolution temporelle des équations de prédiction

Tel que mentionné antérieurement, les caractéristiques des eaux usées sous analyse présentent temporellement de grandes fluctuations, e.g., charges polluantes variables. L'un des objectifs de l'étude était ainsi d'éprouver l'impact de la variabilité temporelle des caractéristiques des eaux usées papetières sur la modélisation du procédé et la reproductivité des équations de prédiction obtenues. L'étude de cette variabilité sur l'évolution temporelle des équations de prédiction, ou sur l'importance relative des variables indépendantes sur les performances du procédé, a ainsi été réalisée. Elle permettra d'éprouver la reproductibilité des résultats obtenus.

L'impact de cette variabilité est très perceptible sur les équations de prédiction. On constate généralement que le nombre de variables indépendantes ayant un effet significatif, i.e., intervalle de confiance de 95 %, sur les variables dépendantes tend à être inversement proportionnel à la charge organique des eaux usées soumises à l'étude, i.e., DCO. Dans cette section, chacune des variables dépendantes modélisées sera analysée spécifiquement.

Dans la présente section, les variables indépendantes seront toujours représentées par les symboles A ( $T^\circ$ ), B (pH), C (TRH), D (Conc.) et E (VA).

### 7.5.2.1 DCO totale

La variabilité de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction de la DCO totale en fonction de la charge organique des eaux usées soumises à l'étude est bien apparente au tableau 7.31. On constate que la variable indépendante la plus influente sur la réduction de la DCO est la concentration en polymère utilisée (D). Sous des charges organiques supérieures à 10 000 mg/L en DCO totale, l'importance relative de la variable D masque généralement celle des autres variables, alors que sous des charges

organiques moindres l'importance relative des autres variables, i.e., température (A), pH (B), TRH (C), est plus perceptible. Des phénomènes similaires ont été observés lors de la modélisation ou de la construction d'équations de prédiction pour les procédés de mise en pâte et de blanchiment des pâtes. Aucun auteur n'aurait toutefois rapporté ce phénomène dans la littérature.

Cette variabilité de l'importance relative des variables indépendantes en fonction de la charge organique des eaux usées à l'étude engendre une certaine variabilité dans les équations de prédiction. Les équations de prédiction tendent ainsi à devenir de plus en plus complexes au fur et à mesure que la charge organique des eaux usées diminue. Ce phénomène est associé au fait que sous forte charge organique l'effet de la variable indépendante la plus importante masque l'effet des variables indépendantes compagnes, alors que sous des charges moindres, l'effet des variables compagnes est plus perceptible.

Le tableau 7.32 présente les équations de prédiction de la réduction de la DCO totale en fonction de la charge organique des eaux usées. On y constate effectivement que la complexité des équations de prédiction tend généralement à augmenter avec une réduction de la charge organique des eaux usées (DCO).

Pour ce qui est du niveau de signification statistique de certains des paramètres reliés à ladite équation, on note que le meilleur coefficient de corrélation (R) est obtenu sous une charge moyenne en DCO totale, i.e., environ 9 000 mg/L (Tableau 7.32). Toute augmentation ou diminution de la charge organique, exprimée en DCO totale, tendrait ainsi généralement à diminuer le niveau de signification de l'équation de prédiction. Le phénomène serait toutefois plus important dans le cas d'une diminution de la charge.

D'une façon générale, on constate que l'efficacité du traitement lorsque soumis aux eaux usées du lavage de la pâte PCTM, est principalement fonction

**Tableau 7.31** Variation de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction de la DCO totale en fonction de la charge organique des eaux usées soumises à l'étude.

CHARGE	VARIABLES INDÉPENDANTES			
DCO TOTALE (mg/L)	D (Conc.)	B (pH)	A (T °)	C (TRH)
17 500 ± 35				
10 700 ± 21				
10 400 ± 21				
9 000 ± 18				
8 500 ± 17				
6 000 ± 12				

Zone ombragée : Zone d'influence

**Tableau 7.32** Variation de la complexité de l'équation de prédiction de la réduction de la DCO totale en fonction de la charge organique des eaux usées soumises à l'étude et coefficient de corrélation.

CHARGE DCO TOTALE (mg/L)	ÉQUATION DE PRÉDICTION	R
17 500 ± 35	$Y = 56,84 + 0,73A^2 + 0,41 D$	0,871
10 700 ± 21	$Y = 60,31 + 1,44 D^2$	0,811
10 400 ± 21	$Y = 65,99 + 2,28 D - 1,59 D^2$	0,915
9 000 ± 18	$Y = 66,80 + 1,65 D - 0,70 D^2 - 0,65 B$	0,957
8 500 ± 17	$Y = 53,87 + 1,74 D - 0,96 D^2 - 0,61 B - 0,43 A$	0,851
6 000 ± 12	$Y = 56,30 - 1,00 A - 0,91 AC - 0,91 BD + 0,36 C^2 + 0,34 C + 0,34 D$	0,793

de la quantité de polymère utilisée. Sous certaines conditions de traitement, la principale variable de contrôle du procédé serait ainsi la charge en polymère. Ceci faciliterait le contrôle du procédé, advenant son application industrielle pour le traitement des eaux usées.

#### **7.5.2.2 DCO soluble**

Comme dans le cas de la DCO totale, on constate que la variable indépendante la plus influente sur la performance du procédé, en termes de réduction de la DCO soluble, est la charge polymérique (Tableau 7.33). On note également une variabilité temporelle de l'importance relative des diverses variables indépendantes en fonction de la charge organique. Malgré un faible écart de charge, en terme de DCO soluble, la complexité de l'équation de prédiction tend à s'accroître avec toute réduction de la charge organique. Comme dans le cas de la DCO totale, la complexité des équations de prédiction des performances du traitement à réduire la DCO soluble décroît avec une augmentation de la charge organique.

Pour ce qui est du niveau de signification statistique des équations obtenues, le meilleur coefficient de corrélation est obtenu sous une charge en DCO soluble d'environ 5 300 mg/L (Tableau 7.34). Toute augmentation ou diminution de la charge organique, exprimée en DCO soluble, tendrait ainsi généralement à diminuer le niveau de signification de l'équation de prédiction.

Les résultats obtenus lors de l'analyse des équations de prédiction, en ce qui a trait à la réduction de la DCO soluble, supportent les observations réalisées ou hypothèses émises à savoir que la complexité des équations de prédiction s'accroît avec une réduction de la charge organique.

**Tableau 7. 33** Variation de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction de la DCO soluble en fonction de la charge organique des eaux usées soumises à l'étude.

CHARGE DCO SOLUBLE (mg/L)	VARIABLES INDÉPENDANTES				
	D (Conc.)	B (pH)	A (T °)	C (TRH)	E (VA)
5 500 ± 11					
5 400 ± 11					
5 300 ± 11					
5 200 ± 10					
3 700 ± 7					

Zone ombragée : Zone d'influence

**Tableau 7.34** Variation de la complexité de l'équation de prédiction pour la réduction de la DCO soluble en fonction de la charge organique des eaux usées soumises à l'étude et coefficient de corrélation.

CHARGE DCO SOLUBLE (mg/L)	ÉQUATION DE PRÉDICTION	R
5 500 ± 11	$Y = 28,35 + 3,53 D^2$	0,734
5 400 ± 11	$Y = 34,04 + 2,06 D - 1,28 D^2 - 1,41 B$	0,841
5 300 ± 11	$Y = 24,97 - 1,60 A + 1,32 D - 1,20 B$	0,965
5 200 ± 10	$Y = 25,20 + 1,46 D - 0,98 B - 0,89 A + 0,26 E^2 + 0,25C^2 - 0,33 BE + 0,32 DE$	0,912
3 700 ± 7	$Y = 32,05 - 1,14 A - 0,87 B - 1,04 AC + 0,68 C^2 + 0,78 BE + 0,56 E^2 + 0,50 B^2 - 0,63 AB - 0,59 AD - 0,56 AE + 0,44 E + 0,42 D$	0,852

### 7.5.2.3 Couleur apparente

La variabilité temporelle de la couleur apparente des eaux usées soumises aux études de modélisation était moins importante que celle enregistrée lors de la modélisation de la réduction de la DCO totale. On note tout de même une certaine variabilité de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction de la couleur apparente (Tableau 7.35). Comme dans le cas de la DCO, la variable indépendante la plus influente sur la réduction de la couleur est la concentration en polymère utilisée (D). Sous une couleur de 14 000 à 16 400 unités PtCo, l'importance relative de la variable D tendrait généralement à masquer celle des autres variables, alors que sous des couleurs moindres ou supérieures, l'importance relative des autres variables, i.e., température (A), pH (B), est plus perceptible.

Contrairement à la DCO, on ne note toutefois aucune tendance générale en ce qui a trait à la complexité des équations de prédiction et au niveau de signification statistique des équations ou des coefficients de corrélation (Tableau 7.36). Les écarts observés dans les résultats obtenus entre les essais réalisés sous des charges colorimétriques de 16 500 et 16 400 unités PtCo sont surprenants. Ils pourraient résulter du fait que la couleur de ces eaux usées résultait de la présence de chromophores ou de substances colorées fort différentes. Les performances du traitement étaient toutefois similaires.

### 7.5.2.4 Couleur réelle

La réduction de la couleur des eaux usées à l'étude a été modélisée en seulement trois occasions et l'écart de la couleur réelle desdites eaux usées était relativement faible (Tableau 7.37). La variable indépendante la plus importante était toujours la concentration en polymère. Les équations de prédiction étaient alors composées de trois à quatre termes (Tableau 7.38). Aucune tendance générale n'était perceptible en ce qui a trait à la complexité

**Tableau 7. 35** Variation de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction de la couleur apparente en fonction de la couleur apparente des eaux usées soumises à l'étude.

CHARGE	VARIABLES INDÉPENDANTES		
COULEUR APPARENTE (PtCo)	D (Conc.)	B (pH)	A (T °)
16 500 ± 132			
16 400 ± 131			
16 200 ± 130			
14 000 ± 112			
9 100 ± 73			

Zone ombragée : Zone d'influence

**Tableau 7.36** Variation de la complexité de l'équation de prédiction pour la réduction de la couleur apparente en fonction de la couleur apparente des eaux usées soumises à l'étude et coefficient de corrélation.

CHARGE CA (PtCo)	ÉQUATION DE PRÉDICTION	R
16 500 ± 132	$Y = 99,19 + 0,59 D - 0,39 D^2 - 0,35 A - 0,28 B - 0,22 A^2$	0,945
16 400 ± 131	$Y = 98,58 - 1,84 D^2 + 1,86 D$	0,812
16 200 ± 130	$Y = 98,69 - 1,66 D^2 + 1,82 D$	0,875
14 000 ± 112	$Y = 97,80 - 5,33 D^2 + 5,05 D$	0,945
9 100 ± 73	$Y = 99,42 + 0,34 D - 0,17 D^2 - 0,13 AD + 0,08 A - 0,04 A - 0,05 B$	0,897

**Tableau 7. 37** Variation de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction de la couleur réelle en fonction de la charge organique des eaux usées soumises à l'étude.

CHARGE COULEUR RÉELLE (PtCo)	VARIABLES INDÉPENDANTES		
	D (Conc.)	A (T°)	B (pH)
1 800 ± 14			
1 750 ± 14			
1 300 ± 10			

Zone ombragée : Zone d'influence

**Tableau 7.38** Variation de la complexité de l'équation de prédiction pour la réduction de la couleur apparente en fonction de la charge organique des eaux usées soumises à l'étude et coefficient de corrélation.

CHARGE CR (PtCo)	ÉQUATION DE PRÉDICTION	R
1 800 ± 14	$Y = 92,34 + 2,92 D - 1,51 D^2 - 0,99 B - 0,75 A$	0,934
1 750 ± 14	$Y = 92,07 + 2,75 D - 1,36 D^2 - 1,08 B$	0,943
1 300 ± 10	$Y = 96,58 + 1,23 D - 0,65 D^2 - 0,25 A$	0,860



des équations de prédiction et à la signification statistique de ces équations.

#### **7.5.2.5 Solides totaux**

Bien que la réduction du contenu des eaux usées en solides totaux ait été modélisée en quatre occasions, les résultats obtenus ne permettent pas de discerner de tendance générale en ce qui a trait à l'évolution temporelle de la complexité des équations de prédiction. La signification statistique desdites équations tend toutefois à diminuer avec toute augmentation du contenu en ST des eaux usées à l'étude (Tableau 7.40).

Comme dans le cas de nombreux paramètres, le contenu en ST des eaux usées à l'étude présente certaines fluctuations temporelles. Ces fluctuations ne semblent toutefois pas avoir d'impact perceptible sur les équations de prédiction. Contrairement aux autres variables dépendantes, le TRH serait la variable indépendante ou d'opération ayant le plus d'influence sur les taux de réduction de la teneur des eaux usées en ST (Tableau 7.39).

L'équation de prédiction la plus complexe est obtenue sous une charge de 6 100 mg/L de ST, alors que l'augmentation de la charge en ST ne semble pas affecter la complexité de ladite équation. Cependant, le coefficient de corrélation ou le niveau de signification statistique desdites équations tend à diminuer lors la charge en ST augmente, passant ainsi de 0,859 sous une charge de 6 100 mg/L de ST à 0,769 sous une charge de 11 500 mg/L.

#### **7.5.2.6 Autres variables dépendantes**

Pour ce qui est des autres variables dépendantes, le nombre limité de séries d'essais de modélisation ou l'absence de variations importantes ou significatives dans les caractéristiques des eaux usées à l'étude rendent impossible ou inopportun l'étude de l'évolution temporelle des équations

**Tableau 7.39** Variation de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction du contenu en ST des eaux usées en fonction de la charge en ST des eaux usées soumises à l'étude.

CHARGE	VARIABLES INDÉPENDANTES				
SOLIDES TOTAUX (mg/L)	C (TRH)	D (Conc.)	A (T °)	B (pH)	E (VA)
11 500 ± 12					
9 500 ± 10					
7 500 ± 8					
6 100 ± 6					

Zone ombragée : Zone d'influence

**Tableau 7.40** Variation de la complexité de l'équation de prédiction pour la réduction du contenu en ST des eaux usées en fonction de la charge en ST des eaux usées soumises à l'étude et coefficient de corrélation.

CHARGE ST (mg/L)	ÉQUATION DE PRÉDICTION	R
11 500 ± 12	$Y = 20,82 - 0,76 B^2 + 0,56 B - 0,52 A + 0,28 E^2 - 0,34 AC - 0,33 AD$	0,769
9 500 ± 10	$Y = 30,63 - 1,17 C - 0,95 B^2$	0,819
7 500 ± 8	$Y = 30,52 - 1,29 C$	0,830
6 100 ± 6	$Y = 35,08 - 1,29 A - 0,96 E^2 + 0,88 B - 0,73 D^2 + 0,95 BC - 0,83 AB - 0,66 DE - 0,52 AE + 0,49 BE + 0,46 CE$	0,859

spécifiques de prédiction. Il était ainsi impossible d'étudier l'impact de la variabilité temporelle des caractéristiques des eaux usées papetières sur la modélisation du procédé. À partir des résultats obtenus lors de la réalisation de deux séries d'essais de modélisation, il est difficile ou imprudent de généraliser et d'établir des tendances générales d'un procédé en ce qui a trait aux performances d'un procédé donné lorsque soumis à une eau usée donnée. Dans certains cas, le niveau de signification statistique des équations de prédiction était si faible que les résultats d'une telle étude n'auraient aucune signification statistique.

Les résultats obtenus ne permettaient pas ainsi de discerner de tendance générale en ce qui a trait à la complexité des équations de prédiction ou au niveau de signification statistique desdites équations ou des coefficients de corrélation. Une telle analyse générerait également des résultats dont le niveau de signification statistique serait inacceptable.

Les variables dépendantes ne pouvant être soumises à cette étude sont ainsi les taux de réduction de la DBO<sub>5</sub> totale et soluble, les taux de réduction du contenu en MES, en MVES, en STV, en ARG, en AR, en AG, en COT et la réduction de la toxicité des eaux usées à l'étude et la quantité nette de boues chimiques produites lors du traitement des eaux usées PCTM à l'étude.

#### **7.5.2.7 Sommaire**

Les résultats obtenus lors de la réalisation de l'étude de l'évolution temporelle des équations de prédiction révèlent une certaine variabilité temporelle des caractéristiques des eaux usées soumises à l'étude. Cette variabilité desdites caractéristiques engendre parfois une certaine variabilité de l'importance relative des variables indépendantes. Il en résulte également une variabilité des équations de prédiction et parfois même une fluctuation du niveau de signification statistique desdites équations.

Dans le cas de la réduction des DCO totale et soluble, la complexité des équations de prédiction tend généralement à s'accroître avec une diminution de la charge organique. On ne note toutefois pas de tendance générale en ce qui a trait au niveau de signification statistique desdites équations. La complexité des équations de prédiction et leur niveau de signification statistique obtenus lors de la modélisation de la réduction de la couleur et du contenu en ST des eaux usées à l'étude ne révèlent aucune tendance générale face aux variations de la charge colorimétrique ou massique.

Pour certaines variables dépendantes, le nombre limité de séries d'essais de modélisation, l'absence de variations significatives dans les caractéristiques des eaux usées à l'étude et le faible niveau de signification statistique de ces équations rendent impossible la réalisation de l'étude de l'impact de la variabilité temporelle des caractéristiques des eaux usées papetières sur la modélisation du procédé.

D'une façon générale, les résultats obtenus suggèrent que les équations de prédiction sont reproductibles. Ce dernier point, la variabilité et la reproductivité intraspécifique ou intrasérie des résultats obtenus seront abordés d'une façon plus exhaustive à la section équations de prédiction. Ils permettent également d'identifier la ou les principales variables à prendre en considération lors du contrôle, de l'opération ou de l'optimisation du traitement. Ces variables pourront également être identifiées lors de l'étude de la modélisation de l'action du traitement.

### **7.5.3 Équations de prédiction**

L'objectif principal de la présente étude était de déterminer s'il est possible de modéliser les performances ou l'action du traitement lorsque soumis aux eaux usées d'une usine PCTM, i.e., les eaux usées issues de l'étape du lavage de la pâte. Les résultats obtenus ont été compilés dans les sections

importance relative des variables indépendantes (cf. Section 7.5.1) et évolution temporelle des équations de prédiction (cf. Section 7.5.2).

La modélisation du traitement a permis de déterminer et même de quantifier l'importance relative des variables indépendantes, ou variables d'opération, sur les performances du traitement ou variables dépendantes.

Les résultats expérimentaux seront analysés au moyen de logiciels tels que Q-Edge et Statgraphics. Des équations de prédiction ont ainsi été construites pour chacune des variables indépendantes. Divers graphiques, e.g., diagrammes de Pareto, surfaces de réponse, ont également été tracés. Compte tenu du volume de données accumulées et que le but de la présente étude est de simplement déterminer s'il est possible de modéliser le traitement, les résultats obtenus ne seront décrits que sommairement.

Les analyses statistiques utilisées seront réduites à leur plus simple expression. La présente étude ne se veut pas une étude statistique du traitement, mais une étude des fondements et de l'applicabilité de ce traitement. L'objectif principal de la présente section est donc tout simplement de vérifier s'il est possible de modéliser, i.e., construire des équations de prédiction, le traitement des eaux usées.

Les résultats seront présentés sommairement et spécifiquement pour chacune des séries d'essais. Il y aura ainsi 6 sections, i.e., 6 séries d'essais, qui présenteront d'une façon spécifique et indépendante les résultats obtenus lors de chacune des séries d'essais de modélisation du traitement. L'ordre de présentation des essais de modélisation respectera l'ordre chronologique de réalisation des essais de modélisation. Les essais les plus simples sont généralement réalisés au début et les plus complexes à la fin de l'étude.

La première section décrira un cas type d'analyse des résultats obtenus lors de la modélisation de l'une des variables dépendantes en fonction des variables indépendantes. Chacune des étapes de l'analyse des résultats y sera décrite. Cette procédure permettra d'alléger la présente section et limitera le nombre de tableaux et de figures inclus dans la présente thèse. La majorité des tableaux et des figures obtenus lors de cette étude de la modélisation seront ainsi présentés et décrits à l'annexe II.

Les premières modélisations ou séries d'essais de modélisation présentaient un caractère exploratoire. La réalisation des premiers essais de modélisation du traitement appliquée aux eaux usées PCTM, i.e., eaux de lavage de la pâte, constituait en fait une première. Au début, la modélisation ou la construction des équations de prédiction portait uniquement sur un nombre limité de variables, i.e., les principales variables dépendantes ou performances.

Un bref rappel statistique des principaux termes utilisés dans la section modélisation est consigné en annexe (Annexe IV).

Les résultats obtenus dans la présente section ont été compilés dans les sections importance relative des variables indépendantes (cf. Section 7.5.1) et évolution temporelle des équations de prédiction (cf. Section 7.5.2). Ils révèlent qu'il est possible de déterminer et même de quantifier l'importance relative des variables indépendantes, ou variables d'opération, sur les performances du traitement des eaux usées ou variables dépendantes. Il est donc possible de modéliser les performances ou l'action du traitement lorsque soumis aux eaux usées PCTM.

### **7.5.3.1 Première étude de modélisation**

La réalisation des essais de modélisation du traitement lorsque soumis aux eaux usées PCTM, i.e., eaux de lavage de la pâte, constituait en fait une

première, tel que déjà mentionné. Il s'agissait ainsi de la première série d'essais de modélisation pour le traitement lorsque appliqué à des eaux usées industrielles. C'était la première modélisation de la technologie environnementale.

La première série d'essais de modélisation a été réalisée sur des eaux usées obtenues au cours du mois de janvier. Elles représentent ainsi les caractéristiques des eaux usées en période hivernale. Les principales caractéristiques des eaux usées alors soumises au traitement et les performances du procédé furent consignées au tableau 7.27 (cf. section 7.4, eaux usées PCTM, essai # 1).

À l'intervalle de confiance de 95 %, les variables indépendantes à l'étude auraient un effet significatif sur la réduction de la CA, de la DCO totale et du contenu en ST des eaux usées. Quant à la réduction de la DBO<sub>5</sub>, l'effet des variables indépendantes sur cette variable indépendante n'est pas clair, i.e., niveau de signification statistique inférieur à 95 %.

#### **7.5.3.1.1 Réduction de la couleur apparente**

La présentation des résultats obtenus lors de la modélisation de la réduction de la couleur apparente sera utilisée en tant que cas type pour décrire chacune des étapes de l'analyse des résultats obtenus. La procédure analytique utilisée lors de la réalisation de ladite étude est la suivante.

Dans un premier temps, les essais expérimentaux furent réalisés selon le design expérimental (cf. Chapitre V). Les conditions expérimentales, i.e., combinaison des 5 variables présentant chacune 5 niveaux, à respecter lors du traitement des eaux usées, sont transmises via une matrice produite par un logiciel adéquat, e.g., Q-Edge. En second lieu, les échantillons obtenus ou eaux usées traitées subissent alors diverses analyses spécifiques, e.g., CA, DCO,

ST. Les résultats obtenus sont alors introduits dans ladite matrice et sont analysés. Diverses analyses statistiques produisant tableaux et figures sont alors possibles.

Le tableau 7.41 présente les valeurs obtenues lors de l'analyse de la régression multiple de la réduction de la couleur apparente des eaux usées PCTM. Selon les valeurs obtenues lors de cette analyse, la température (A, A<sup>2</sup>), le pH (B) et la concentration en polymère (D, D<sup>2</sup>) auraient, à l'intervalle de confiance de 95 %, un effet significatif sur la réduction de la couleur apparente. Les valeurs calculées de t et de F des effets sont ainsi supérieures aux valeurs critiques et les valeurs de P(2-tail) sont inférieures à 0,05. Le diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction de la couleur apparente des eaux PCTM révèle également que ces variables indépendantes seraient les plus importantes par leurs effets sur la réduction de la couleur apparente (Figure 7.24).

La seconde étape analytique est la construction du modèle ou de l'équation de prédiction. Les effets principaux, e.g., D, ou de premier ordre et les interactions de deuxième ordre ayant un effet significatif sur la réduction de la couleur apparente des eaux usées à l'étude sont alors utilisés pour construire le modèle (Tableau 7.41). L'équation de prédiction ou le modèle de la réduction de la couleur apparente des eaux usées PCTM au moyen de la technologie est la suivante :

$$Y = 99,19 + 0,59 D - 0,39 D^2 - 0,35 A - 0,28 B - 0,22 A^2$$

Les valeurs des coefficients de corrélation (0,945) et de détermination (0,893) et la valeur de F (4,603) suggèrent que l'équation de prédiction soit statistiquement significative. Les valeurs critiques desdites valeurs sont ainsi de 4,211 dans le cas de F et de 0,361 pour le coefficient de corrélation. Selon le coefficient de détermination, environ 90 % de la variabilité observée dans la



**Tableau 7.41 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction de la couleur apparente des eaux usées PCTM. Modélisation # 1.**

<b>EFFET</b>	<b>COEFFICIENT</b>	<b>T</b>	<b>F</b>	<b>P(2-tail)</b>
<b>CONSTANTE</b>	<b>99,19</b>	<b>519,55</b>	<b>269 932</b>	<b>0</b>
<b>A</b>	<b>- 0,348</b>	<b>- 3,561</b>	<b>12,681</b>	<b>0,004</b>
<b>B</b>	<b>- 0,276</b>	<b>- 2,827</b>	<b>7,992</b>	<b>0,016</b>
<b>C</b>	<b>- 0,113</b>	<b>- 1,156</b>	<b>1,336</b>	<b>0,272</b>
<b>D</b>	<b>0,590</b>	<b>6,034</b>	<b>36,409</b>	<b>0,000</b>
<b>E</b>	<b>- 0,161</b>	<b>- 1,650</b>	<b>2,723</b>	<b>0,127</b>
<b>A<sup>2</sup></b>	<b>- 0,217</b>	<b>- 2,459</b>	<b>6,047</b>	<b>0,032</b>
<b>B<sup>2</sup></b>	<b>- 0,885</b>	<b>- 1,002</b>	<b>1,004</b>	<b>0,338</b>
<b>C<sup>2</sup></b>	<b>0,058</b>	<b>0,653</b>	<b>0,426</b>	<b>0,527</b>
<b>D<sup>2</sup></b>	<b>- 0,390</b>	<b>- 4,410</b>	<b>19,448</b>	<b>0,001</b>
<b>E<sup>2</sup></b>	<b>- 0,079</b>	<b>- 0,889</b>	<b>0,789</b>	<b>0,393</b>
<b>AB</b>	<b>- 0,054</b>	<b>- 0,454</b>	<b>0,206</b>	<b>0,659</b>
<b>AC</b>	<b>- 0,043</b>	<b>- 0,360</b>	<b>0,130</b>	<b>0,725</b>
<b>AD</b>	<b>- 0,049</b>	<b>- 0,413</b>	<b>0,171</b>	<b>0,688</b>
<b>AE</b>	<b>0,141</b>	<b>1,175</b>	<b>1,381</b>	<b>0,265</b>
<b>BC</b>	<b>- 0,114</b>	<b>- 0,956</b>	<b>0,914</b>	<b>0,360</b>
<b>BD</b>	<b>0,117</b>	<b>0,977</b>	<b>0,955</b>	<b>0,350</b>
<b>BE</b>	<b>0,004</b>	<b>0,037</b>	<b>0,001</b>	<b>0,972</b>
<b>CD</b>	<b>0,078</b>	<b>0,653</b>	<b>0,426</b>	<b>0,527</b>
<b>CE</b>	<b>- 0,067</b>	<b>- 0,559</b>	<b>0,312</b>	<b>0,588</b>
<b>DE</b>	<b>0,097</b>	<b>0,810</b>	<b>0,656</b>	<b>0,435</b>
<b>Valeurs critiques</b>		<b>2,052</b>	<b>4,211</b>	

$$R^2 = 0,893$$

$$R = 0,945$$

$$F = 4,603$$

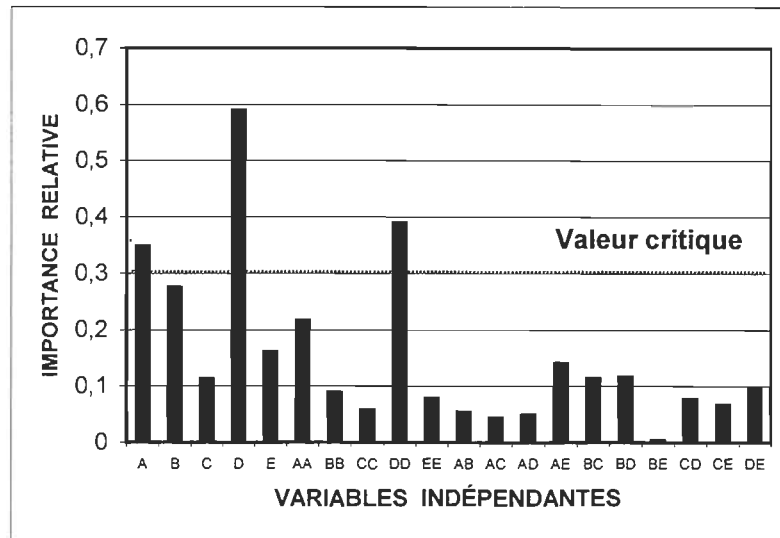


Figure 7.24 Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction de la couleur apparente des eaux usées PCTM. Modélisation # 1.

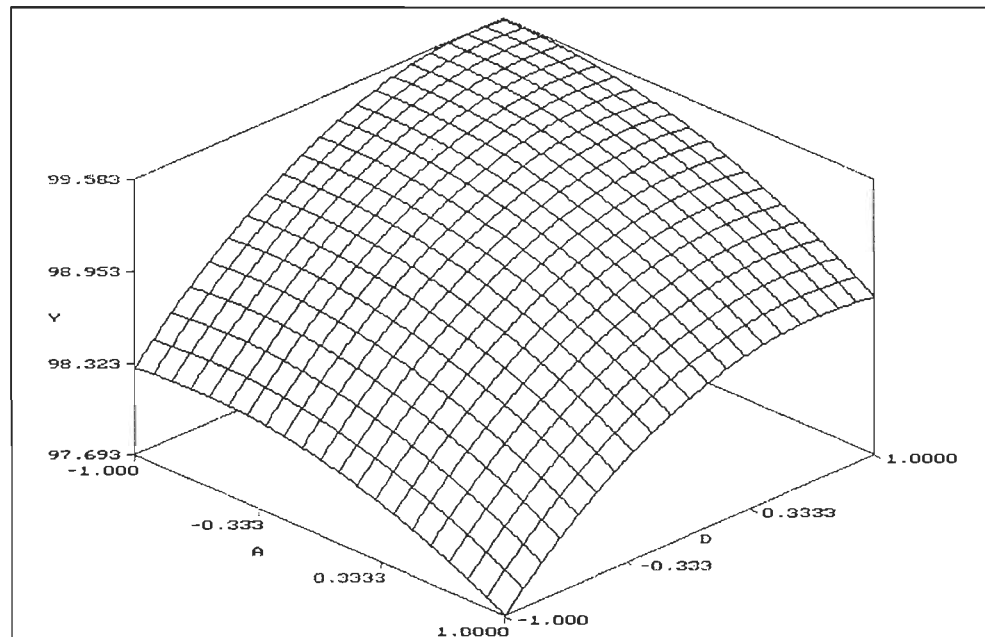


Figure 7.25 Surface de réponse de l'interaction de la concentration en polymère (D) et de la température (A) sur la réduction de la couleur apparente des eaux usées PCTM. Modélisation # 1.

A (-1 = 5 °C ; -0,3 = 13 °C ; 0,3 = 31 °C ; 1 = 40 °C)

D (-1 = 0,05 g/L ; -0,3 = 0,2875 g/L ; 0,3 = 0,7625 g/L ; 1 = 1,0 g/L)

réduction de la couleur apparente serait expliquée par ladite équation.

La dernière étape est la construction des graphiques de la surface de réponse illustrant l'interaction de deux variables indépendantes sur une variable dépendante, i.e., CA dans le cas présent. Le logiciel disponible pour tracer ces graphiques utilise des valeurs codées sur l'axe des variables indépendantes. Les valeurs -1.000 et 1.000 sur les axes des graphiques équivalent aux valeurs ou points axiaux, i.e.,  $-\alpha$  et  $\alpha$ , alors que les valeurs -0.333 et 0.333 sur ces axes équivalent aux points factoriels, i.e., -1 et 1. La matrice codée et la matrice réelle du design CCD utilisées sont consignées au chapitre V.

Malgré le fait qu'il n'y a pas d'interaction statistiquement significative entre les variables indépendantes A et D, le graphique de la surface de réponse de l'interaction de A et D en fonction de la réduction de la couleur a été tracé à titre d'exemple et est illustré à la figure 7.25. On constate que le taux de réduction de la couleur apparente tend à croître lorsque la température diminue et la concentration en polymère augmente. La meilleure efficacité est ainsi obtenue sous la charge polymérique expérimentale la plus élevée (1,0 g/L) et la plus basse température expérimentale (5 °C).

#### **7.5.3.1.2 Autres variables dépendantes**

L'analyse détaillée des résultats obtenus lors de l'étude de la modélisation du traitement en termes de réductions de la DBO<sub>5</sub>, la DCO et des ST lorsque soumis aux eaux usées PCTM est consignée à l'annexe II. Les principales valeurs statistiques de cette étude sont résumées au tableau 7.42.

La relation entre les variables indépendantes ou d'opération et la réduction de la DBO<sub>5</sub> n'est pas claire. À l'intervalle de confiance de 95 %, aucune relation statistiquement significative n'a ainsi pu être établie entre les

conditions expérimentales, i.e., variables indépendantes, et le taux de réduction de la DBO<sub>5</sub> des eaux usées soumises à l'étude.

Les résultats obtenus révèlent, qu'à l'intervalle de confiance de 95 %, le pH (B) et le temps de réaction (C) auraient un effet significatif sur le taux de réduction du contenu des eaux usées en ST. L'efficacité du traitement à réduire la DCO totale des eaux usées serait statiquement influencée par la température (A) et la charge en polymère (D). On constate que le niveau de signification statistique, i.e., R<sup>2</sup>, R, des équations de prédiction ou modèles pour ces variables dépendantes sont légèrement inférieurs à ceux obtenus avec la réduction de la couleur.

#### **7.5.3.1.3 Sommaire**

À l'intervalle de confiance de 95 %, la température (A), le pH (B) et la concentration en polymère (D) auraient un effet significatif sur la réduction de la couleur apparente. Le taux de réduction de la DCO totale des eaux usées seraient significativement influencé par la température (A), le pH (B) et la concentration en polymère (D) auraient un effet significatif sur la réduction de la couleur apparente. Le taux de réduction de la DCO totale des eaux usées seraient significativement influencé par la température et la charge polymérique. Le temps de réaction et le pH auraient un effet significatif sur les performances du traitement en terme de réduction du contenu en ST des eaux usées PCTM. Quant à la réduction de la DBO<sub>5</sub> totale, l'effet des variables indépendantes sur cette variable indépendante n'est pas clair. À l'intervalle de confiance de 95 %, aucune des variables indépendantes à l'étude n'aurait ainsi un effet statistiquement significatif sur les performances du traitement en termes de réduction de la DBO<sub>5</sub> totale.

### **7.5.3.2 Seconde étude de modélisation**

La seconde série d'essais de modélisation a été réalisée au cours de la saison estivale. Les eaux usées PCTM à l'étude, i.e., eaux usées issues de l'étape du lavage de la pâte, présentaient ainsi des caractéristiques estivales. Les principales caractéristiques de ces eaux usées, avant traitement, furent consignées au tableau 7.27 (cf. Section 7.4, eaux usées PCTM, essai # 2).

Les principaux résultats obtenus lors de l'analyse de la régression multiple sont consignés au tableau 7.43. Il appert, qu'à l'intervalle de confiance de 95 %, la concentration en polymère (DCO soluble et totale) et le pH (DCO soluble) auraient un effet significatif sur les performances du traitement en termes de réduction de la DCO. Les résultats de cette étude sont décrits d'une façon plus exhaustive à l'annexe II, section 2.

Les équations de prédiction de la réduction de la DCO totale obtenues lors des deux premières études de modélisation sont voisines. L'écart observé entre ces deux équations résulterait principalement du fait qu'il s'agit des premiers essais de modélisation, d'un écart dans les caractéristiques des eaux usées soumises à l'étude et d'un léger écart initial dans les performances de traitement.

### **7.5.3.3 Troisième étude de modélisation**

Les eaux usées soumises à troisième étude de modélisation ont été obtenues au mois de septembre. Leurs caractéristiques seraient ainsi théoriquement représentatives des caractéristiques des eaux usées à la période de transition entre la fin de l'été et le début de l'automne. Les principales caractéristiques de ces eaux usées sont consignées au tableau 7.27 (cf. Section 7.4, eaux usées PCTM, essai # 3).

Le tableau 7.44 présente les principaux résultats obtenus lors de l'analyse de la régression multiple. Il appert, qu'à l'intervalle de confiance de 95 %, la concentration en polymère est la principale variable indépendante par son action sur l'efficacité du procédé. La concentration en polymère (D, DD) aurait ainsi un effet significatif sur les taux de réduction de la CA, de la DCO totale, de la DCO soluble, du contenu en MES des eaux usées à l'étude. Elle serait également l'unique variable indépendante à avoir un effet significatif sur ces variables dépendantes. Quant au taux de réduction du contenu en ST, le pH serait la seule variable indépendante à influencer cette variable dépendante. La description exhaustive des résultats est consignée à l'annexe II (Section 3).

Tout comme dans les deux premières études de modélisation, les modèles ou équations de prédictions sont relativement simples. Malgré le fait que les eaux usées soumises à l'étude présentaient des caractéristiques forts différentes, lesdites équations sont comparables ou voisines. Ce qui démontre, en partie, la reproductivité des résultats ou équations de prédiction.

#### **7.5.3.4 Quatrième étude de modélisation**

La quatrième série d'essais de modélisation a été réalisée sur des eaux usées obtenues au mois d'avril. Compte tenu de la variabilité temporelle des caractéristiques des eaux usées, ces eaux usées présentaient ainsi des caractéristiques printanières. Leurs principales caractéristiques furent consignées au tableau 7.27 (cf. Section 7.4, eaux usées PCTM, essai # 5). Cette série d'essais était relativement complexe puisque chaque essai a été réalisé en triplicata et que la majorité des variables environnementales dépendantes a été modélisée, i.e., AG, ARG, AR, CA, COT, CR, DBO<sub>5</sub>, DCO, MES, MVES, ST, STV.

À l'intervalle de confiance de 95 %, l'ensemble des variables indépendantes à l'étude a un effet significatif sur les performances du procédé

**Tableau 7.42 Principales valeurs statistiques obtenues lors de l'étude de la modélisation du traitement des eaux usées PCTM.**

**Modélisation # 1.**

VARIABLE	ÉQUATION DE PRÉDICTION	R <sup>2</sup>	R
DCO totale	$Y = 56,84 + 0,73 A^2 + 0,41 D$	0,760	0,872
ST	$Y = 30,63 - 1,17 C - 0,95 B^2$	0,670	0,819

**Tableau 7.43 Principales valeurs statistiques obtenues lors de l'étude de la modélisation du traitement des eaux usées PCTM.**

**Modélisation # 2.**

VARIABLE	ÉQUATION DE PRÉDICTION	R <sup>2</sup>	R
DCO totale	$Y = 65,99 + 2,28 D - 1,59 D^2$	0,838	0,915
DCO soluble	$Y = 34,04 + 2,06 D - 1,28 D^2 - 1,59 B$	0,708	0,841

**Tableau 7.44 Principales valeurs statistiques obtenues lors de l'étude de la modélisation du traitement des eaux usées PCTM.**

**Modélisation # 3.**

VARIABLE	ÉQUATION DE PRÉDICTION	R <sup>2</sup>	R
CA	$Y = 97,80 - 5,33 D^2 + 5,05 D$	0,659	0,812
DCO totale	$Y = 60,31 + 1,42 D^2$	0,657	0,811
DCO soluble	$Y = 28,35 + 3,52 D^2$	0,539	0,734
MES	$Y = 98,09 - 1,02 D^2 - 0,72 B + 0,70 D$	0,706	0,840
ST	$Y = 31,95 - 1,72 B^2 + 1,33 B$	0,582	0,763

(Tableau 7.45). Les résultats obtenus sont décrits d'une façon plus exhaustive à la section 4 de l'annexe II.

Les eaux usées soumises à la quatrième étude de modélisation présentaient généralement les plus faibles charges polluantes. Comparativement aux autres essais ou études de modélisation, on constate que la complexité des modèles ou équations de prédiction tend à s'accroître avec une réduction de la charge polluante des eaux usées soumises à l'étude. Le phénomène a été discuté à la section évolution temporelle des équations de prédiction (cf. Section 7.5.2). D'une façon générale, le niveau de confiance, exprimé en termes de coefficient de corrélation et de détermination, dans les équations tendent également à diminuer avec la réduction de ladite charge.

Selon les coefficients de détermination, 81 à 62 % de la variabilité totale dans les variables dépendantes pourrait être expliqué par les modèles ou équations de prédiction. Ce qui correspond à des coefficients de corrélation généralement supérieurs à 0,800 (0,782 à 0,897). Le niveau de signification statistique obtenu révèle que les équations de prédiction de la réduction de la DBO<sub>5</sub> et du contenu en MES ne seraient pas très significatives, i.e.,  $R^2 = 0,220$  à  $0,360$  et  $R = 0,469$  à  $0,600$ . L'importante erreur expérimentale associée à la détermination de la DBO<sub>5</sub>, i.e., jusqu'à plus ou moins 20 %, pourrait en partie justifier la non ou la faible signification statistique des résultats obtenus. Quant à la réduction du contenu en MES des eaux usées, aucune justification fondée ne peut être avancée pour justifier cet écart.

La présente étude a également permis d'étudier la variabilité ou la reproductibilité intraspécifique ou intrasérie des résultats obtenus. Le tableau 7.46 et les figures 7.26 et 7.27 présentent la constante, i.e., valeur moyenne des valeurs obtenues pour une variable donnée, et les écart-types minimaux et maximaux obtenus pour chaque triplet de données, i.e., essai réalisé en



**Tableau 7.45 Principales valeurs statistiques obtenues lors de l'étude de la modélisation du traitement des eaux usées PCTM. Modélisation # 4.**

VARIABLE	ÉQUATION DE PRÉDICTION	R <sup>2</sup>	R
CA	$Y = 99,42 + 0,34 D - 0,17 D^2 - 0,13 AD + 0,08 A - 0,05 A^2 - 0,05 B$	0,805	0,897
CR	$Y = 96,58 + 1,23 D - 0,66 D^2 - 0,25 A$	0,740	0,860
DCO totale	$Y = 56,30 - 1,00 A - 0,91 AC - 0,91 BD + 0,36 C^2 + 0,34 C + 0,34 D$	0,629	0,793
DCO soluble	$Y = 32,05 - 1,14 A - 0,87 B - 1,05 AC + 0,68 C^2 + 0,78 BE + 0,56 E^2 + 0,50 B^2 - 0,64 AB - 0,59 AD - 0,57 AE + 0,44 E + 0,42 D$	0,726	0,852
DBO <sub>5</sub> totale	$Y = 41,94 - 1,09 A + 0,69 A^2$	0,220	0,469
DBO <sub>5</sub> soluble	$Y = 26,45 - 1,68 A - 1,03 E^2$	0,360	0,600
MES	$Y = 93,34 - 0,25 A^2 - 0,18 C$	0,289	0,538
MVES	$Y = 97,54 - 0,28 BE - 0,21 C + 0,21 A + 0,23 AE + 0,23 AB + 0,23 DE - 0,18 B + 0,21 CD + 0,20 BD - 0,20 BC - 0,16 CE - 0,15 AD + 0,15 AC - 0,12 E + 0,11D - 0,10 A^2$	0,785	0,886
ST	$Y = 35,08 - 1,29 A - 0,97 E^2 + 0,88 B - 0,74 D^2 + 0,95 BC - 0,83 AB - 0,67 DE - 0,52 AE + 0,49 BE + 0,46 CE$	0,737	0,859
STV	$Y = 54,16 + 3,96 B - 3,84 B^2 + 1,02 D$	0,715	0,846
ARG	$Y = 94,48 + 0,64 D + 0,42 B^2 - 0,35 D^2 + 0,26 E^2 - 0,33 AE$	0,632	0,795
AR	$Y = 97,69 - 0,57 D^2 + 0,51 D + 0,20 A^2 + 0,19 B^2 + 0,15 C^2$	0,612	0,782
AG	$Y = 73,66 - 2,05 AE + 1,87 B^2 + 1,43 D - 1,28 C - 1,24 A^2 + 1,24 AB + 1,09 D^2 + 1,03 E^2 - 1,00 A$	0,632	0,795
COT	$Y = 40,48 - 1,20 A + 0,83 D - 0,80 DE - 0,72 AC + 0,69 BC + 0,62 BE - 0,58 AB + 0,38 A^2 - 0,38 D^2 + 0,37 B$	0,687	0,829

A : Température      B : pH      C : Temps de rétention hydraulique      D : Concentration en polymère      E : Vitesse d'agitation

**Tableau 7.46 Constantes et écart-types minimums et maximums obtenus lors de la réalisation en triplicata des essais de modélisation. Modélisation # 4.**

VARIABLE	CONSTANTE	ÉCART-TYPE MINIMAL	ÉCART-TYPE MAXIMAL
ARG	94,48	0,153	0,557
AG	73,66	0,289	3,338
AR	97,69	0,058	0,656
CA	99,42	0	0,513
CR	96,58	0,200	1,350
COT	40,48	0,208	2,566
DBO <sub>5</sub> totale	41,94	0,839	4,158
DBO <sub>5</sub> soluble	26,45	0,404	4,428
DCO totale	56,30	0,200	1,443
DCO soluble	32,05	0,252	1,779
MES	93,34	0,058	0,981
MVES	97,54	0,100	0,473
ST	35,08	0,115	1,752
STV	54,16	0,115	1,453

**Tableau 7.47 Principales valeurs statistiques obtenues lors de l'étude de la modélisation du traitement des eaux usées PCTM. Modélisation # 5.**

VARIABLE	ÉQUATION DE PRÉDICTION	R <sup>2</sup>	R
CA	$Y = 98,69 - 1,66 D^2 + 1,82 D$	0,765	0,875
CR	$Y = 92,07 + 2,75 D - 1,36 D^2$	0,890	0,943
DCO totale	$Y = 66,08 + 1,65 D - 0,70 D^2 - 0,65 B$	0,916	0,957
DCO soluble	$Y = 24,97 - 1,60 A + 1,32 D - 1,20 B$	0,931	0,965
BOUES	$Y = 0,93 + 0,17 D + 0,117 E$	0,574	0,757

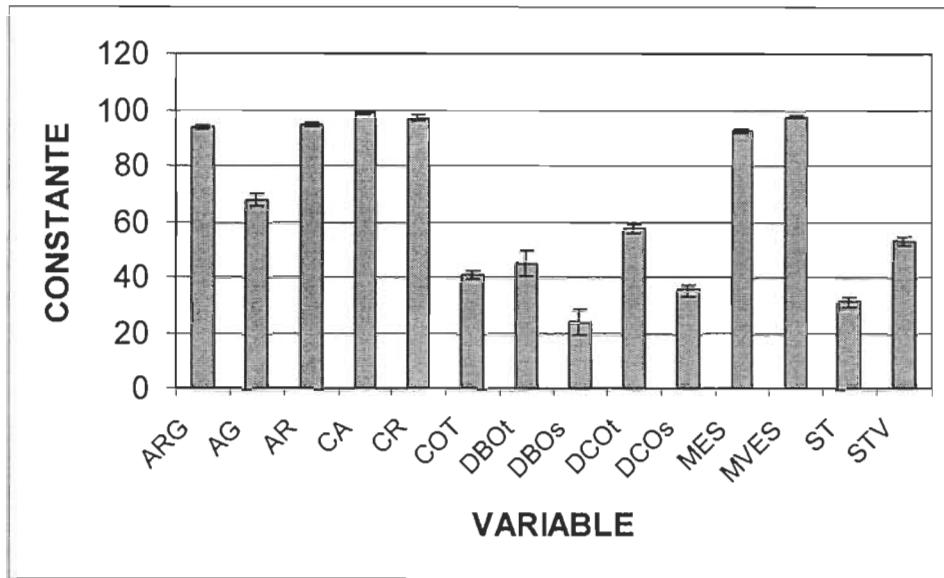


Figure 7.26 Constantes et écart-types maximaux obtenus pour les triplets de données. Modélisation # 4.

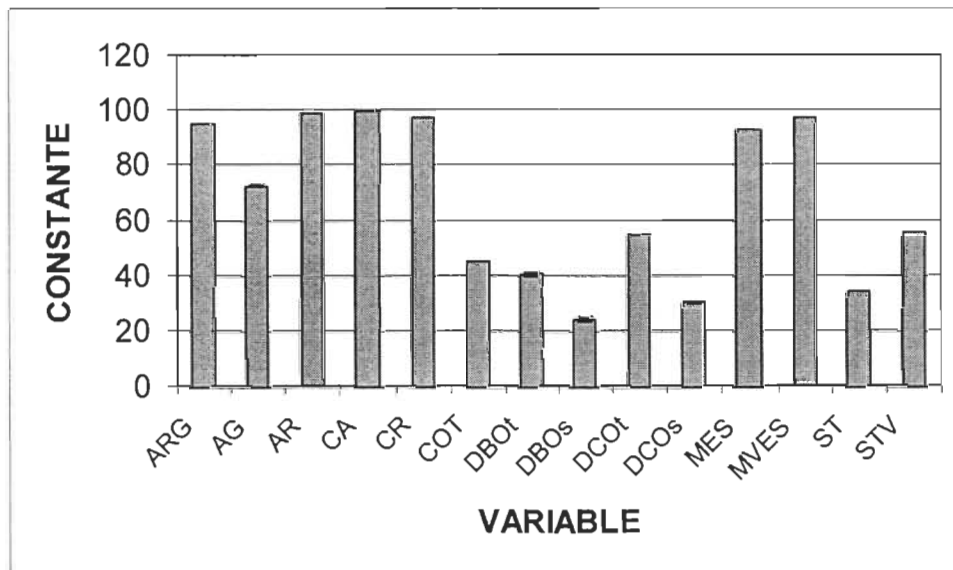


Figure 7.27 Constantes et écart-types minimaux obtenus pour les triplets de données. Modélisation # 4.

triplicata. Il appert que les résultats obtenus lors de la réalisation en triplicata des essais de modélisation sont reproductibles et que les variations intraspécifiques ou intraséries sont faibles.

#### **7.5.3.5 Cinquième étude de modélisation**

Les eaux usées soumises à la cinquième étude de modélisation ont été obtenues au mois d'août. C'est en fait la seconde étude de modélisation à être réalisée avec des eaux usées présentant des caractéristiques dites estivales. Les principales caractéristiques des eaux usées utilisées pour réaliser cette cinquième étude de modélisation furent consignées au tableau 7.27 (cf. Section 7.4, eaux usées PCTM, essai # 6).

Les principales valeurs statistiques obtenues lors de la cinquième étude de la modélisation du traitement des eaux usées PCTM sont consignées au tableau 7.47. Il appert que la concentration en polymère est la principale variable indépendante par son action significative sur les variables dépendantes à l'étude. Le pH et la température expérimentale auraient également un effet sur les taux de réduction de la DCO, alors que la vitesse d'agitation aurait aussi une influence sur la quantité de boues chimiques produites lors du traitement. Les résultats obtenus seront décrits d'une façon exhaustive à l'annexe II.

Les équations de prédiction construites sont relativement simples et elles présentent généralement de bons niveaux de signification statistique. D'une façon générale, ces équations sont comparables à celles obtenues antérieurement spécifiquement pour chacune des variables dépendantes.

#### **7.5.3.6 Sixième étude de modélisation**

La sixième et dernière série d'essais de modélisation a été réalisée sur des eaux usées obtenues au mois d'octobre. Les eaux usées présentaient ainsi

des caractéristiques automnales. Ces caractéristiques furent consignées au tableau 7.27 (cf. Section 7.4, eaux usées PCTM, essai # 7). Comme dans le cas de la quatrième étude de modélisation, la dernière série d'essais a été réalisée en triplicata et plusieurs variables environnementales dépendantes ont été modélisées, i.e., CA, COT, CR, DBO<sub>5</sub>, DCO, MES, MVES, production de boues, ST, STV.

Le tableau 7.48 présente les principales valeurs statistiques obtenues lors de l'étude de la modélisation du traitement des eaux usées PCTM. Il appert, qu'à l'intervalle de 95 %, la concentration en polymère (D) aurait un effet significatif sur les taux de réduction de la CA et du contenu en MVES des eaux usées. La température (A), le pH (B) et la concentration en polymère auraient un effet significatif sur les taux de réduction de la CR et de la DCO soluble. La réduction du contenu en COT des eaux usées serait significativement influencée par la température, la concentration en polymère et la vitesse d'agitation (E). L'ensemble des variables indépendantes aurait une action ou une interaction significative sur les réductions de la DCO soluble, de la DBO<sub>5</sub> totale et du contenu en MES, en ST et en STV des eaux usées et sur la production de boues chimiques.

Les équations de prédiction construites, au cours de la présente étude, sont décrites d'une façon plus exhaustive à l'annexe II. Lesdites équations présentent des niveaux de signification intéressants avec des coefficients de corrélation variant entre 0,77 et 0,94 et des valeurs de F fluctuant généralement entre 7 et 27. Les coefficients de détermination révèlent que de 61 à 87 % de la variabilité totale dans les variables dépendantes pourrait être expliquée par les modèles ou équations de prédiction.

Comme dans le cas de la quatrième étude de modélisation, la sixième étude de modélisation a été réalisée en triplicata. Ce qui a également permis d'étudier la reproductibilité des résultats obtenus, i.e., la variabilité

**Tableau 7.48 Principales valeurs statistiques obtenues lors de l'étude de la modélisation du traitement des eaux usées PCTM. Modélisation # 6.**

VARIABLE	ÉQUATION DE PRÉDICTION	R <sup>2</sup>	R
CA	$Y = 98,58 - 1,84 D^2 + 1,86 D$	0,660	0,812
CR	$Y = 92,34 + 2,92 D - 1,52 D^2 - 1,00 B - 0,75 A$	0,873	0,934
DCO totale	$Y = 53,87 + 1,74 D - 0,97 D^2 - 0,62 B - 0,44 A$	0,723	0,850
DCO soluble	$Y = 25,20 + 1,46 D - 0,99 B - 0,90 A + 0,26 E^2 + 0,25 C^2 - 0,33 BE + 0,32 DE$	0,832	0,912
DBO <sub>5</sub> totale	$Y = 42,46 - 2,08 D^2 - 1,82 A^2 - 1,67 E^2 - 1,79 AB - 1,06 C^2 - 1,16 A - 0,78 B^2 + 0,92 CD$	0,642	0,801
MES	$Y = 99,72 - 0,99 D - 0,97 D^2 + 0,28 E^2 - 0,27 A^2 + 0,33 BC + 0,31 AB$	0,725	0,851
MVES	$Y = 99,66 - 0,95 D^2 + 0,87D$	0,611	0,782
ST	$Y = 20,82 - 0,77 B^2 + 0,56 B - 0,53 A + 0,28 E^2 - 0,35 AC - 0,33 AD$	0,591	0,769
STV	$Y = 18,14 - 1,92 B^2 + 2,11 D + 1,81 B + 1,14 E^2 - 0,97 A + 1,04 CE - 0,66 D^2 - 0,85 BC - 0,81 AB + 0,75 AE$	0,742	0,861
COT	$Y = 40,54 + 1,42 D - 0,63 D^2 - 0,59 A + 0,47 E^2$	0,614	0,784
BOUES	$Y = 1,06 + 0,33 D - 0,10 D^2 + 0,07 CD - 0,06 AB - 0,06 DE + 0,05 C^2 + 0,05 A^2 + 0,04 B^2$	0,808	0,899

A : Température      B : pH      C : Temps de rétention hydraulique      D : Concentration en polymère      E : Vitesse d'agitation

intraspécifique ou intrasérie des résultats. Le tableau 7.49 et les figures 7.28 et 7.29 présentent la constante et les écart-types minimaux et maximaux obtenus pour chaque triplet de données. Les résultats obtenus supportent les conclusions émises antérieurement à savoir que les performances mesurées lors de réalisation en triplicata des essais de modélisation sont reproductibles et que les variations intraspécifiques ou intraséries sont faibles.

### 7.5.3.7 Sommaire

La présente étude démontre bien qu'il est possible de modéliser l'action du traitement sur une eau usée donnée, i.e., les eaux usées PCTM issues de l'étape du lavage de la pâte. L'objectif principal de la présente étude de la modélisation a donc été atteint.

Les variables indépendantes retenues pour réaliser l'étude de modélisation ont un effet significatif sur l'efficacité de la nouvelle approche de traitement des eaux usées. La concentration en polymère (D) serait toutefois généralement la variable indépendante prédominante.

La majorité des variables dépendantes retenues se modélise facilement. Les modèles ou équations de prédiction présentent des niveaux de signification ou de confiance supérieurs ou égaux à 95 %. Il est ainsi possible de modéliser l'efficacité du traitement à réduire la couleur apparente et réelle, la DCO soluble et totale, la DBO<sub>5</sub> soluble et totale et le contenu des eaux usées en ARG, AR, AG, COT, MES, MVES, ST, STV. Certaines de ces variables, e.g., DBO<sub>5</sub>, sont plus difficiles à modéliser. Il a également été possible de modéliser la quantité de boues chimiques produites lors du traitement des eaux usées à l'étude. Les tentatives à modéliser l'efficacité du traitement à réduire la toxicité Microtox n'ont pas connu le succès escompté ou sont demeurées vaines.

**Tableau 7.49 Constantes et écart-types minimaux et maximaux obtenus lors de la réalisation en triplicata des essais de modélisation. Modélisation # 6.**

<b>VARIABLE</b>	<b>CONSTANTE</b>	<b>ÉCART-TYPE MINIMAL</b>	<b>ÉCART-TYPE MAXIMAL</b>
<b>CA</b>	<b>98,58</b>	<b>0,058</b>	<b>0,833</b>
<b>CR</b>	<b>92,34</b>	<b>0,100</b>	<b>0,764</b>
<b>COT</b>	<b>40,54</b>	<b>0,058</b>	<b>1,769</b>
<b>DBO<sub>5</sub> totale</b>	<b>42,46</b>	<b>0,100</b>	<b>3,201</b>
<b>DCO totale</b>	<b>53,87</b>	<b>0,300</b>	<b>1,222</b>
<b>DCO soluble</b>	<b>25,20</b>	<b>0,153</b>	<b>1,504</b>
<b>MES</b>	<b>99,72</b>	<b>0</b>	<b>1,250</b>
<b>MVES</b>	<b>99,66</b>	<b>0</b>	<b>0,603</b>
<b>ST</b>	<b>20,82</b>	<b>0,200</b>	<b>1,250</b>
<b>STV</b>	<b>18,14</b>	<b>0,200</b>	<b>1,443</b>
<b>BOUES</b>	<b>1,06</b>	<b>0,060</b>	<b>0,140</b>

La variabilité temporelle des caractéristiques des eaux usées papetières a un impact sur la modélisation du procédé. Les équations de prédiction tendent généralement à devenir de plus en plus complexe au fur et à mesure que la charge polluante diminue.

L'importance relative des variables indépendantes sur les variables dépendantes présente une certaine variabilité temporelle liée à la variabilité temporelle des caractéristiques des eaux usées soumises à l'étude. Le nombre de variables indépendantes ayant un effet significatif sur les variables dépendantes tendrait généralement à diminuer avec une augmentation de la charge polluante. La signification statistique des équations de prédiction tendrait également à suivre la tendance inverse. Le niveau de signification ou



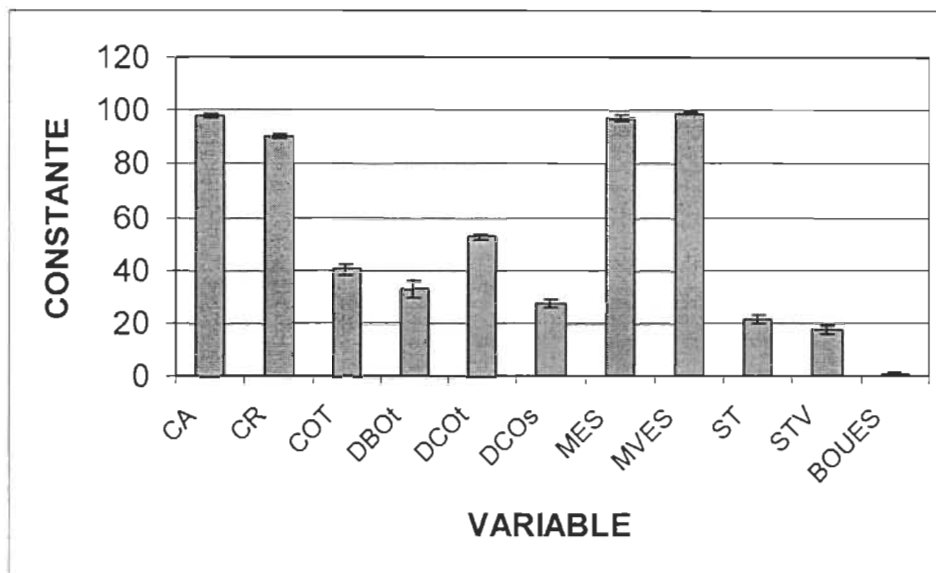


Figure 7.28 Constantes et écart-types maximaux obtenus pour les triplets de données. Modélisation # 5.

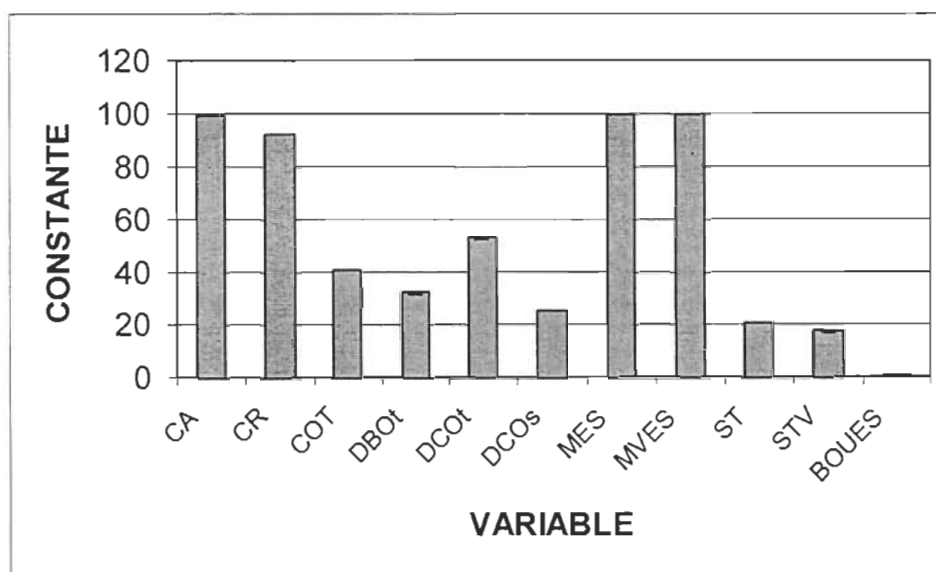


Figure 7.29 Constantes et écart-types minimaux obtenus pour les triplets de données. Modélisation # 5.

de confiance dans lesdites équations augmente ainsi généralement avec une augmentation de la charge polluante.

Pour ce qui est de la reproductivité des résultats, les performances obtenues et les équations de prédiction construites seraient facilement reproductibles. Les essais de modélisation réalisés en triplicata révèlent que les résultats sont reproductibles et que la variabilité intrasérie, e.g., écart-type, des résultats est très faible. La reproductivité des résultats est conditionnelle à l'utilisation d'un même type d'eaux usées et des conditions expérimentales comparables, i.e., design expérimental similaire.

## **7.6 Optimisation**

La section optimisation vise à déterminer les conditions expérimentales qui permettront d'optimiser l'efficacité de la technologie à traiter les eaux usées PCTM. Elle permettra de déterminer pour un paramètre donné quelles sont les conditions expérimentales qui optimiseront le traitement. L'optimisation du traitement permettra ainsi de définir, spécifiquement pour chacune des variables dépendantes, les conditions expérimentales qui généreront des performances optimales. Les conditions expérimentales pourront ainsi, à la limite, être sélectionnées spécifiquement pour un objectif donné de traitement.

Elle permettra également d'éprouver la reproductibilité des résultats obtenus. Lesdits résultats seront exprimés en termes de meilleures performances de traitement et de conditions optimales pour le traitement des eaux usées PCTM.

### **7.6.1 Réduction de la DCO**

La compilation des résultats de l'étude de la modélisation révèle que les résultats obtenus sont reproductibles (Tableau 7.50). Selon l'étude, les

Tableau 7.50 Meilleures performances et conditions optimales pour le traitement des eaux usées PCTM.

VARIABLE	ÉTUDE (#)	MEILLEURE PERFORMANCE	CONDITIONS EXPÉRIMENTALES				
			TEMPÉRATURE (° C)	pH	TEMPS RÉACTION (Minutes)	CONCENTRATION POLYMÈRE (g/L)	VITESSE AGITATION (RPM)
DCO totale	1	60	13,8	2,5	4	0,7625	925
	2	67	22,5	3,0	3	0,5250	1 200
	3	63	13,8	2,5	4	0,7655	925
	4	62	13,8	2,5	4	0,7625	925
	5	68	13,8	2,5	4	0,7625	925
	6	57	13,8	2,5	4	0,7625	925
DCO soluble	2	36	22,5	3,0	3	0,5250	1 200
	3	31	13,8	2,5	4	0,7625	925
	4	40	13,8	2,5	4	0,7625	925
	5	30	13,8	2,5	4	0,7625	925
	6	31	13,8	2,5	4	0,7625	925
	CA	3	99	13,8	2,5	4	0,7625
4		> 99	13,8	2,5	4	0,7625	925
5		99	13,8	2,5	4	0,7625	925
6		99	13,8	2,5	4	0,7625	925

Tableau 7.50 (Suite)

VARIABLE	ÉTUDE (#)	MEILLEURE PERFORMANCE	CONDITIONS EXPÉRIMENTALES				
			TEMPÉRATURE (° C)	pH	TEMPS RÉACTION (Minutes)	CONCENTRATION POLYMÈRE (g/L)	VITESSE AGITATION (RPM)
CR	4	98	13,8	2,5	4	0,7625	925
	5	95	13,8	2,5	4	0,7625	925
	6	96	13,8	2,5	4	0,7625	925
ST	1	33	13,8	3,5	2	0,2875	375
	3	34	22,5	3,0	1	0,5250	650
	4	39	13,8	3,5	2	0,7625	925
	6	23	13,8	2,5	4	0,7625	925
STV	4	59	5,0	3,0	3	0,5250	650
	6	23	13,8	3,5	2	0,7625	925
MES	4	94	22,5	3,0	3	0,5250	650
	6	> 99	13,8 ; 22,5 ; 31,1	2,0 à 4,0	1 à 5	0,7525 ; 0,525 ; 1,0	100 à 925
MVES	4	98	31,25	2,5	2	0,7625	650
	6	> 99	22,5	2,0 ; 3,0 ; 4,0	1, 3, 5	0,5250 ; 1,0	925
COT	4	47	13,8	3,5	4	0,7625	375
	6	44	13,8	2,5	4	0,7625	925

Tableau 7.50 (Suite)

VARIABLE	ÉTUDE (#)	MEILLEURE PERFORMANCE	CONDITIONS EXPÉRIMENTALES				
			TEMPÉRATURE (° C)	pH	TEMPS RÉACTION (Minutes)	CONCENTRATION POLYMÈRE (g/L)	VITESSE AGITATION (RPM)
DBO <sub>5</sub> totale	4	50	13,8	2,5	4	0,2875	375
	6	52	22,5	2,0	3	0,5250	650
DBO <sub>5</sub> soluble	4	33	13,8	2,5	2	0,2875	925
BOUES	5	1,200 *	31,2	2,5	2	0,7625	925
	6	1,523 *	31,2	2,5	2	0,7625	925
ARG	4	97	13,8	3,5	2	0,7625	925
AR	4	99	13,8	3,5	2	0,7625	925
AG	4	85	13,8	3,5	2	0,7625	925

\* : Production maximale moyenne de boues chimiques

meilleures performances du traitement, en terme de réduction de la DCO totale, varient entre 57 et 68 %, alors que celles-ci fluctuent entre 30 et 40 % dans le cas de la DCO soluble. Compte tenu de la variabilité des caractéristiques des eaux usées et du caractère préliminaire de certaines études de modélisation, les meilleures performances obtenues lors de la réalisation des diverses études ou essais sont comparables et reproductibles.

Les meilleures efficacités de réduction de la DCO totale et soluble sont généralement obtenues sous les mêmes conditions expérimentales. Les conditions optimisant la réduction de la DCO sont généralement une température de 13,8 °C, un pH de 2,5, un temps de réaction de 4 minutes, une concentration en polymère de 0,7625 g/L et une vitesse d'agitation de 925 RPM.

### **7.6.2 Réduction de la couleur**

Les meilleures performances du traitement à réduire la couleur des eaux usées sont des réductions supérieures ou égales à 99 % de la CA et de 95 à 98 % de la CR (Tableau 7.50). Elles démontrent ainsi que les résultats obtenus sont reproductibles.

Les performances optimales en termes de réductions de la couleur et de la DCO sont généralement obtenues sous des conditions expérimentales identiques. Les conditions optimales sont une température de 13,8 °C, un pH de 2,4, un temps de réaction de 4 minutes, une concentration en polymère de 0,7625 g/L et une vitesse d'agitation de 925 RPM.

### **7.6.3 Réduction des solides**

Le tableau 7.50 révèle une plus grande variabilité dans les meilleurs taux de réduction du contenu des eaux usées en ST et en STV. Les meilleures performances sont ainsi des réductions de 23 à 39 % du contenu en ST et de 23

à 59 % du contenu en STV. Les meilleures réductions du contenu des eaux usées en MES (94 à > 99 %) et en MVES (98 à > 99 %) obtenus lors des diverses études sont comparables ou voisines. Les résultats obtenus en termes de réduction du contenu en MES et MVES, présentent ainsi généralement un plus haut niveau de reproductibilité que ceux exprimés en termes de réduction du contenu en ST et STV.

Comme dans le cas de la DCO et de la couleur, les meilleures efficacités de réduction du contenu en ST et en STV sont généralement obtenues sous une température de 13,8 °C, un pH de 2,5, un temps de réaction de 4 minutes, une concentration en polymère de 0,7625 g/L et une vitesse d'agitation de 925 RPM. L'étendue des conditions expérimentales sous lesquelles sont obtenues les meilleures efficacités à réduire le contenu des eaux usées en MES et en MVES est plus vaste. Toutefois, elle inclut généralement les conditions sous lesquelles sont obtenues les meilleures réductions de la DCO, de la couleur et du contenu en ST et STV.

#### **7.6.4 Réduction des COT**

Les efficacités maximales du traitement à réduire le contenu des eaux usées en COT sont voisines et reproductibles. Il a ainsi permis d'obtenir, lors des essais de modélisation, des réductions optimales de 44 à 47 % du contenu des eaux usées en COT. Ces efficacités maximales sont atteintes sous les mêmes conditions qui permettent d'obtenir des réductions optimales de la DCO, de la couleur et du contenu des eaux usées en solides.

#### **7.6.5 Réduction de la DBO<sub>5</sub>**

La modélisation de l'efficacité du traitement à réduire la DBO<sub>5</sub> des eaux usées est plus problématique. À certaines occasions, l'étude de la modélisation de cette variable dépendante ne permettait pas de construire une équation de

prédiction présentant un niveau de confiance ou de signification supérieur ou égal à 95 %. Le niveau de signification statistique de l'importance relative ou de l'effet des variables indépendantes sur la réduction de la DBO<sub>5</sub> des eaux usées était ainsi inférieur à 95 %.

Les deux seules équations de prédiction permettant de modéliser d'une façon significative la réduction de la DBO<sub>5</sub> totale des eaux usées suggèrent que les résultats obtenus seraient à la limite reproductibles. Les efficacités optimales étaient ainsi des réductions de la DBO<sub>5</sub> totale de 50 et de 52 %.

Pour ce qui est des conditions expérimentales sous lesquelles sont obtenues les meilleures performances, elles sont comparables ou voisines à celles permettant de généralement optimiser la réduction des autres variables dépendantes à l'étude.

#### **7.6.6 Production de boues**

L'étude de la modélisation de la quantité de boues chimiques produites lors du traitement des eaux usées PCTM à l'étude révèle que les quantités maximales de boues produites sont de 1,200 et de 1,523 g/L (g de boues produites par litre d'eaux usées traitées). Ces résultats sont toutefois difficiles à interpréter car ils sont principalement fonction de la charge polluante des eaux usées à l'étude et de l'efficacité du traitement. La variabilité dans la quantité de boues chimiques produites est ainsi fonction de ces deux derniers paramètres.

#### **7.6.7 Réduction des ARG**

Les performances optimales du traitement à réduire le contenu des eaux usées en ARG sont des réductions de 97 % des ARG, de 99 % des AR et de 85 % des AG. Ces performances ont été obtenues sous des conditions expérimentales voisines ou comparables à celles qui permettent de



généralement optimiser la réduction de l'ensemble des variables dépendantes à l'étude.

### 7.6.8 Sommaire

D'une façon générale, il appert que les conditions expérimentales permettant d'optimiser le traitement des eaux usées PCTM à l'étude sont une température de 13,8 °C, un pH de 2,5, un temps de réaction de 4 minutes, une concentration en polymère de 0,7625 g/L et une vitesse d'agitation de 925 RPM. Cette combinaison de conditions expérimentales permettrait généralement d'optimiser la réduction de la majorité des variables dépendantes à l'étude.

L'absence de spécificité d'action du traitement en fonction des conditions expérimentales est très avantageuse pour la nouvelle technologie. Le fait d'agir d'une façon optimale sur la majorité ou toutes les composantes polluantes sous une seule et même combinaison de conditions expérimentales va simplifier le contrôle ou l'opération, en milieu industriel, du traitement. L'opérateur d'un tel système n'aura pas ainsi à changer constamment les conditions d'opération en fonction de l'action spécifique voulue ou désirée à un moment précis.

Contrairement à de nombreux polymères présentement commercialisés, le polymère utilisé pour le traitement des eaux usées ne présente pas de spécificité d'action en fonction des conditions expérimentales. Les mêmes conditions optimales d'opération permettent à la fois d'obtenir un ensemble de performances optimales. Ce qui est à l'avantage du traitement à l'étude.

Certains polymères commercialisés présentent ainsi une certaine spécificité d'action en fonction des conditions expérimentales ou d'opération. La sélection des conditions expérimentales ou d'opération sera fonction des objectifs spécifiques du traitement, e.g., réduction de la DCO, réduction du contenu en MES.

## 7.7 Cinétique réactionnelle

Le polymère naturel à l'étude est présentement utilisé à diverses fins, e.g., supplément alimentaire, produits de boulangerie, production de crème glacée, industrie vinicole, production de viande (PR 1999). La recherche bibliographique a confirmé que ce polymère n'a jamais été utilisé à des fins de traitement des eaux usées. Le mode d'action du polymère impliqué dans le traitement des eaux usées n'est donc pas décrit ou identifié dans la littérature.

De nombreuses méthodes analytiques ont été prises en considération pour l'étude de la cinétique réactionnelle soit :

**Colorimétrie ;**

**Électrochimie ;**

**Spectrométrie d'adsorption de l'ultraviolet et du visible ;**

**Spectrométrie infrarouge ;**

**Spectrométrie Raman ; et**

**Spectrométrie de masse.**

Compte tenu de nombreuses problématiques d'analyse et surtout d'interprétation des résultats, la majorité de ces méthodes n'ont pas été retenues pour la poursuite de l'étude de la cinétique du traitement. Les analyses retenues sont des analyses de base, e.g., potentiel zêta.

Les principales problématiques d'analyse ou d'interprétation proviennent du fait que les échantillons sont aqueux et qu'ils peuvent contenir plusieurs centaines de composantes ou contaminants. De plus, plusieurs de ces composés sont de nature volatile. Ces considérations sont très limitatives en ce qui a trait aux technologies disponibles. Certaines méthodes analytiques ont généré ou génèreraient des spectres ou résultats analytiques très difficiles ou impossibles à interpréter.

### 7.7.1 Spectrométrie

Compte tenu que les échantillons d'eaux usées sont aqueux et que les méthodes d'analyses spectroscopiques infrarouge (IR) ne peuvent analyser des produits contenant de l'eau, cette méthode n'a pu être utilisée dans la présente étude. Une alternative potentielle aurait été d'extraire les produits contenus dans les eaux usées, ou encore d'évaporer les eaux usées, et d'analyser les extraits ou les résidus secs. Il est toutefois impossible d'utiliser ces méthodes sans altérer l'échantillon. L'évaporation des eaux usées aurait ainsi engendré une perte importante des composés volatils contenus en grande quantité dans les eaux usées, alors que l'extraction aurait vraisemblablement altéré la composition des eaux usées. Il fut décidé d'utiliser plutôt la spectrométrie UV/visible.

Les spectres UV/visible obtenus lors de l'analyse des eaux usées avant traitement présentent deux larges bandes arrondies. L'une se situant à environ 280 nm et l'autre aux alentours de 320 nm. On note ainsi que malgré le fait que les eaux usées contiennent une très grande quantité de composés chimiques, la majorité d'entre eux absorbent dans la même zone. Les spectres UV/visible des eaux usées après traitement présentent, quant à eux, une seule large bande arrondie aux alentours de 280 nm. La bande se situant à environ 320 nm a ainsi disparue du spectre. Selon la littérature disponible, le polymère utilisé lors du traitement présenterait également une bande d'absorption aux alentours de 280 nm. Le spectre UV/Visible de plusieurs composés chimiques potentiellement contenus dans les eaux usées à l'étude démontre également une bande d'absorption aux alentours de 320 nm (composés aromatiques).

Compte tenu que les eaux usées à l'étude peuvent contenir plus d'une centaine de composés chimiques et que ces dernières absorbent toutes dans la même région du proche UV, il fut décidé d'abandonner l'utilisation de la spectroscopie UV/visible.

## 7.7.2 Mesures électrocinétiques

### 7.7.2.1 Première étude électrocinétique

Les résultats de l'étude préliminaire ou de la première étude électrocinétique, i.e., «streaming current», conductivité, cations, des solutions de polymère et des eaux usées brutes et traitées sont consignés au tableau 7.51. On constate, dans un premier temps, que la conductivité des eaux usées brutes augmente légèrement après traitement. Les mesures électrocinétiques obtenues suggèrent que cette augmentation résulte principalement de l'ajustement du pH avec un acide inorganique à une valeur d'environ 2,0. La conductivité initiale des eaux usées passe ainsi de 3,19 à 5,22 mS/cm après ajustement de la valeur du pH. Après traitement, la conductivité des eaux usées chute à une valeur de 3,59 mS/cm. La conductivité d'une solution de polymère contenant 1 g/L de polymère serait, quant à elle, de 0,0407 mS/cm.

Le traitement des eaux usées à l'étude génère une chute importante de la valeur «streaming current» des eaux usées brutes (Tableau 7.51). La valeur du «streaming current» des eaux usées brutes et traitées est ainsi de  $-0,570$  et de  $-0,007$  respectivement. Le traitement permettrait ainsi d'obtenir une réduction de 99 % de la valeur du «streaming current» des eaux usées brutes. Compte tenu que la valeur du potentiel zêta est proportionnelle à celle du «streaming current», le traitement des eaux usées à l'étude aurait vraisemblablement généré une diminution importante de la valeur du potentiel zêta, i.e., une neutralisation des charges des particules ou floccs (cf. Section 6.1.8). Le phénomène de base de la coagulation – floculation, i.e., neutralisation des charges ioniques, serait ainsi l'une des composantes réactionnelles importantes impliquées dans le traitement.

La solution contenant une concentration de 1 g/L de polymère présentait, quant à elle, une valeur du «streaming current» de  $-3,125$ . Le polymère

**Tableau 7.51 Mesures électrocinétiques des solutions de polymère et des eaux usées brutes et traitées. Étude I.**

ÉCHANTILLON	« STREAMING CURRENT »	CONDUCTIVITÉ (mS/cm)	Ca <sup>+</sup> (mg/L)	K <sup>+</sup> (mg/L)	Na <sup>+</sup> (mg/L)
Eaux usées brutes	- 0,570	3,19	29,3	57,0	753
Eaux usées pH = 2,0	- 0,018	5,22	—	—	—
Eaux usées traitées	- 0,007	3,59	20,5	51,5	694
Polymère 1 g/L	- 3,125	0,0407	0,38	0,25	10,2
Eaux usées + 0,5 g/L poly.	- 0,130	—	—	—	—
Eaux usées traitées	- 0,010	—	—	—	—
Eaux usées + 1,0 g/L poly.	- 0,135	—	—	—	—
Eaux usées traitées	- 0,005	—	—	—	—

— : Non mesuré

utilisé serait ainsi du type anionique. Ceci était prévisible puisque les polymères naturels sont généralement du type anionique (Landry 1987).

En raison de la valeur élevée du «streaming current» de la solution de polymère, des essais préliminaires ont été réalisés pour vérifier si la concentration en polymère utilisée avait un impact sur la valeur du «streaming current» des eaux usées traitées. Il appert que la charge en polymère n'avait pas un impact important ou perceptible sur la valeur du «streaming current» des eaux usées brutes et traitées, tel que démontré au tableau 7.51. Deux solutions d'eaux usées contenant 0,5 et 1,0 g/L de polymère présentaient ainsi des valeurs voisines, i.e., de 0,130 et de 0,135 respectivement. Après traitement

des eaux usées au moyen de 0,5 et de 1,0 g/L de polymère, les eaux usées traitées présentaient également des valeurs voisines du « streaming current », i.e., 0,010 et 0,005 respectivement.

Les résultats obtenus permettent de suggérer un mécanisme potentiel d'action du polymère. Le polymère en solution basique est chargé négativement suite à l'ionisation de certains groupements. L'ajustement du pH à une valeur voisine ou inférieure au point isoélectrique engendre la précipitation du polymère qui entraîne avec lui les composés complexés. On constate ainsi que le traitement tend à neutraliser les charges ioniques, ce qui suggère que le mécanisme d'action du polymère repose en grande partie sur un phénomène physico-chimique de la précipitation.

L'étude du contenu en cations des eaux usées, avant et après traitement, révèle que le contenu dans les eaux usées en  $\text{Ca}^+$ ,  $\text{K}^+$  et en  $\text{Na}^+$  diminuent lors du traitement (Tableau 7.51). On note ainsi, selon les cations, une chute de leurs concentrations d'environ 9 à 60 mg/L. Pour ce qui est du polymère utilisé, il présente une faible teneur en cations. Les cations contenus initialement dans les eaux usées à l'étude seraient théoriquement impliqués dans le phénomène de neutralisation des charges ioniques et ainsi dans la précipitation des composés complexés.

D'une façon générale, on note que la neutralisation des charges ioniques serait une portion importante du mécanisme d'action du polymère. Le phénomène physico-chimique de base de la précipitation ou de la coagulation - floculation serait ainsi un contributeur très important à la nouvelle approche de traitement des eaux usées.

### 7.7.2.2 Seconde étude électrocinétique

Une seconde étude électrocinétique plus complexe a été réalisée en utilisant une série complète d'échantillons, i.e., 33 échantillons, provenant de la cinquième étude de modélisation du traitement des eaux usées (cf. Section 7.5.3.6 et Annexe II, section 6). Les résultats obtenus lors de la réalisation de la seconde étude sont venus confirmer les résultats obtenus lors de la réalisation de la première étude électrocinétique (Tableaux 7.51 et 7.52).

Comme dans le cas de la première étude, le traitement des eaux usées PCTM génère une chute importante de la valeur «streaming current» des eaux usées brutes (Tableau 7.52). La valeur initiale du «streaming current» des eaux usées brutes est de  $-0,570$ . Les valeurs finales du «streaming current» des eaux usées traitées variaient généralement, quant à elles, entre  $-0,006$  et  $-0,046$ . Le traitement permettrait ainsi d'obtenir des réductions de 92 à 100 % de la valeur du «streaming current» des eaux usées brutes (Tableau 7.53). Ce qui suggère encore une fois une neutralisation importante de la charge des particules et ainsi une réduction importante du potentiel zêta. Ces résultats suggèrent l'implication du phénomène physico-chimique de base de la précipitation dans le mécanisme d'action du traitement des eaux usées.

La conductivité des eaux usées brutes était de 3,19 mS/cm alors celle des eaux usées traitées variait généralement entre 3,28 et 5,95 mS/cm. Outre les résultats des essais # 11 et # 24, on constate que la conductivité des eaux usées tend à augmenter au cours du traitement (Tableau 7.53). Le traitement favoriserait ainsi une augmentation de 3 à 87 % de la conductivité initiale des eaux usées. Ces observations sont consistantes avec celles réalisées lors de la réalisation de la première étude électrocinétique.

Pour ce qui est du contenu en cations des eaux usées soumises à l'étude, on constate que le contenu des eaux usées en  $\text{Ca}^+$ ,  $\text{Na}^+$  et  $\text{K}^+$  tend

**Tableau 7.52 Mesures électrocinétiques des eaux usées brutes et traitées.**  
**Étude II.**

ESSAI	« STREAMING CURRENT »	CONDUCTIVITÉ (mS/cm)	Ca <sup>+</sup> (mg/L)	Na <sup>+</sup> (mg/L)	K <sup>+</sup> (mg/L)
BRUTE	- 0,570	3,19	29,3	753	57,0
1	- 0,014	3,28	23,8	670	51,8
2	- 0,030	3,43	18,9	635	51,8
3	- 0,022	3,34	18,2	580	52,4
4	- 0,038	3,37	17,4	565	51,4
5	- 0,014	4,65	18,7	560	53,6
6	- 0,014	4,70	20,4	505	53,0
7	- 0,012	5,01	30,1	710	52,3
8	- 0,014	4,85	17,2	490	53,2
9	- 0,010	3,41	32,0	640	47,0
10	- 0,018	3,28	17,1	705	53,2
11	- 0,028	3,16	16,2	425	52,4
12	- 0,032	3,45	17,1	460	52,8
13	- 0,006	5,65	16,7	465	53,8
14	- 0,012	5,95	17,2	420	55,2
15	0,000	5,38	16,6	410	54,4
16	- 0,012	5,35	15,6	660	54,4
17	- 0,018	3,76	15,9	680	61,0
18	- 0,018	3,61	20,8	635	54,0
19	- 0,020	3,61	20,3	625	58,8
20	- 0,020	3,58	23,3	620	57,2
21	- 0,018	3,59	20,1	610	59,8
22	- 0,020	3,64	20,6	690	58,2
23	- 0,020	3,66	18,2	595	56,8
24	- 0,020	3,07	18,7	540	55,2



Tableau 7.52 (Suite)

ESSAI	« STREAMING CURRENT »	CONDUCTIVITÉ (mS/cm)	Ca <sup>+</sup> (mg/L)	Na <sup>+</sup> (mg/L)	K <sup>+</sup> (mg/L)
25	- 0,026	3,59	18,0	580	58,4
26	- 0,006	5,26	17,0	585	60,0
27	- 0,040	3,11	15,1	525	59,2
28	- 0,020	3,80	23,4	540	60,0
29	- 0,022	3,64	23,4	520	58,6
30	- 0,046	3,63	28,1	525	58,4
31	- 0,008	3,66	22,2	550	60,4
32	- 0,010	4,28	22,9	555	61,8
33	- 0,020	3,97	23,8	530	61,2

généralement à diminuer lors du traitement (Tableau 7.53). Le taux de réduction du contenu en Ca<sup>+</sup> varie entre 4 et 49 % et la diminution de la teneur en Na<sup>+</sup> est de 6 à 46 %. Dans le cas du potassium, 60 % des essais révèlent une diminution de 1 à 18 % du contenu initial en K<sup>+</sup>, alors que les autres essais démontrent une légère augmentation de 1 à 8 % de la teneur initiale. Ce qui supporte l'hypothèse émise lors de la première étude électrocinétique en ce qui a trait à l'implication des cations dans le phénomène de neutralisation des charges ioniques et dans la précipitation des composés complexés.

La comparaison des résultats obtenus lors des études électrocinétique et d'optimisation révèle que les conditions expérimentales permettant d'obtenir des efficacités maximales, e.g., réduction Couleur, DCO, sont identiques ou voisines de celles permettant de produire les meilleures réductions de la valeur des mesures électrocinétiques, i.e., «streaming current », contenu en cations, et les plus grandes augmentations de la conductivité des eaux usées traitées (cf. Section 7.6). Ce qui est un autre argument à la faveur de l'implication du

**Tableau 7.53 Pourcentage de variation de la valeur des mesures électrocinétiques des eaux usées après traitement. Étude II.**

ESSAI	POURCENTAGE DE VARIATION (%)				
	« STREAMING CURRENT »	CONDUCTIVITÉ	Ca <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>
1	- 98	+ 3	- 19	- 11	- 9
2	- 95	+ 8	- 36	- 16	- 9
3	- 96	+ 5	- 38	- 23	- 8
4	- 93	+ 6	- 41	- 25	- 10
5	- 98	+ 46	- 36	- 26	- 6
6	- 98	+ 47	- 30	- 33	- 7
7	- 98	+ 57	+ 3	- 6	- 8
8	- 98	+ 52	- 41	- 35	- 7
9	- 98	+ 7	+ 9	- 15	- 18
10	- 97	+ 3	- 42	- 6	- 7
11	- 95	- 9	- 45	- 44	- 8
12	- 94	+ 8	- 42	- 39	- 7
13	- 99	+ 77	- 43	- 38	- 6
14	- 98	+ 87	- 41	- 44	- 3
15	- 100	+ 69	- 43	- 46	- 5
16	- 98	+ 68	- 47	- 12	- 5
17	- 97	+ 18	- 46	- 10	+ 7
18	- 97	+ 13	- 29	- 16	- 5
19	- 97	+ 13	- 31	- 17	+ 3
20	- 97	+ 12	- 21	- 18	+ 1
21	- 97	+ 13	- 31	- 19	+ 5
22	- 97	+ 14	- 30	- 8	+ 2
23	- 97	+ 15	- 38	- 21	- 1
24	- 97	- 4	- 36	- 28	- 3
25	- 95	+ 13	- 39	- 23	+ 3

Tableau 7.53 (Suite)

ESSAI	POURCENTAGE DE VARIATION (%)				
	« STREAMING CURRENT »	CONDUCTIVITÉ	Ca <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>
26	- 99	+ 65	- 42	- 22	+ 5
27	- 93	- 3	- 49	- 30	+ 4
28	- 97	+ 19	- 20	- 28	+ 5
29	- 96	+ 14	- 20	- 31	+ 3
30	- 92	+ 14	- 4	- 30	+ 3
31	- 99	+ 15	- 24	- 27	+ 6
32	- 98	+ 34	- 22	- 26	+ 8
33	- 97	+ 25	- 19	- 30	+ 7

phénomène de base de la neutralisation des charges ioniques dans le mécanisme d'action de la nouvelle approche de traitement des eaux usées.

Les résultats de la deuxième étude électrocinétique suggèrent également que la neutralisation des charges ioniques soit une composante importante du mécanisme d'action du polymère. Il supporte ainsi l'hypothèse émise antérieurement à savoir que le phénomène physico-chimique de base de la précipitation ou de la coagulation - floculation serait un contributeur important à la nouvelle approche de traitement des eaux usées.

### 7.7.3 Action différentielle

Les résultats obtenus lors des études de l'applicabilité et de la modélisation du procédé, en termes de réduction des acides gras et résineux (ARG), suggèrent que le traitement tend à agir d'une façon différentielle. Il

permettrait ainsi d'obtenir des taux réduction du contenu en acides résineux généralement supérieurs à ceux du contenu en acides gras.

L'étude de la modélisation du traitement à réduire le contenu en ARG, en acides résineux (AR) et en acides gras (AG) des eaux usées PCTM a révélé que le pourcentage optimal de réduction des acides résineux (AR) était supérieur à celui des acides gras (AG). Le traitement permettrait ainsi d'obtenir une réduction optimale de 99 % des AR (92 à 99 %) comparativement à une valeur de 85 % dans le cas des AG (61 à 85 %).

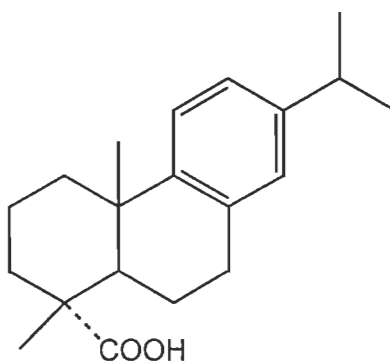
Une première hypothèse pour justifier cette action différentielle pourrait résider dans le fait que l'action du polymère serait gouvernée par le poids moléculaire des composés. Le poids moléculaire des AR (300,5 à 302,5 g) contenus dans les eaux usées à l'étude est ainsi légèrement supérieur à celui des AG (228,4 à 285,5 g). La différence minimale de poids entre les AR et les AG est toutefois faible, i.e., 17,0 g soit d'environ 6 %.

À l'intérieur d'un groupe d'acides, on note que les composés de poids moléculaire supérieurs sont généralement complètement éliminés des eaux usées. Les eaux usées soumises à l'étude contenaient principalement les acides résineux (C<sub>20</sub>) suivants : acide abiétique (≈ 11 mg/L), acide déhydroabiétique (≈ 1,3 mg/L), acide isopimarique (≈ 5 mg/L), acide palustrique (≈ 8 mg/L), acide pimarique (≈ 5 mg/L) et acide sandaracopimarique (≈ 5 mg/L). À l'exception de l'acide déhydroabiétique (300,5 g), le poids moléculaire de ces AR est de 302,5 g. L'acide résineux qui persistait toujours dans les eaux usées après traitement était l'acide déhydroabiétique. Le traitement permettait ainsi de réduire de 89 à 93 % le contenu des eaux usées en acide déhydroabiétique et d'éliminer complètement (100 %) les autres acides résineux contenus dans les eaux usées soumises à l'étude.

Dans le cas des acides gras ( $C_{12}$  à  $C_{18}$ ), les acides linoléique ( $C_{18} \approx 4$  mg/L), oléique ( $C_{18} \approx 4$  mg/L) et palmitique ( $C_{16} \approx 4$  mg/L) étaient les principaux AG contenus dans les eaux usées de la PCTM. L'acide palmitique est celui qui présente le plus faible poids moléculaire (256,4 g) et le plus petit nombre d'atomes de carbone ( $C_{16}$ ). Il est également celui qui persistait toujours dans les eaux usées après traitement. Le traitement permettait ainsi d'éliminer complètement (100 %) les AG contenus dans les eaux usées soumises à l'étude et de réduire le contenu des eaux usées en acide palmitique de 67 à 80 %.

Ces tendances à une action différentielle, i.e., réduction différentielle du contenu en AR et AG des eaux usées en fonction du poids moléculaire, du traitement ont été observées après l'analyse des résultats obtenus lors de la réalisation d'une centaine d'essais de modélisation de la réduction du contenu en ARG, AR et AG des eaux usées PCTM.

La structure des ARG pourrait également expliquer l'action différentielle du polymère envers certains ARG. Ainsi, les AG possèdent une structure linéaire, alors que les AR possèdent une structure cyclique. Dans le cas des AR, l'acide déhydroabiétique est l'acide résineux qui persiste toujours dans les eaux usées après traitement. C'est également le seul acide dont la structure est différente des autres. Il contient ainsi des doubles liaisons conjuguées et un anneau aromatique (Figure 7.30).



**Figure 7.30** Structure de l'acide déhydroabiétique.  
(D'après Voss et Rapsomatiotis 1985)

#### 7.7.4 Action antagoniste

Le traitement a été soumis à diverses eaux usées et les résultats obtenus étaient généralement excellents. Des résultats plus ou moins intéressants ont été générés en seulement deux occasions. Dans un premier cas, une action antagoniste a été observée entre le polymère utilisé et un polyacrylamide ajouté, à l'usine, en prétraitement. En second lieu, une modification importante des conditions de cuisson généra des performances différentes de celles escomptées.

Des essais ont été réalisés afin de déterminer la traitabilité potentielle des eaux usées d'une usine Kraft ayant subi en usine un prétraitement au moyen d'une cellule de flottation à l'air dissous avec ajout de polymère, i.e., un polyacrylamide. Ces essais n'ont pas donné de bons résultats. Les observations réalisées lors du traitement de ces eaux usées suggèrent que le polyacrylamide interfère, i.e., antagonisme, avec le mécanisme de traitement des eaux usées. Après avoir étudié la traitabilité d'une trentaine de types d'eaux usées industrielles, ce genre d'interaction ne fut jamais observé.

Tel que mentionné antérieurement, le traitement des eaux usées a été réalisé temporellement en plusieurs occasions. Cette pratique visait à déterminer l'impact de la variabilité temporelle des caractéristiques des eaux usées papetières sur l'efficacité et la modélisation du procédé et sur la reproductivité des équations de prédiction obtenues. Les conditions industrielles de mise en pâte ont également varié temporellement. En une occasion, il a été impossible d'épurer les eaux usées au moyen du traitement. Les investigations alors entreprises auprès des gens de la papetière ont révélé qu'une modification importante aux conditions de cuisson avait été effectuée. La sulfonation des copeaux avait été suspendue pour une certaine période de temps. Le procédé de mise en pâte initialement de type PCTM était alors plutôt du type PTM.

En ce qui a trait à l'impact de l'absence de sulfonation sur les performances du procédé, il se peut tout simplement que le phénomène soit de nature ionique. Il a ainsi été démontré, ou suggéré antérieurement, que les phénomènes ioniques seraient relativement importants dans le mécanisme d'action de ce nouveau procédé. En l'absence de sulfonation, on limiterait ainsi la charge ionique, i.e.,  $\text{SO}_4^{-2}$  des eaux usées soumises au traitement et leurs contenus en cations. Ceci pourrait réduire la performance du procédé ou tout simplement inhiber le mécanisme d'action du traitement.

### **7.7.5 Mécanisme d'action**

#### **7.7.5.1 Mécanisme d'action proposé**

Initialement, trois types d'interactions ont été suggérés pour expliquer les interactions polymère – polluants ou contaminants. Il s'agit des liens par ponts hydrogène et par liaisons de type hydrophobes, accompagnées d'interactions de type Van der Waals et des interactions électrostatiques. Les ponts hydrogène se feraient entre les groupements hydroxyles, carbonyles et aminés des polluants et certains groupements spécifiques (amides) accessibles sur le polymère utilisé. Des zones hydrophobes apparaîtraient également lors de l'interaction. Les complexes polymère - polluants formés peuvent être solubles ou insolubles. La formation de complexes insolubles semblerait prédominer au voisinage du point isoélectrique de l'agent de précipitation utilisé.

Le mécanisme proposé dans le cas du procédé primaire est le suivant. Ainsi, lorsque la préparation de la solution du polymère, i.e., sa solubilisation, est réalisée à pH basique, les groupements –COOH libres sont ionisés en –COO<sup>-</sup>. Le H<sup>+</sup> libéré réagit avec les OH<sup>-</sup> de la base pour former une molécule d'eau. Le polymère est de ce fait globalement chargé négativement. Il en va de même pour les groupements –OH présents à la surface de certaines

substances que nous retrouvons au milieu d'une foule d'autres molécules, plus ou moins importantes, dans les eaux usées papetières.

Lorsque la solution de polymère préparée à un pH basique est introduite dans les eaux usées à traiter lesquelles sont également à pH basique, on n'observe aucune précipitation apparente. Les interactions par ponts hydrogène entre l'hydroxyle phénolique (puissant donneur d'électrons) et d'autres groupements présents sur le polymère sont, à cette valeur de pH, quasi inexistantes consécutivement à l'ionisation du groupement OH.

Par contre, il semblerait fort probable que des liaisons hydrophobes accompagnées d'interactions de type de Van der Waals se mettent en place entre les protagonistes. Quoiqu'il en soit, les complexes solubles éventuellement formés sont globalement chargés négativement. Par la suite, lorsque la valeur du pH est abaissée à une valeur voisine ou inférieure au pH du point isoélectrique du polymère utilisé, le polymère précipite, entraînant avec lui les composés complexés. La coagulation serait d'autant meilleure que le pH serait faible. Ceci pourrait être lié à la formation de nouveaux ponts hydrogène. Une quantité donnée de polymère précipite une certaine quantité de molécules polluantes ou colorées.

Le phénomène observé est réversible en fonction du pH. L'ajout d'un second flocculant naturel ou de synthèse n'améliore pas la floculation. Il peut même en fait interférer avec le mécanisme de base.

Il a également été suggéré que le traitement ou le polymère puisse être utilisé efficacement, sous des environnements alcalins ou acides, pour le traitement de diverses eaux usées. Selon le conditionnement ou le mode de préparation de la solution de polymère, le mécanisme d'action pourrait agir sur une vaste gamme de pH. Une solution de polymère préparée sous des conditions acides pourrait ainsi être utilisée pour traiter des eaux usées sous un



environnement basique, alors qu'une solution de polymère préparée sous des conditions alcalines pourrait ainsi être utilisée pour traiter des eaux usées sous un environnement acide.

Le procédé de base ou primaire peut être plus complexe avec l'ajout d'un second polymère naturel ou de synthèse. Toutefois, le fait d'accroître la complexité du procédé ou traitement n'engendre pas de gain d'efficacité. Il en résulte tout simplement une augmentation des coûts associés au traitement des eaux usées.

L'analyse des résultats obtenus lors de l'étude électrocinétique a également démontré ou suggère fortement que le phénomène de base de la coagulation – floculation, i.e., la neutralisation des charges ioniques, soit l'une des composantes réactionnelles importantes impliquées dans la nouvelle approche de traitement.

#### **7.7.5.2 Mécanisme d'action du polymère**

Malgré le fait que le polymère utilisé lors du traitement des eaux usées n'ait jamais été utilisé à ces fins, ses mécanismes d'action ou d'interaction avec les autres composés sont bien connus. La description des mécanismes potentiels d'action dudit polymère ne sera présentée que d'une façon sommaire. Il est évident qu'il serait actuellement impossible de confirmer ou d'infirmer qu'un mécanisme d'action spécifique est véritablement impliqué dans le traitement. Ils seront uniquement utilisés pour confirmer ou infirmer les hypothèses émises antérieurement.

Divers volumes classiques et spécialisés ont été consultés et tous ces volumes supportent les hypothèses émises en ce qui a trait aux mécanismes d'action du polymère ou de la nouvelle approche de traitement des eaux usées (Harrison 1994, Scopes 1987, Creighton 1984, Schulz & Schirmer 1979,

Lapanje 1978). Au cours de la présente étude, les principaux mécanismes d'action proposés pour le polymère ou la nouvelle approche de traitement des eaux usées sont :

- **Formation de liens par ponts hydrogène ;**
- **Formation de liaisons de type hydrophobe ;**
- **Implication d'interactions de Van der Waals ; et**
- **Neutralisation des charges ioniques, i.e., coagulation et floculation.**

Il est évident que cette liste n'était pas limitative, d'autres mécanismes d'action étaient vraisemblablement impliqués dans la nouvelle approche de traitement des eaux usées.

Les quatre méthodes classiques de coaguler puis de floculer des particules sont les suivantes :

- **Compression de la double couche ;**
- **Neutralisation des charges ;**
- **Formation de ponts, liens ou liaisons ; et**
- **Capture des flocs (Zeta-Meter 1993).**

De plus, la solution de polymère utilisée lors du traitement des eaux usées est de nature colloïdale. Les divers mécanismes d'action décrits sommairement à la section « solution colloïdale », i.e., section 6.1.8, pourraient ainsi prendre part à la présente réaction. Les principaux mécanismes en cause sont :

- **Adsorption d'anions ou de cations ;**
- **Adsorption de molécules ;**
- **Amphotérie ;**

- **Coagulation et floculation ;**
- **Formation de gel ;**
- **Formation de liaisons covalentes ;**
- **Formation de liaisons au moyen des forces de Van der Waals ;**
- **Formation de ponts hydrogène ;**
- **Formation de zones lyophiles ;**
- **Formation de zones lyophobes ; et**
- **Neutralisation des charges.**

La majorité des mécanismes potentiels d'action du polymère utilisé à des fins de traitement des eaux usées ont été décrits dans les sections précédentes.

Compte tenu des nombreuses problématiques analytiques rencontrées au cours de la réalisation de la présente étude (cf. Section 7.7), il a été impossible d'identifier tous les mécanismes impliqués dans le traitement des eaux usées.

## CHAPITRE VIII

### ASPECT ÉCONOMIQUE DU PROCÉDÉ

Le présent projet de recherche prévoyait initialement la réalisation d'essais pilotes en mode continu et dynamique, in-situ, dans une usine de pâtes et papiers, afin de confirmer la traitabilité en continu. Compte tenu que la principale condition préalable à la réalisation de ces essais en usine, i.e., l'obtention d'un brevet ne fut réalisée, la réalisation de ces derniers fut reportée; ils seront réalisés lorsque le traitement sera breveté. L'obtention d'un brevet, tout au moins d'un numéro de demande de brevet, fournira la protection nécessaire à la réalisation d'essais pilotes en mode continu et dynamique, in-situ, dans une usine de pâtes et papiers, permettant ainsi de confirmer les résultats obtenus en laboratoire et d'étudier l'aspect économique du traitement.

Nonobstant cette lacune, les résultats obtenus au cours de la présente étude permettent tout de même d'estimer les coûts de traitement au moyen du polymère protéique. Cette évaluation a toutefois tendance à surestimer les coûts du traitement ainsi désignés comme étant les coûts maximaux de traitement. Les résultats obtenus permettront également de comparer les coûts maximaux de traitement au moyen du polymère protéique à ceux de certains autres polymères ou agents chimiques conventionnels utilisés pour les mêmes fins. Le terme « coût maximal » est utilisé dans la présente comparaison puisque le coût du traitement est évalué en utilisant le coût du polymère sous une forme raffinée et que les essais de traitabilité ont été réalisés sous des conditions non optimales. Le prix de la forme raffinée du polymère est ainsi relativement élevé par rapport aux formes moins purifiées. Le coût du polymère

sous la forme purifiée est d'environ 2,50 \$ à 3,50 \$ / kg. L'utilisation d'une forme moins purifiée ou sous la forme de rejets industriels réduirait considérablement le coût du traitement. Compte tenu que l'industrie qui génère ce polymère sous la forme de rejets industriels doit présentement traiter ou disposer de ces rejets, le coût du traitement en polymère pourrait ainsi se limiter aux frais de transport de ces rejets industriels. Ces coûts seront alors fonction de la distance entre l'industrie générant ces résidus et le système de traitement des eaux usées, ainsi que de la concentration en polymère des rejets industriels.

L'optimisation du traitement en fonction des eaux usées à l'étude, l'utilisation d'une forme moins purifiée du polymère et la récupération éventuelle et la réutilisation de la quantité du polymère résiduel non réagi ou du précipité permettraient vraisemblablement de diminuer à nouveau les coûts du traitement. Les coûts de traitement présentés dans la présente étude représentent ainsi les coûts maximaux de traitement.

Les équipements nécessaires à la mise en place du traitement sont mineurs. Dans la majorité des cas, les équipements existants peuvent être utilisés. Le polymère peut ainsi être ajouté directement dans les canalisations, i.e., zones de turbulences. Dans certains cas, la mise en place d'une petite unité de flottation à l'air dissous serait préférable pour la récupération du précipité.

Les deux comparaisons qui suivent présenteront deux cas extrêmes. Dans l'un des cas, l'utilisation du traitement à l'étude est moins dispendieuse que celle des polymères commerciaux, alors que dans le second cas, le traitement est utilisé en tant que traitement primaire, bien qu'il n'ait pas été développé à ces fins; les coûts de traitement sont alors supérieurs aux coûts industriels actuels de traitement.

## 8.1 Eaux usées d'une usine au sulfite

Les résultats obtenus lors de l'étude de la traitabilité des eaux usées issues de l'étape du lavage de la pâte au sulfite blanchie au chlore (cf. Section 7.4.4) permettent de comparer les performances et les coûts du traitement au moyen du polymère protéique à ceux de divers agents chimiques ou polymères conventionnels. Les résultats préliminaires suggèrent que, même en utilisant la forme raffinée du polymère, le coût du traitement est inférieur à ceux utilisant divers polymères conventionnels (Tableau 8.1). Les performances du polymère à l'étude étaient également supérieures à celles obtenues au moyen des autres polymères conventionnels.

Le polymère à l'étude présente les meilleures performances et les plus faibles coûts de traitement (Tableau 8.1). Les coûts du traitement au moyen du polymère sont ainsi inférieurs à ceux des autres agents chimiques ou polymères conventionnels. Selon les conditions de traitement, les coûts du traitement au moyen du polymère protéique sont même de 1,5 à 3,0 fois inférieurs à ceux du polymère conventionnel le plus performant, i.e., l'alun.

Bien que les coûts de certains polymères conventionnels soient relativement faibles, ils nécessitent pour être actifs, des conditions de pH relativement neutres ou alcalines. Le pH des eaux usées à l'étude est voisin de 2,6. L'ajustement du pH à des valeurs voisines de la neutralité nécessite ainsi de grande quantité de produits chimiques, alors que le polymère protéique présente une efficacité maximale sous des valeurs de pH voisines de 2,6. Industriellement, la neutralisation du pH de ces eaux usées problématiques est obtenue par dilution avec l'ensemble des autres effluents de l'usine. Le traitement de ces eaux usées problématiques doit être fait indépendamment des autres effluents, nécessitant ainsi l'utilisation d'une grande quantité d'hydroxyde de sodium pour la neutralisation de ces eaux usées.

**Tableau 8.1 Comparaisons des efficacités et des coûts de traitement des eaux usées d'une usine au sulfite. (Le pH des eaux usées de l'étape du lavage de la pâte au sulfite blanchie au chlore était d'environ 2,6)**

POLYMÈRE	RÉDUCTION CA (%)	RÉDUCTION DCO (%)	RÉDUCTION COHA (%)	RÉDUCTION MES (%)	COÛT POLYMÈRE (\$ CAN / kg)	COÛT POLYMÈRE (\$ / m <sup>3</sup> )	COÛT TOTAL (\$ / m <sup>3</sup> )
PROTÉIQUE	90	62	68	77	2,50 – 3,50	0,25 – 0,35	0,25 – 0,35
ALUN	53 °	49	50	27	0,17 – 0,23	0,17 – 0,25	0,49 – 0,69
F + I	46	3*	31	-----	28,76 & 3,18	0,14	0,46 – 0,57
I	- 5	- 26	23	-----	1,17	0,02	0,34 – 0,50
CHAUX	- 34	- 28	33	-----	0,20 – 0,40	0,01 – 0,02	0,29 – 0,44

- F + I = Floc + Interac A**  
**I = Interac B**  
**° = Augmentation de la couleur apparente dans 10 % des cas**  
**\* = Augmentation de la DCO dans 80 % des cas**

## 8.2 Eaux usées d'un atelier de mise en feuille

Les résultats de l'étude de la traitabilité des eaux usées issues d'un atelier de mise en feuille permettent aussi de comparer les coûts du traitement au moyen du polymère à ceux présentement encourus industriellement pour le traitement de ces eaux usées. Malgré le fait que le traitement n'a pas été développé pour être utilisé à des fins de traitement primaire, l'étude visait à évaluer la possibilité de l'utiliser à ces fins.

Selon les dirigeants de l'usine, les efficacités obtenues au moyen du polymère sont supérieures à celles présentement obtenues industriellement. L'analyse de l'aspect économique a toutefois révélé que les coûts actuels de traitement sont inférieurs à ceux du polymère. Les coûts du traitement actuel sont les suivants :

<b>Coût traitement industriel actuel</b>	<b>0,015 à 0,019 \$ / m<sup>3</sup></b>
<b>Coût traitement polymère</b>	<b>0,06 à 0,10 \$ / m<sup>3</sup>.</b>

## 8.3 Avantages économiques du traitement

Les résultats obtenus suggèrent que le coût de traitement, i.e., coût d'achat du polymère est soit inférieur, sinon comparable, à celui encouru avec les méthodes conventionnelles de traitement. De plus, la nouvelle approche de traitement présente de nombreux avantages "économiques" par rapport aux autres méthodes conventionnelles de traitement. Les principaux avantages sont :

- **le traitement présente un large spectre d'action, il est efficace pour le traitement de divers types d'eaux usées et agit sur la majorité des composantes polluantes des eaux usées, e.g.,**



limitation du nombre de méthodes nécessaires pour atteindre l'épuration requise ;

- le traitement présente une grande flexibilité et une grande simplicité d'action et de mise en œuvre, i.e., infrastructure ou immobilisation requise minimale ;
- pour une eau usée donnée, le traitement présente une plus grande efficacité que les méthodes conventionnelles de traitement, i.e., performances supérieures et charge chimique et temps de réaction ou de rétention inférieurs ;
- pour une efficacité de traitement donnée, le traitement génère une plus petite quantité de boues ou résidus que les méthodes conventionnelles, i.e., coûts inférieurs de manutention et de gestion des boues produites ;
- pour une efficacité de traitement donnée, la quantité de polymère utilisée est inférieure à celle des méthodes conventionnelles ;
- le polymère ou l'agent de précipitation utilisé lors du traitement des eaux usées est peu dispendieux, i.e., son coût unitaire serait de beaucoup inférieur à celui de divers polymères présentement utilisés à des fins de traitement des eaux usées ;
- le polymère utilisé se présente sous formes plus ou moins purifiées, l'utilisation d'une forme moins purifiée permettra de réduire davantage les coûts du traitement ;
- le polymère à l'étude se retrouve également sous la forme de rejet industriel ; l'industrie qui le génère doit actuellement payer pour traiter ces rejets ou en disposer. Les coûts de son utilisation à des fins de traitement des eaux usées seraient ainsi minimales ;

- **la récupération potentielle des boues chimiques et la réutilisation du polymère résiduel permettront vraisemblablement de diminuer de nouveau les coûts du traitement ; et**
- **la modélisation et l'optimisation du procédé pour le traitement d'une eau usée donnée permettra d'augmenter l'efficacité du traitement, de réduire la quantité de polymère utilisé et ainsi de diminuer les coûts de traitement.**

Pour une application donnée de traitement des eaux usées, des essais en usine sont nécessaires pour finaliser les modes d'opération, définir les coûts d'investissement et d'opération et pour s'assurer d'un transfert technologique convenable.

De plus, les essais de traitement réalisés dans les laboratoires ont généralement tendance à surévaluer la quantité de polymère nécessaire pour traiter efficacement un type d'eau usée donnée. Les essais réalisés lors de la présente étude auraient ainsi tendance à surévaluer la quantité de polymère nécessaire et de ce fait augmenter les coûts de traitement.

Les coûts estimés du traitement au moyen du polymère protéique sont basés sur le prix du marché d'une petite quantité (coût supérieur) et d'une grande quantité (coût inférieur) de polymère à l'état raffiné. L'évaluation portera ainsi sur le coût maximal de traitement, i.e., utilisation de la forme raffinée. Ces coûts seront exprimés sous deux formes :

- **Coût du traitement en dollars par litre d'eau usée traitée ; et**
- **Coût du traitement en dollars par unité d'efficacité, e.g., X \$ / kg de DCO enlevée, Y \$ / kg DBO<sub>5</sub> enlevée.**

## CHAPITRE IX

### DISCUSSION

La présente discussion présentera d'une façon sommaire les principales approches de traitement utilisées ou qui pourraient être utilisées à des fins de prétraitement, de traitement tertiaire ou de post-traitement des eaux usées papetières. L'efficacité de ces dernières sera brièvement comparée à celle obtenue lors de la présente étude. Compte tenu du nombre considérable de méthodes de traitement disponibles, ces méthodes et leurs mécanismes d'action ne seront pas décrits dans le présent document.

Une abondante littérature décrit les mécanismes potentiels d'action et de précipitation de la classe de composé à laquelle appartient le polymère à l'étude, e.g., Chapitre VI. Les hypothèses émises en ce qui a trait au mécanisme d'action et de précipitation du polymère Ph.D. pourront ainsi être éprouvées.

#### **9.1 Approches de traitement des eaux usées**

Plusieurs procédés ou approches de traitement des eaux usées ont récemment été brevetés ou développés pour l'épuration de diverses eaux usées industrielles. Toutefois, aucun de ces procédés n'est comparable au traitement à l'étude en termes d'efficacité, de flexibilité, d'applicabilité et de simplicité d'action et de mise en œuvre.

Les principes de base de ces divers procédés sont principalement de nature biologique, chimique, physique ou combinée. Certains procédés combinent ainsi, par exemple, l'action de procédés biologique et physico-chimique. Le traitement à l'étude est essentiellement basé sur un procédé de nature physico-chimique de co-précipitation.

Certains de ces procédés ont été brevetés ou développés en vue d'une application très spécifique, i.e., pour le traitement d'un type d'eau usée particulier ou pour la réduction d'un paramètre spécifique des eaux usées, alors que d'autres procédés ont un potentiel d'utilisation plus vaste, i.e., pour le traitement de divers types d'eaux usées ou actions sur divers paramètres. Selon la littérature disponible, aucun procédé breveté ou développé à ce jour n'aurait le large spectre d'action du traitement des eaux usées présentés dans cette étude, i.e., applicabilité à une vaste gamme d'eaux usées industrielles et impacts positifs et significatifs sur de nombreux paramètres des eaux usées.

Dans les années 70, Rush & Shannon (1976) ont préparé pour le compte du Service de la protection de l'environnement, d'Environnement Canada, un rapport ayant pour titre «Analyse des techniques de décoloration dans l'industrie des pâtes et papiers». Ils font l'inventaire des principales méthodes de décoloration. Lesdites méthodes en étaient toutefois à diverses étapes de leur commercialisation, i.e., en développement, en banc d'essais pilote de démonstration, et en utilisation industrielle.

Rush & Shannon (1976) regroupent comme suit les principaux procédés de décoloration :

- 1 - Traitement biologique ;**
- 2 - Traitement chimique :**
  - **Sels de fer et d'aluminium ;**
  - **Utilisation massive de chaux ;**

- Procédé à la chaux modifiée (boue de chaux) ;
  - Procédé utilisant un minimum de chaux ;
  - Procédé à la chaux et au magnésium ;
- 3 - Adsorption sur charbon ;
  - 4 - Ozonation ;
  - 5 - Procédés par séparation sur résines et échange d'ions :
    - Procédé de Rohm et Haas ;
    - Procédé Uddeholm-Kamyr ;
  - 6 - Procédés de séparation par adsorption sur bulles ou flottation ;
  - 7 - Extraction par les amines ;
  - 8 - Membranes filtrantes ;
  - 9 - Autres procédés :
    - Adsorption sur alumine activée ;
    - Électrolyse ;
    - Irradiation ;
    - Adsorption sur cendres volantes ;
    - Filtration par le sol.

Les diverses méthodes de traitement des eaux usées peuvent ainsi être regroupées en méthodes de traitement biologique, chimique, physique et physico-chimique.

Plus récemment, Sastry (1986) passe également en revue diverses approches de traitement, principalement développées pour la décoloration des eaux usées papetières. Selon leur nature, il regroupe les diverses approches de traitement en méthodes biologiques, chimiques et physiques. Chacune de ces catégories comprend des méthodes de traitement plus ou moins complexes. Les principales méthodes de chacune de ces catégories sont :

- 1) **Les méthodes biologiques :**
  - **Bioréacteurs «conventionnels» ; et**
  - **Bactéries, levures, champignons.**
- 2) **Les méthodes chimiques :**
  - **Précipitation ;**
  - **Oxydation ;**
  - **Coagulation ;**
  - **Radiation ; et**
  - **Méthodes électrochimiques.**
- 3) **Les méthodes physiques :**
  - **Adsorption ;**
  - **Séparation par résines ;**
  - **Échange d'ions ;**
  - **Flottation ; et**
  - **«Soil media» ou filtration par le sol.**

Une brève revue de la récente littérature révèle un nombre croissant de nouvelles technologies développées pour le traitement ou décoloration des eaux usées papetières. Afin de mieux présenter les résultats de la recherche bibliographique, la classification de Sastry fut utilisée et à laquelle la catégorie « méthodes combinées » a été ajoutée. Les principales approches de traitement relevée dans toute la littérature se résument donc à ce qui suit :

- 1) **Les méthodes biologiques :**
  - **Boues activées, bassins de stabilisation aérés, bassins de stabilisation facultatifs (anaérobie – aérobie) (Randel et al. 1991) ; et**
  - **Champignons (Anonyme 1982, Lankinen et al. 1991).**

2) Les méthodes chimiques :

- Précipitation (Prahacs et al. 1974, Kisla & McKelvey 1978, Oldham & Rush 1978, Nasr & MacDonald 1982, Rosehart 1985) ;
- Ozonation (Nebels et al. 1974, Melnyk et al. 1977, Amero & Hilleke 1993, Lovell et al. 1997, Hulseley et al. 1991) ;
- Coagulation ou Flocculation (Clarke & Davis 1969, Tejera & Davis 1970, Nasr & MacDonald 1978, Mittal & Mehrotra 1981, Smith & Malloy 1980, Mass & Neal 1989) ;
- Radiation (Gamma) ou photochimie (Lenz et al. 1971) ; et
- Électrochimie (Oehr 1978, Springer et al. 1995).

3) Les méthodes physiques :

- Ultrafiltration (Muratore et al., 1979, 1981, Pejot & Pelayo 1993) ; et
- Flottation (Whiting & Hayes 1985, Ackel 1988c, Hodgson & Hitzroth 1997).

4) Les méthodes combinées :

- Ozonation + Champignons (Roy-Arcand et al. 1991, Wasylenchuk & Smith 1996) ;
- Ozonation + Radiation (UV) (Hulseley et al. 1991) ;
- Ozonation + Aération prolongée (Hulseley et al. 1991) ;
- Ozonation + H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (Hulseley et al. 1991) ;
- H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> + Radiation (UV) (Smith & Frailey 1990) ;
- KMnO<sub>4</sub> + Ozonation (Braasch et al. 1998) ;
- Radiation (UV) + Oxygène (McKelvey & Dugal 1975) ;
- Radiation (Gamma) + Oxydation (O<sub>2</sub>) (Lenz et al. 1971) ;
- Radiation (Gamma) + Oxydation (Air) (Lenz et al. 1971) ; et
- Radiation (Gamma) + Oxydation (Cl<sub>2</sub>) (Lenz et al. 1971).

Actuellement, la rédaction d'une demande de brevet est en cours pour la nouvelle approche de traitement. La présente section présentera également diverses méthodes de traitement des eaux usées qui ont été brevetées au cours des vingt à trente dernières années. De nombreux procédés de traitement des eaux usées ont ainsi été développés et brevetés. Certains de ces procédés ont un spectre d'action plus ou moins large, alors que d'autres sont voués à une utilisation plus spécifique. Une attention particulière a été portée aux méthodes principalement brevetées pour l'épuration des eaux usées papetières puisque c'est l'objectif poursuivi dans ces travaux.

Compte tenu de l'importante quantité de brevets portant sur de nouvelles approches de traitement des eaux usées industrielles, les méthodes retenues, pour fin de comparaisons, seront applicables uniquement au traitement des eaux papetières. Malgré ce critère sélectif, il sera quand même impossible, en raison de leur grand nombre, de décrire les méthodes brevetées pour le traitement des eaux usées papetières.

## **9.2 Performances des principales approches de traitement – littérature**

Tel que déjà mentionné, la nouvelle approche de traitement des eaux usées a ainsi été utilisée avec succès pour l'épuration de plus d'une vingtaine de types d'eaux usées papetières. Les résultats obtenus avec ce type de traitement ont été des réductions importantes et significatives de la toxicité Microtox, de la couleur, des MES, des MVES, des ARG, de la DCO, des ST, des COHA, de la DBO<sub>5</sub>, des STV et du contenu en COT (cf. Tableau 7.2).

Dans leur rapport portant sur l'analyse des techniques de décoloration dans l'industrie des pâtes et papiers, Rush & Shannon (1976) présentent les performances de certaines de ces techniques. Les performances des principales méthodes de décoloration sont consignées au tableau 9.1. Ces méthodes en sont toutefois à diverses étapes de développement ou de



**Tableau 9.1 Performances des principales méthodes de décoloration des effluents papetiers (D'après Rush & Shannon 1976) en comparaison à cette étude.**

MÉTHODES	PERFORMANCES OU RÉDUCTIONS (%)			
	COULEUR	DBO	DCO	COT
BIOLOGIQUE	40 – 60	ND	ND	ND
CHIMIQUE				
Sels Fe & Al	85 – 95	15 – 25	ND	60 – 70
Chaux	70 – 90	ND	ND	ND
Chaux – Mg	90	ND	ND	ND
OZONATION	> 90	AUGMENTATION	ND	ND
RÉSINES ET ÉCHANGE D'IONS	70 – 95	33 – 50	43 – 80	ND
FLOTTATION	90	ND	ND	ND
EXTRACTION AMINE	50 – 90	10 – 40	30 – 70	ND
MEMBRANES	90 – 97	ND	ND	ND
AUTRES PROCÉDÉS				
Adsorption sur Cendres volantes	90	50	50	ND
Filtration sur le sol	65 – 90	ND	ND	ND
CETTE ÉTUDE	> 99	67	87	50

ND : Non Disponible

commercialisation.

Dans son article présentant une revue de littérature des diverses méthodes de décoloration des eaux usées papetières, Sastry (1986) présente aussi les performances de certaines de ces méthodes. Les valeurs rapportées par ce dernier sont consignées au tableau 9.2 et comparées à cette étude.

**Tableau 9.2 Performances de certaines méthodes de décoloration des effluents papetiers (D'après Sastry 1986) en comparaison à cette étude.**

MÉTHODES	PERFORMANCES OU RÉDUCTIONS (%)			
	COULEUR	DBO	DCO	COT
<b>BIOLOGIQUE</b>				
Champignon	60	ND	ND	ND
<b>CHIMIQUE</b>				
Précipitation	> 90	20 – 40	ND	ND
Coagulation	80 – 95	ND	ND	ND
Radiation + Oxydation	90	ND	ND	ND
Électrochimie	40 – 99	ND	82 – 91	ND
<b>PHYSIQUE</b>				
Adsorption	90	ND	ND	60
Séparation – résines	90 – 97	ND	ND	ND
Échanges d'ions	85	ND	ND	ND
<b>CETTE ÉTUDE</b>	<b>&gt; 99</b>	<b>67</b>	<b>87</b>	<b>50</b>

**ND : Non Disponible**

Une abondante littérature démontre, par des essais réalisés en laboratoire et en milieux industriels, la traitabilité des eaux usées papetières au moyen de diverses méthodes de traitement. Les performances et les stades de développement desdites méthodes sont toutefois très variables. Certaines d'entre elles sont très performantes, mais trop onéreuses pour être utilisées industriellement. Une brève revue de cette littérature a permis de préparer le tableau 9.3 présentant les performances maximales de certaines de ces méthodes par comparaison à cette étude.

Les performances obtenues avec le procédé à l'étude sont généralement supérieures à celles des divers procédés développés (Tableaux 9.1, 9.2, et 9.3).

Tableau 9.3 Performances maximales de certaines méthodes de traitement des eaux usées papetières en comparaison à cette étude.

MÉTHODES	PERFORMANCES OU RÉDUCTIONS (%)							EAUX USÉES	RÉFÉRENCE
	COULEUR	DBO	DCO	COHA	COT	MES	TEMPS		
CETTE ÉTUDE	> 99	67	87	68	50	>99 (75)	< 5 M	Diverses	Présente étude
<b>BIOLOGIQUES</b>									
Boues activées		97	61	32			> 10 H	Kraft blanchie	Randel <u>et al.</u> 1991
Bassin stabilisé aéré		98	69	45			> 10 H	Kraft blanchie	
Bassin stab. Facultatif		98	72	69			> 10 H	Kraft blanchie	
Champignons	80			40			5 – 15 J	Kraft E <sub>1</sub>	Lankinen <u>et al.</u> 1991
	65		48				24 H	Kraft E <sub>1</sub>	Roy-Arcand <u>et al.</u> 1991
	60						2 – 4 J	Kraft blanchie	Kirk <u>et al.</u> 1980 *
	70							Kraft blanchie	Chang, H.-M. <u>et al.</u> 1986
	80							Blanchiment	Anonyme 1982
<b>CHIMIQUES</b>									
Précipitation									
Amines	98	74	78	12*			3 H	Kraft E <sub>1</sub>	Prahacs <u>et al.</u> 1974
Polyamines	96							Kraft E <sub>1</sub>	Kisla & McKelvey 1978
Ca – Mg	95							Kraft	Oldham & Rush 1978
Ca	96							Kraft E <sub>1</sub>	Nasr & MacDonald 1982
Ca – Al – Polyélectrol.	95		78					Kraft E <sub>1</sub>	Rosehart 1985
Chaux	90	40						Kraft blanchie	Oswalt & Land 1974 *

Tableau 9.3 Performances maximales de certaines méthodes de traitement des eaux usées papetières en comparaison à cette étude. (Suite)

MÉTHODES	PERFORMANCES OU RÉDUCTIONS (%)							EAUX USÉES	RÉFÉRENCE
	COULEUR	DBO	DCO	COHA	COT	MES	TEMPS		
<b>CHIMIQUES</b>									
Ozonation	90	40	40				~ 0,5 H	Kraft blanchie	Melnyk <u>et al.</u> 1977
	93							Kraft blanchie	Amero & Hilleke 1993
	90	Aug.	Réd.				0,25 H	Kraft	Lovell <u>et al.</u> 1997
	50		26				2 M	Kraft E <sub>1</sub>	Roy-Arcand <u>et al.</u> 1991
	90			90				Blanchiment	Saugier & Vegega 1991
	90							Kraft blanchie	Prat <u>et al.</u> 1989
<b>Coagulation/Floculation</b>									
Al – Na	87				40 °		1 H	Kraft E <sub>1</sub>	Clarke & Davis 1969
Al – Ca	91				42 °			Kraft E <sub>1</sub>	
Fe – Na	85				48 °			Kraft E <sub>1</sub>	
Al – Na – Silice	90				31 °			Kraft E <sub>1</sub>	
Al	97				85		17 H	Kraft E <sub>1</sub>	Tejera & Davis 1970
Fe	97				85		17 H	Kraft E <sub>1</sub>	
Al	99						0,3 H	Kraft E <sub>1</sub>	Nasr & MacDonald 1978
Fe	99							Kraft E <sub>1</sub>	
Alun – Glaise	95	15	38	71	14	66 (47)		Kraft blanchie	Mittal & Mehrotra 1981
Alun	81 – 93							Kraft	Langs 1981 *

Tableau 9.3 Performances maximales de certaines méthodes de traitement des eaux usées papetières en comparaison à cette étude. (Suite)

MÉTHODES	PERFORMANCES OU RÉDUCTIONS (%)							EAUX USÉES	RÉFÉRENCE
	COULEUR	DBO	DCO	COHA	COT	MES	TEMPS		
<b>CHIMIQUES</b>									
Coagulation/Floculation									
Alun – FeCl <sub>3</sub>	92 – 95							Kraft	Christman & Smith 1969 *
Alun	60							Kraft blanchie	Smith & Malloy 1990
Polyamines	88							Kraft blanchie	
Procédé Hansel	95							Kraft	Mass & Neal 1989
Alun – «Cetol»	> 99		88					Kraft E <sub>1</sub>	Roberts & Schoolfield 1985
Électrochimie	95						≤ 4 H	Kraft E <sub>1</sub>	Oehr 1978
	98		91					Kraft E <sub>1</sub>	Serdobolskii <u>et al.</u> 1979 *
	85							Kraft blanchie	Springer <u>et al.</u> 1995
<b>PHYSIQUES</b>									
Ultrafiltration	93							Kraft blanchie	Muratore <u>et al.</u> 1979
	88	50	73					Kraft E <sub>1</sub>	Muratore <u>et al.</u> 1981
	91		88			(46)		PR, SC	Pejot & Pelayo 1993
	90 – 97								Gelman & McKeown 1982 *
Flottation	95		85					Kraft E <sub>1</sub>	Whiting & Hayes 1985
	95								Ackel 1988c
	> 99	95	76					Diverses	Gagnon <u>et al.</u> 1994
	61 □	26 □	24 □	23 □		(24 □)		Kraft blanchie	Hodgson & Hitzroth 1997

Tableau 9.3 Performances maximales de certaines méthodes de traitement des eaux usées papetières en comparaison à cette étude. (Suite)

MÉTHODES	PERFORMANCES OU RÉDUCTIONS (%)							EAUX USÉES	RÉFÉRENCE
	COULEUR	DBO	DCO	COHA	COT	MES	TEMPS		
<b>PHYSIQUES</b>									
Résine – Séparation	> 99							Kraft blanchie	Sanks 1973 °
Échange ions	85							Sulfite blanchie	Kowalczyk 1979 °
Adsorption – Carbone	90								Gelman & McKeown 1982 °
<b>COMBINÉES</b>									
Ozone / H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	91				19			Kraft blanchie	Husley <i>et al.</i> 1992
UV / H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	80							Kraft E <sub>1</sub>	Smith & Frailey 1990
UV / H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	40							Kraft E <sub>1</sub>	Prat <i>et al.</i> 1988
UV / O <sub>2</sub>	> 99	90			97			Kraft, E <sub>1</sub> , SC	McKelvey & Dugal 1975
KMnO <sub>4</sub> / Ozone	97							Kraft E <sub>1</sub>	Braasch <i>et al.</i> 1998
Radiation / O <sub>2</sub>	90								NCASI 1974 °
Rayon Gamma / O <sub>2</sub>			85			83		Kraft, SC, WW	Lenz <i>et al.</i> 1971
Rayon Gamma / Air			61			8			
Rayon Gamma / Cl <sub>2</sub>			24			Aug.			
Ozone / Champignons	67	Aug.	17	30	8		7 – 8 J		Wasylenchuk & Smith 1996

¤ Traitement tertiaire

° Carbone total

Aug. Augmentation

• Cité par Sasty (1986)

«Cetol» : Chlorure d'alkyldiméthylbenzylammonium

\*

( )

Réd.

WW

Chlore

Solides totaux

Réduction

Eaux blanches

J

H

M

PR

SC

Jour

Heure

Minute

Papiers recyclés

Semi-chimique

Le spectre d'action du traitement semble également être supérieur à celui des diverses méthodes relevées dans la littérature. Certaines de ces méthodes ont ainsi été développées à des fins de décoloration des eaux usées et même certaines d'entre elles ont même été mises au point pour le traitement d'une eau usée spécifique.

D'une façon générale, on constate au tableau 9.3 que les méthodes de traitement des eaux usées ont principalement été développées ou appliquées pour l'épuration des eaux usées de type kraft en raison de la nature très colorée de ces eaux. Les auteurs n'ont généralement pas étudié la possibilité d'utiliser lesdites technologies pour le traitement d'autres types d'eaux usées papetières. En ce qui a trait à l'impact des technologies sur l'ensemble des caractéristiques des eaux usées, la majorité des études étaient très limitatives à cet égard. Le nombre de caractéristiques étudiées était ainsi très limité. Plusieurs études semblent s'être limitées à l'impact des technologies sur la réduction de la couleur des eaux usées soumises à l'étude ou à tout au plus deux à trois caractéristiques. Très peu d'auteurs se sont également intéressés à la quantité de boues produites, à la décantabilité desdites boues et à la modélisation de ces méthodes.

Certaines des méthodes relevées dans la littérature présentent des efficacités intéressantes mais également l'un ou certains des principaux désavantages suivants :

- **faibles performances de la méthode ;**
- **conditions d'opération laborieuses ;**
- **faible potentiel d'application industrielle de la méthode ;**
- **méthode ou produit très dispendieux ;**
- **méthode peu flexible ;**
- **faible spectre d'action de la méthode ;**
- **complexité d'opération et de mise en œuvre de la méthode ;**

- **nécessite la mise en place d'infrastructures additionnelles ou complexes, e.g., ozoneur ;**
- **temps de réaction important, e.g., quelques jours ;**
- **méthode nécessitant l'ajout d'activateur, e.g., ajout de glucose et de métaux dans le cas des champignons, etc.**

### **9.3 Performances des principales approches de traitement – brevets**

L'étape préliminaire, avant le début de la rédaction de la demande d'un brevet, a été la réalisation des recherches informatisées dans diverses banques nord-américaines et européennes de brevets. Ces recherches visaient à déterminer si le polymère à l'étude avait déjà été breveté à des fins de traitement des eaux usées industrielles. Ces recherches ont permis d'accumuler de nombreuses données. Les principales données recueillies lors ces recherches informatisées sont consignées sommairement au tableau 9.4.

Les pressions créées par la législation environnementale de même que le fardeau économique imposé par les technologies environnementales conventionnelles ont créé, au niveau mondial, un besoin accru de méthodes éprouvées et rentables dans le domaine du traitement des eaux usées industrielles. Les progrès technologiques considérables des dernières décennies et la coopération communauté scientifique - secteur privé ont généré des systèmes de traitement des eaux usées plus efficaces et plus économiques que les systèmes conventionnels.

Il existe tout de même, au niveau mondial, un besoin évident, particulièrement dans l'industrie des pâtes et papiers, de méthodes de traitement des eaux usées performantes et présentant un large spectre d'action, i.e., agissant efficacement sur diverses eaux usées papetières et sur un grand nombre de caractéristiques desdites eaux usées. Le traitement développé dans la présente étude doctorale répond en partie à ces aspirations. Il présente ainsi



**Tableau 9.4 Principales méthodes brevetées pour le traitement des eaux usées papetières et performances en comparaison à cette étude.**

MÉTHODES	PERFORMANCES OU RÉDUCTIONS (%)							EAUX USÉES	RÉFÉRENCE
	COULEUR	DBO	DCO	COHA	MES	pH	TEMPS		
CETTE ÉTUDE	> 99	67	87	68	> 99 (75)	2 - 4	< 5 M	Diverses	Présente étude
<b>BIOLOGIQUES</b>									
Enzymes + Bactéries	88					5 – 11	96 H	Papetières	Nghiem 1995
Champignons + Nutriments + O <sub>2</sub>	75 *					4 – 5	24 H	Papetières	Chang <u>et al.</u> 1987
Enzymes	X					2 – 7	≤ 48 H	E <sub>1</sub>	Farrell 1987
Bactéries + N, P + O <sub>2</sub>	26 – 54					6 – 9	1 - 56 J	Papetières	Blair & Davis 1981
<b>CHIMIQUES</b>									
Coagulation/Floculation – Précipitation									
Polymères polyamine et mélamine	X				> 99	Acide		Désencrage	Guerro <u>et al.</u> 1998
1 – PC ; 2 – PA ; 3 – Hectorite	68 *				X			Désencrage	Albrecht <u>et al.</u> 1995
Coagulants – Polyvinylamine	> 90					2 – 12		Papetières	Collins <u>et al.</u> 1995
Solutions de CPH	93							Papetières	Ramesh <u>et al.</u> 1994a
Solutions de CPH	96							Papetières	Ramesh <u>et al.</u> 1994b
PC (amine) + FeSO <sub>4</sub>	95					9 – 10		Papetières	Siefert <u>et al.</u> 1993
1 – Polyamine ; 2 – Acrylamine ; 3 – FAD.	X					~ 7 (TT)		Papetières	Ackel 1988a
1 – Ajustement pH (2 à 7) ; 2 – Polyéthylène imine ; 3 – Amine ; 4 – Séparation.	96 *					2 - 7		Blanchiment	Svarz 1979

Tableau 9.4 Principales méthodes brevetées pour le traitement des eaux usées papetières et performances en comparaison à cette étude. (Suite)

MÉTHODES	PERFORMANCES OU RÉDUCTIONS (%)							EAUX USÉES	RÉFÉRENCE
	COULEUR	DBO	DCO	COHA	MES	pH	TEMPS		
<b>CHIMIQUES</b>									
Coagulation/Floculation – Précipitation									
1 – Ajustement pH (2 à 5) ; 2 – PC ; 3 – PA ou PN organique.	93					2 – 5		Blanchiment	Svarz <u>et al.</u> 1978
1 – Ajustement pH (2 à 5) ; 2 – Amides ; 3 – Séparation.	94					2,0 – 3,5	Qq H à qq J	Papetières	Svarz 1977
1 – Mesure couleur réelle initiale ; 2 – Calcul quantité Ba <sup>+2</sup> nécessaire ; 3 – Ajustement PM SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup> dans effluent ; 4 – Ajout Ba <sup>+2</sup> (BaCl <sub>2</sub> , Ba(OH) <sub>2</sub> ) ; 5 – Précipitation (BaSO <sub>4</sub> ) ; 6 – Séparation et rejet eau usée traitée.	95					≥ 7		Kraft	Foster 1976
<b>PHYSIQUES</b>									
Résine (Absorption)	40			60 °		4 – 5	0,1 – 10 H	Blanchiment	Stevens 1990
Ultrafiltration	98	X			(88)	~ 11,5		Papetières	Fremont 1980
Résine échangeuse d'anions	93	X	X			6 – 8,5	3 H	Kraft non blanc.	Rock 1977
<b>COMBINÉES</b>									
1 – Ajout KmnO <sub>4</sub> ; 2 – Séparation ; 3 – Resolubilisation PPT (acidificat.).	80	15 *	80 *					Papetières	Braasch & Ellenden 1996

**Tableau 9.4 Principales méthodes brevetées pour le traitement des eaux usées papetières et performances en comparaison à cette étude. (Suite)**

MÉTHODES	PERFORMANCES OU RÉDUCTIONS (%)							EAUX USÉES	RÉFÉRENCE
	COULEUR	DBO	DCO	COHA	MES	pH	TEMPS		
<b>COMBINÉES</b>									
1 – Traitement aérobie/anaérobie ; 2 – Oxydation (NaOCl) ; 3 – Adsorption (CA).	99	99	87				Qq J	Fortement colorées	Meidl & Vollstedt 1994
1 – Agent réducteur ; 2 – Polymère cationique.	X					6 – 11		Effluent TP ou TS	Sarkar <i>et al.</i> 1994
1 – Ajustement pH (2 à 10) ; 2 – Ajout oxydant (Peracides).	80					2 - 10	5 – 15 M	Papetières	Saugier 1993
1 – Ajustement pH (5 à 10) ; 2 – Ajout H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> (TRH > 20 M) ; 3 – Ajout ozone.	88					5 – 10	> 20 M	Papetières	Weibel 1993
UV + H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	88						1 H	Papetières	Smith 1992
1 – Augmentation P (200 – 600 psi) ; 2 – Augmentation T° (200 – 250 °C) ; 3 – Diminution T° (35 – 60 °C) ; 4 – Diminution P (0 – 10 psi) ; 5 – Ajustement pH (10 à 12) ; 6 – Séparation (FAD).	96					10 – 12	> 20 M	Kraft blanchie Stade C	Newman <i>et al.</i> 1991

**Tableau 9.4 Principales méthodes brevetées pour le traitement des eaux usées papetières et performances en comparaison à cette étude. (Suite).**

MÉTHODES	PERFORMANCES OU RÉDUCTIONS (%)							EAUX USÉES	RÉFÉRENCE
	COULEUR	DBO	DCO	COHA	MES	pH	TEMPS		
<b>COMBINÉES</b>									
1 – Augmentation P (200 – 600 psi) ; 2 – Augmentation T° (200 – 250 °C) ; 3 – Diminution T° (35 – 60 °C) ; 4 – Diminution P (0 – 10 psi) ; 5 – Ajustement pH (2,6 à 3,8) ; 6 – Séparation (FAD).	86 96			X X		2,6 à 3,8	50 M	Kraft blanchie E1	Newman <u>et al.</u> 1989
1 – Flocculation (FC) ; 2 – Adsorption (CA) ; 3 – Régénération CA (Pyrolyse).	97					7 - 9	> 60 M	Papetières	Rose 1989
1 – Ajustement pH < 2,5 (H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> ) ; 2 – Coagulation (CAN) (polyacrylamine) ; 3 – Séparation (FAD) ; 4 – Liquéfaction floc (Aug. pH > 9).	X	X						Papetières alcalines	Ackel 1988b
1 – Précipitation par ajustement du pH (< 4, acide minéral fort) ; 2 – Ajout flocculant ; 3 – Filtration ; 4 – Adsorption (CA) ; 5 – Régénération CA (NaOH).	> 80 <sup>2</sup>					2 - 4		Papetières	Berry 1987

**Tableau 9.4 Principales méthodes brevetées pour le traitement des eaux usées papetières et performances en comparaison à cette étude. (Suite)**

MÉTHODES	PERFORMANCES OU RÉDUCTIONS (%)							EAUX USÉES	RÉFÉRENCE
	COULEUR	DBO	DCO	COHA	MES	pH	TEMPS		
<b>COMBINÉES</b>									
1 – Purification mécanique ; 2 – Ajustement pH (1 à 6,5) ; 3 – Électrolyse (Oxydation anodique) ; 4 – Floculation (polyélectrolyte cationique) ; 5 – Séparation ; 6 – Neutralisation ; 7 – Boues activées.								Blanchiment	Becker 1984
1 – Ajout boues papetières acidifiées ; 2 – Neutralisation (pH ~ 7) provoquant précipitation ; 3 – Séparation.	77					~ 3	> 60 M	E <sub>1</sub>	Eaton <u>et al.</u> 1983
1 – Variation conditions blanchiment (ClO <sub>2</sub> : Cl, pH) ; 2 – Résines activées ; 3 – Récupération chaleur et alcali.	X	X	X	CLOI		8 – 13		Blanchiment multi-stade	Jaszka <u>et al.</u> 1981
1 – Floculation (Ca(OH) <sub>2</sub> , Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> )...) ; 2 – Ultrafiltration.	88		78			> 8		Kraft blanchie	Ancelle & Lambert 1979

**Tableau 9.4 Principales méthodes brevetées pour le traitement des eaux usées papetières et performances en comparaison à cette étude. (Suite)**

MÉTHODES	PERFORMANCES OU RÉDUCTIONS (%)							EAUX USÉES	RÉFÉRENCE
	COULEUR	DBO	DCO	COHA	MES	pH	TEMPS		
<b>COMBINÉES</b>									
1 – Précipitation (CAQO) ; 2 – Adsorption (CA) ; 3 – Séparation ; 4 – Extraction & récupération.	100		X					Kraft	Fletcher & Humphrey 1979
1 – Oxygénation + CA ; 2 – Ajout agent clarification ; 3 – Séparation ; 4 – Régénération CA ; 5 – Régénération agent clarification.	78	31	44				> 96 H	Papetières Kraft	Wong <u>et al.</u> 1977
1 – Ajustement pH (pH < 2) provoquant précipitation ; 2 – Séparation ; 3 – Dissolution du précipité ; 4 – Résine phénolique échangeuse d'ions.	> 99					< 2		Kraft blanchie au chlore	Broddeval 1976
1 – Mélange E <sub>1</sub> + C ; 2 – Acidification ; 3 – Autres procédés, e.g., alun, chaux, absorption, etc.	94	40	50		(25)	2,8		Kraft blanchie au chlore E <sub>1</sub> + C	Nicolle <u>et al.</u> 1976

**Abréviation tableau 9.4**

<b>C</b>	<b>Étape de blanchiment de la chloration</b>
<b>CA</b>	<b>Charbon activé</b>
<b>CAQO</b>	<b>Composées d'ammonium quaternaires organiques</b>
<b>CAN</b>	<b>Coagulant anionique</b>
<b>CLOI</b>	<b>Chlores organiques et inorganiques</b>
<b>CPH</b>	<b>Copolymères polyélectrolytes hydrophobiques</b>
<b>E<sub>1</sub></b>	<b>Étape de blanchiment de l'extraction alcaline</b>
<b>FC</b>	<b>Floculant cationique</b>
<b>PA</b>	<b>Polymère anionique</b>
<b>PC</b>	<b>Polymère cationique</b>
<b>PM</b>	<b>Poids moléculaire</b>
<b>PN</b>	<b>Polymère non-ionique</b>
<b>Qq, qq</b>	<b>Quelques</b>
<b>TP</b>	<b>Traitement primaire</b>
<b>TS</b>	<b>Traitement secondaire</b>
<b>TT</b>	<b>Traitement tertiaire</b>
<b>°</b>	<b>Chlorophénol</b>
<b>²</b>	<b>Kraft C<sub>1</sub> + E<sub>1</sub> ; pH = 1,5 à 1,8</b>
<b>( )</b>	<b>Solides totaux</b>
<b>X</b>	<b>Effet mais efficacité non disponible</b>
<b>*</b>	<b>Extrapolation à partir des données de l'auteur</b>

une grande simplicité d'action et de mise en œuvre, une grande flexibilité et un large spectre d'action (eaux usées et paramètres environnementaux).

Bien que diverses technologies aient été proposées et expérimentées, aucune n'a encore fourni une solution efficace et pratique au problème lié à la décoloration des eaux usées papetières. De plus, certaines technologies sont très efficaces pour réduire la couleur des eaux usées mais présentent des

efficacités insuffisantes à réduire les autres caractéristiques polluantes des eaux usées, e.g., DCO, DBO<sub>5</sub>, MES.

Présentement, de nombreuses techniques permettent d'obtenir une décoloration supérieure à 90% des eaux usées papetières brutes ou biotraitées. Aucune n'est toutefois utilisée à grande échelle ou à l'échelle industrielle principalement en raison de contraintes économiques.

Les exigences des produits utilisés à des fins de décoloration des eaux usées sont très sévères. Le produit doit ainsi être capable de réagir avec les matières colorées de façon à les rendre insolubles et en raison des très grands volumes d'eaux usées colorées produites, le produit décolorant doit être peu dispendieux et efficace en très faibles concentrations si non son utilisation sera exclue en raison de coûts prohibitifs.

Plusieurs technologies sont présentement disponibles pour le traitement des eaux usées papetières. Certaines permettent d'obtenir des réductions intéressantes du contenu en matières polluantes des eaux usées. Leur application à l'échelle industrielle est toutefois problématique en raison de nombreux désavantages. Selon les brevets consultés, les principaux désavantages seraient :

- **des coûts élevés en capital et d'opération (osmose inverse) ;**
- **des conditions d'opération irréalistes industriellement ;**
- **la génération d'une grande quantité de boues chimiques ;**
- **une spécificité d'action, i.e., action limitée à un type d'eau usée, e.g., E<sub>1</sub>, ou à une seule caractéristique des eaux usées, e.g., couleur ;**
- **de grands temps de réaction, de contact ou TRH (méthodes biologiques jusqu'à 56 jours, H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) ;**
- **l'addition d'un grand nombre de produits chimiques ;**



- l'ajout de nombreux équipements additionnels aux installations existantes ;
- la complexité des problèmes de santé et de sécurité au travail ;
- la génération de sous-produits solubles ou dissous ;
- la quantité de produits utilisés ;
- une grande consommation d'énergie ou procédé énergivore ;
- la culture et l'isolement d'organismes spécifiques avant traitement (méthodes biologiques, e.g., enzymes) ;
- les procédés biologiques nécessitent des conditions spécifiques de température et de pH et l'ajout de produits chimiques, e.g., micronutriments, macronutriments, activateur, sources additionnelles de carbone, de produits chimiques spécifiques ( $H_2O_2$ ), oxygène (bactéries, champignons, enzymes) ;
- des procédés biologiques sont efficaces pour réduire la couleur mais ne sont pas applicables à l'échelle industrielle, e.g., champignons ;
- un problème commun de surdosage est associé à certaines méthodes conventionnelles de traitement chimique (polymère) ;
- une simple acidification des eaux usées permet d'obtenir une certaine réduction de la pollution mais à des coûts relativement élevés si l'on tient compte des efficacités obtenues et de la neutralisation des eaux usées qui s'ensuit ;
- la majorité des méthodes proposées ne permet pas de récupérer la matière lignee récupérée, e.g., chaux ;
- les eaux usées contiennent habituellement divers types de matières colorantes, la décoloration complète est ainsi difficile à obtenir (neutralisation- coagulation) ;

- une grande quantité de boues est produite lors du traitement (coagulation/floculation) ;
- une séparation difficile du précipité et du surnageant (chaux) ;
- une déshydratation et une manutention difficiles des boues chimiques produites (chaux) ;
- la quantité de produit utilisé génère des problèmes très significatifs de manutention, d'extraction et de gestion des boues chimiques produites et finalement de la qualité des eaux usées traitées (chaux) ;
- les performances de certaines méthodes de traitement chimique sont variables en raison de la variabilité des caractéristiques des eaux usées papetières (certains polymères) ;
- les procédés de neutralisation chimique nécessitent généralement de grandes quantités de produits chimiques et sont gênés par les problèmes de manutention et de gestion des boues chimiques produites ;
- la nécessité d'utiliser une grande quantité de produits chimiques et un grand temps de réaction (oxydation, e.g., Cl, O<sub>3</sub>, H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) ;
- l'utilisation à l'échelle industrielle de certaines méthodes chimiques sont très dispendieuses (O<sub>3</sub> et H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) ;
- les divers dispositifs de filtration sont utilisés pour enlever les MES mais ne sont pas efficaces pour enlever la couleur ;
- l'efficacité limitée à réduire un paramètre, e.g., couleur, et la quantité de produits nécessaires au traitement des eaux usées papetières est excessive (charbon activé) ;
- des technologies potentiellement utilisables pour le traitement des eaux usées mais principalement utilisées dans la production d'eau potable (osmose inverse) ;

- l'utilisation de l'électrodialyse pour le traitement des eaux usées papetières est problématique en raison de la présence de nombreux agents dépolarisant résultant en une séparation incomplète ;
- le procédé présentant une faible applicabilité ou faisabilité industrielle en raison de sa nature fragile et des coûts associées à la mise en place d'un système capable de traiter de grands volumes d'eaux usées papetières (ultrafiltration) ;
- la décoloration est difficile lorsque les eaux usées contiennent une grande quantité de matières colorées (adsorption, e.g., résine échangeuse d'ions) ;
- les résines échangeuses d'ions extraient les chlorures libres aussi bien que les composés colorés. Lors de la régénération des résines, les ions chlorures sont ainsi libérés et ont tendances à s'accumuler dans le système pour engendrer des niveaux élevés en chlorures ;
- les techniques d'échanges d'ions sont également très dispendieuses ;
- les résines sont sujettes à l'encrassement et aux bris en raison de leur faible stabilité physique ;
- des méthodes nécessitent la régénération du réactif, e.g., résines, agents actifs ;
- l'irradiation UV des eaux usées n'est pas pratique lorsque les eaux usées contiennent de grandes quantités de matières organiques. La surface de la lampe deviendrait rapidement encrassée avec un dépôt organique, si elle est immergée dans les eaux usées, tandis que les rayons UV ne parviennent pas à pénétrer dans les eaux usées si la lampe n'est pas immergée dans lesdites eaux usées ;

- **la complexité des installations (de 2 à 7 méthodes) et des temps de réaction ou de TRH importants (3 à 14 jours), e.g., méthodes combinées ;**
- **des méthodes sont multi-séquentielles, complexes ou dispendieuses, e.g., Braash & Ellender 1996, Newman et al. 1989, 1991, Ackel 1988a,b, Wong et al. 1977, Foster 1976 ;**
- **la préparation complexe des solutions de polymères nécessite l'utilisation de réacteurs opérant sous pression et à températures élevées. Le brevet porte plus sur la façon de préparer la solution de polymères que sur le traitement des eaux usées, e.g., Ramesh et al. 1994a,b, Svarz et al. 1978.**

Divers procédés ont ainsi été proposés pour la décoloration des eaux usées papetières. Les méthodes conventionnelles de décoloration des eaux usées sont toutefois associées à diverses difficultés. Les procédés de traitement conventionnels non-biologiques, tel que l'ultrafiltration, l'osmose inverse, la précipitation et l'adsorption sur charbon activé sont efficaces pour décolorer de telles eaux usées, mais sont très dispendieux pour une utilisation à l'échelle industrielle, i.e., grande quantité d'eaux usées générées par une usine de pâtes et papiers. Les coûts associés à de telles pratiques, e.g., grande quantité de produits chimiques, coûts élevés de maintenance, installations dispendieuses, rendent ces solutions impraticables industriellement.

Il appert que plusieurs méthodes de traitement sont présentement disponibles pour le traitement des eaux usées. Ces méthodes présentent toutefois de sérieux désavantages tel que des coûts élevés, une épuration incomplète, la formation de sous-produits et une faible efficacité globale. Les méthodes conventionnelles de traitement ne sont pas seulement dispendieuses mais sont également incapables d'enlever plusieurs des composés qui sont responsables de la toxicité et de la coloration des eaux usées. En raison des déficiences des méthodes de traitement disponibles, des méthodes peu

dispendieuses et efficaces sont en demande pour le traitement des eaux usées papetières.

La réalisation de la présente étude s'inscrivait ainsi dans le contexte d'une préoccupation à résoudre, en partie, la problématique liée à la disponibilité d'une méthode efficace et peu dispendieuse pour le traitement des eaux usées papetières. L'utilisation à l'échelle industrielle et le développement de la nouvelle approche de traitement des eaux usées permettront vraisemblablement de résoudre, en partie, cette problématique.

#### **9.4 Performances expérimentales**

La présente étude a permis de comparer, pour une eau usée donnée, les performances du traitement à l'étude à celles de divers polymères conventionnels. Les résultats obtenus ont bien démontré la supériorité du traitement. Dans les études comparatives, certains polymères conventionnels avaient même tendances à accroître la charge organique ou polluante des eaux usées. Aucun des polymères commerciaux ou conventionnels n'a permis de corriger la problématique environnementale des eaux usées à l'étude, alors que le traitement en développement le permettait, ce qui démontre la nette supériorité du traitement en développement.

#### **9.5 Boues produites**

Très peu d'auteurs auraient mesuré la quantité ou le volume de boues produites lors du traitement des eaux usées papetières au moyen de procédés physico-chimiques et leur décantabilité. Une revue de la récente littérature a ainsi relevé un nombre limité d'études traitant de ce sujet.

Roberts & Schoolfield (1985) ont étudié le volume de boues produites et leur décantabilité. Ils constatent que les volumes de boues produites sont

importants et que les boues décantent très lentement. Après 30 minutes de décantation dans un cylindre gradué de 1 litre, les boues occupent un volume variant entre 680 et 140 mL, alors que ledit volume varie entre 80 et 160 mL après 10 heures de décantation. Selon Springer et al. (1995), le poids des boues produites lors du traitement des eaux usées de pâtes kraft blanchies au moyen de l'électrochimie est de 2,32 g/L sur une base sèche.

L'étude de Mittal & Mehrotra (1981) portant sur la décoloration des eaux usées d'une usine de pâtes kraft blanchies au moyen de l'alun et de la glaise a également porté une attention particulière à la décantabilité des boues chimiques produites. Après 30 minutes de décantation dans un cylindre gradué de 1 litre, le volume des boues décantées variait entre 120 et 200 mL et l'indice du volume des boues (IVB) variait, quant à lui, entre 113 et 474 mL/g.

Les résultats de ces deux dernières études supportent les hypothèses émises antérieurement, en ce qui a trait au fait que la nouvelle approche de traitement produit :

- **une faible quantité (1,1 à 1,8 g/L) et un faible volume (50 à 250 ml) de boues ;**
- **une boue chimique décantant rapidement ; et**
- **une boue chimique présentant un faible IVB (31 à 99 mL/g).**

## **9.6 Contribution spécifique, COT et pH**

Dans la présente thèse, l'étude de la performance ou contribution spécifique de chacune des étapes du procédé a été réalisée lors du traitement d'eaux usées en provenance d'une usine produisant une PCTMB. Les résultats obtenus supportaient l'hypothèse suivante :

- **pour une performance donnée, les étapes de la filtration et de l'ajustement du pH des eaux usées soumises à l'étude ont une contribution spécifique mineure à ladite performance.**

D'une façon générale, on constatait que l'efficacité globale du traitement résultait de l'action synergique des diverses étapes du procédé, mais que l'étape de la filtration (F) et celle de l'ajustement de pH (A) avaient tout de même une contribution spécifique mineure en termes d'efficacité globale.

Mittal & Mehrotra (1981) ont également noté que la filtration des eaux usées n'a généré aucune réduction significative de la couleur de ces eaux usées. Il est évident que ces constatations sont vraies pour les eaux usées soumises à l'étude, i.e., PCTMB, Kraft blanchie. Une eau usée industrielle contenant une très grande quantité de MES ou de matières colloïdales pourrait générer des résultats ou hypothèses différents.

Dans la présente étude, il a été constaté que la réduction du contenu des eaux usées en COT n'était pas proportionnelle ou consistante avec les valeurs ou réductions obtenues pour les autres caractéristiques des eaux usées. Ce qui serait principalement attribuable à la nature même du polymère utilisé lors du traitement. Wasylenchuk et Smith (1996) ont réalisé la même constatation lors du traitement combiné ozone / champignons des eaux usées biotraitées, i.e., bassins de stabilisation aérés, d'une usine de pâte kraft. Ils n'ont toutefois émis aucune hypothèse pour expliquer ou justifier cette réduction non cohérente du contenu en COT des eaux usées.

Comme dans le cas du traitement à l'étude, plusieurs méthodes relevées dans la littérature réalisent le traitement des eaux usées sous de faibles valeurs de pH, alors que peu de méthodes utilisent des conditions de forte alcalinité (Hodgson & Hitzrouth 1997, Rosehart 1985, Nasr & MacDonald 1982, 1978, Kislá & McKelvey 1978, Prahacs et al. 1974).

## 9.7 Modélisation

La présente étude a bien démontré qu'il est possible de modéliser l'action d'une méthode de traitement sur une eau usée donnée. Les variables indépendantes retenues pour réaliser l'étude de la modélisation ont un effet significatif sur l'efficacité du traitement en développement. Outre la vitesse d'agitation, les variables indépendantes retenues sont généralement les principales variables gouvernant l'action de divers procédés physico-chimiques.

Selon la littérature disponible, une seule étude aurait porté une attention particulière à la modélisation d'une méthode de traitement des eaux usées. Roberts & Schoolfield (1985) ont ainsi réalisé une étude avant-gardiste sur la réduction de la couleur des eaux usées kraft, i.e., eaux usées de l'extraction alcaline ( $E_1$ ). Leur approche était, en partie, similaire à celle utilisée dans la présente étude. Ils ont ainsi utilisé un design expérimental CCD à trois facteurs et cinq niveaux pour modéliser l'efficacité de combinaisons de polymères à réduire la couleur des eaux usées. Les résultats obtenus leur ont permis de construire des équations de prédiction et des réponses de surface. Les trois facteurs ou variables indépendantes utilisés dans leur étude était le pH, la quantité d'alun utilisée et la concentration en chlorure d'alkyldiméthylbenzyl-ammonium qui est un composé amine quaternaire. Compte tenu que les variables indépendantes de la présente étude et celles utilisées par Roberts & Schoolfield sont différentes, il est impossible de comparer les résultats obtenus dans les deux études.

Leurs résultats supportent tout de même les hypothèses émises dans la présente étude à savoir qu'il est possible de modéliser l'action des méthodes de traitement des eaux usées. Les effets des variables indépendantes sélectionnées sur les variables dépendantes sélectionnées sont dans les deux études statistiquement significatives. Il en est de même pour les équations de



prédiction. Roberts & Schoolfield se sont toutefois limités à une seule variable dépendante, i.e., la couleur réelle.

Bien que le phénomène de la variabilité temporelle de l'importance relative des variables indépendantes et du masquage de l'effet des variables compagnes par l'effet de la variable dominante soient un fait bien reconnu, très peu d'auteurs en font mention dans la littérature.

### **9.8 Mécanisme d'action du polymère**

Les principaux mécanismes d'action proposés initialement pour le polymère à l'étude ou le traitement des eaux usées sont :

- **Formation de liens par ponts hydrogène ;**
- **Formation de liaisons de type hydrophobe ;**
- **Implication d'interactions de Van der Waals; et**
- **Neutralisation des charges.**

Le polymère utilisé en tant qu'agent de précipitation présenterait une bonne réactivité ou un bon potentiel d'action face aux matières polluantes contenues dans les eaux usées papetières. Il serait ainsi capable de se lier à beaucoup d'autres molécules, e.g., ions, graisses, sucres, acides nucléiques ou autres molécules complexes de divers poids moléculaires. La molécule polymérique contient des zones hydrophiles non-ionisables, des zones hydrophobes, des zones hydrophiles ionisables acides, des zones hydrophiles ionisables basiques, des ponts sulfures et bisulfures, des zones chargées négativement et des zones chargées positivement, ce qui favorise la formation de divers types de liaisons. De plus, la surface de la molécule polymérique est décrite comme étant une enveloppe de van der Waals ou surface accessible aux molécules d'eau.

Une partie de la structure du polymère correspond aux interactions entre les divers groupements fonctionnels. La plupart des interactions sont dues à des liaisons non covalentes, telles que les liaisons ioniques, hydrogènes ou hydrophobes; seules les liaisons entre deux soufres sont de nature covalente. La structure du polymère est complexe et permettrait également l'interaction de divers phénomènes d'adsorption ou de capture.

Selon la littérature disponible, les principaux mécanismes d'action du polymère à l'étude sont :

- **Adsorption d'anions ou de cations ;**
- **Adsorption de molécules ;**
- **Amphotérie ;**
- **Coagulation et floculation ;**
- **Formation de gel ;**
- **Formation de liaisons covalentes ;**
- **Formation de liaisons au moyen des forces de Van der Waals;**
- **Formation de ponts hydrogène ;**
- **Formation de zones lyophiles ;**
- **Formation de zones lyophobes ; et**
- **Neutralisation des charges.**

La majorité de ces mécanismes ont été décrits d'une façon plus ou moins sommaire dans la présente étude.

Compte tenu de la structure et de la réactivité potentielle du polymère à l'étude et de la complexité des eaux usées étudiées, il est vraisemblable que plus d'un mécanisme soit impliqué dans l'action du polymère ou du traitement. Des études additionnelles seront nécessaires pour identifier d'une façon précise les mécanismes d'action impliqués. Ces études devront toutefois être réalisées sur ce milieu aqueux complexe que constituent les eaux usées papetières, i.e.,

un mélange d'un très grand nombre de produits chimiques. L'utilisation d'une solution ou d'une molécule cible ne viendrait que confirmer ce que plusieurs auteurs rapportent déjà en littérature. Il est également probable que diverses actions ou interactions synergiques et antagoniques pourraient s'établir entre le polymère et les matières polluantes contenues dans les eaux usées papetières.

Les résultats obtenus suggèrent que de tels phénomènes se soient produits au cours de la présente étude. L'arrêt momentané de la sulfonation des copeaux chez une usine de type PCTM a ainsi révélé que le traitement avait perdu son efficacité à traiter ou à précipiter les matières polluantes. La littérature rapporte que la présence de soufre ou de composés soufrés est importante pour le polymère à l'étude. Il est ainsi utilisé lors de la formation de liaisons ou ponts sulfures et bisulfures.

Une autre possibilité est que les eaux usées PCTM présentait à ce moment une très grande concentration en sels dissous. Les modifications apportées au procédé de mise en pâte auraient pu accroître le contenu de ces eaux usées en sels dissous. La présence de fortes concentrations en sels dans les eaux usées PCTM pourrait ainsi expliquer l'absence de réaction lors de leur traitement.

Des essais de traitabilité réalisés sur les eaux usées d'une usine de type PM sursaturées en sels, i.e., NaCl et CaCl<sub>2</sub>, ont ainsi révélé que cette sursaturation inhibe le mécanisme d'action de polymère. L'impact de cette sursaturation serait d'accroître la charge ionique de la solution d'eaux usées. La charge ionique de cette solution est si importante qu'elle sature les sites actifs sur la protéine. Il en résulte une inhibition du mécanisme d'action du polymère. La dilution (1/10) de ces eaux usées sursaturées en sels a alors comme conséquence de réduire la charge ionique de ces eaux usées. Sous ces conditions, le traitement permet alors de générer un précipité et des réductions de la CA et de la DCO. Ce qui démontre l'importance, dans le

mécanisme d'action du polymère à l'étude, des phénomènes de charges ioniques et de neutralisation des charges. Il en va ainsi de même pour les divers mécanismes de formation de liens ou de liaisons.

La sursaturation des eaux usées PM a été obtenue en ajoutant à ces eaux usées environ 325 g / L d'un mélange de NaCl et de CaCl<sub>2</sub> dans un rapport de 90 : 10, i.e., 320 g de NaCl et 3,55 g de CaCl<sub>2</sub>. Le traitement des eaux usées PM générerait des réductions de 86 % de la CA et de 50 % de la DCO, alors que celui des eaux usées PM sursaturées en sels réduisait de 12 % la DCO et augmentait de 53 % la CA. L'ajout de sels aux eaux usées PM a toutefois entraîné une légère diminution de la CA et une augmentation de 270 % de la DCO de ces eaux. Cette réduction de la CA résulterait d'un phénomène de « salting out » et l'augmentation de la DCO proviendrait de la charge additionnelle provenant des sels. Lors du traitement des eaux usées sursaturées en sels aucun précipité apparent n'a été généré lors du traitement. Le traitement des eaux usées PM sursaturées en sels ayant subi une dilution (1/10) générerait, quant à lui, une précipitation et des réductions de la CA et de la DCO totale des eaux usées diluées.

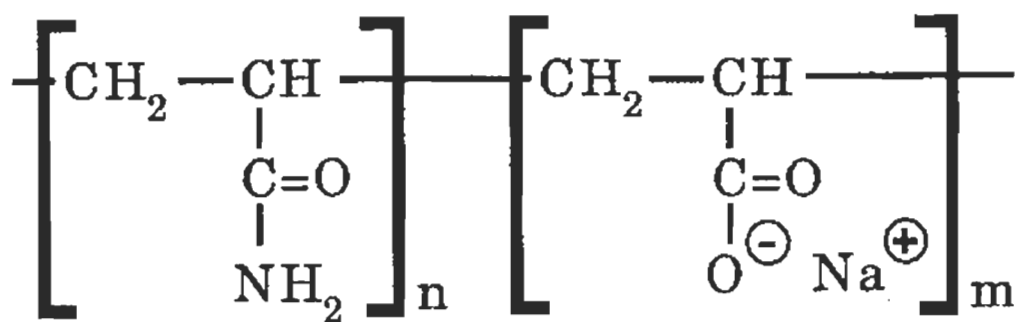
D'autre part, la présence de polyacrylamide dans les eaux usées d'une usine de type PTM a également interféré avec le mécanisme d'action du polymère. Une revue de la littérature n'a toutefois pas permis d'identifier les interactions antagonistes entre le polymère à l'étude et le polyacrylamide. Une explication probable à cette interférence est que le polyacrylamide ait pu générer un déplacement du point isoélectrique du polymère à l'étude. Ce polymère étant amphotère, le phénomène proposé est tout à fait probable. De plus, lors du traitement de ces eaux usées, il y avait successivement apparition puis disparition du précipité au fur et à mesure que le pH des eaux usées soumises au traitement était abaissé. La première apparition de précipité est survenue au voisinage du point isoélectrique puis le précipité disparaissait puis réapparaissait successivement au grés de la variation de la valeur du pH. Cette

explication n'a toutefois pas été vérifiée expérimentalement puisque la nature même du polyacrylamide, i.e., anionique, cationique ou non ionique, ajouté à l'usine, ne nous a pas été divulguée.

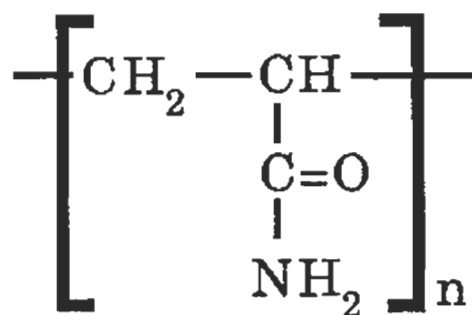
Les polyacrylamides sont des polymères organiques de synthèse. « Ce sont des macromolécules à longue chaîne obtenues par association de monomères synthétiques, dont certains possèdent des charges électriques ou des groupements ionisables. Ce sont des produits à très haute masse moléculaire ( $10^6$  à  $10^7$ ) qui ont permis d'atteindre des performances remarquables généralement supérieures à celles des polymères naturels » (Degrémont 1989, p.143).

Les polyacrylamides anioniques sont généralement des copolymères de l'acrylamide et de l'acide acrylique, alors que les polyacrylamides neutres ou non ioniques sont essentiellement des polyacrylamides (Figure 9.1). Les polyacrylamides cationiques, quant à eux, sont des copolymères d'acrylamide et d'un monomère cationique (Figure 9.1).

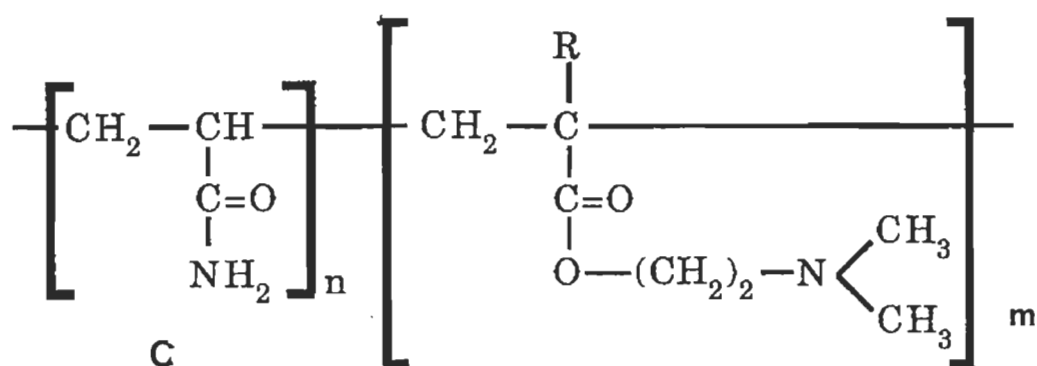
Les agents polymériques peuvent être anioniques, cationiques ou non ioniques. Leurs masses molaires peuvent atteindre jusqu'à 50 000 000 g / mol. Les polymères anioniques s'ionisent dans une solution aqueuse pour former tout le long de la chaîne polymérique des sites de charge négative. Les polymères cationiques s'ionisent dans une solution aqueuse pour former des sites de charge positive tout au long de la chaîne polymérique, alors que les polymères non ioniques s'ionisent dans une solution aqueuse pour former des sites de charge faiblement négative tout au long de la chaîne polymérique (Betz 1993). Les polymères anioniques seraient généralement utilisés pour le traitement des eaux usées industrielles (Degrémont 1989).



A



B



C

Figure 9.1 Structure de polyacrylamides anionique (A), non ionique (B) et cationique (C). (D'après Degrémont 1989)

Les polyacrylamides anioniques présentement utilisés sont généralement des copolymères composés d'acrylamide et d'acide carboxylique. Leur action provient de la polymérisation du radical libre, résultant en des polymères linéaires de hauts poids moléculaires. Le groupement acide carboxylique sur les monomères acryliques acides est responsable de la charge anionique. La figure 9.2 illustre la structure d'un polyacrylamide anionique ou copolymère anionique acrylamide / acide acrylique. Les polyacrylamides anioniques sont généralement vendus sous la forme de sels neutres de sodium ou de potassium. Sous conditions alcalines, les ions hydrogènes se dissocient de la molécule polymérique et le polymère devient alors anionique. Les groupements anioniques carboxyliques du polyacrylamide anionique peuvent alors interagir avec les ions  $\text{OH}^-$  en solution, entraînant une extension maximale du polymère. Sous des pH de 4,2 à 5,5, les polyacrylamides anioniques ne seraient toutefois que légèrement anionique (Aloi & Trsksak 1998).

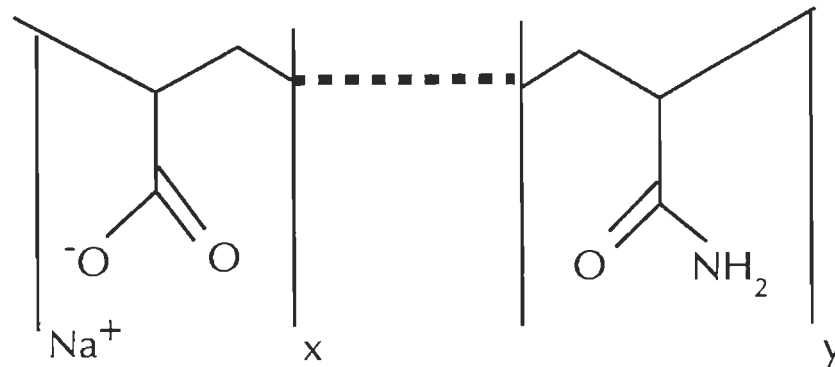
Compte tenu du comportement des polyacrylamides anioniques, il est alors fort probable que le polyacrylamide ait pu avoir une action sur le polymère à l'étude et ainsi interférer dans son action sur les eaux usées. Le phénomène observé lors du traitement des eaux usées de l'usine de type PTM pourrait ainsi résulter d'une telle interaction et générer un déplacement du point isoélectrique du polymère à l'étude.

D'une façon générale, l'ensemble de ces considérations supporte les hypothèses émises antérieurement en ce qui a trait au mécanisme d'action du polymère.

## 9.9 Précipitation du polymère

Bien qu'il existe divers mécanismes potentiels de précipitation du polymère à l'étude, la **précipitation isoélectrique** résultant du changement de la valeur du pH ou la **dénaturation par ajustement du pH** serait le principal

mécanisme de précipitation impliqué dans la méthode de traitement des eaux usées en développement.



**Figure 9.2 Structure d'un polyacrylamide anionique ou copolymère acrylamide / acide acrylique. (D'après Aloï & Trsksak 1998)**

La précipitation du polymère à l'étude présenterait une certaine spécificité. Ce polymère serait ainsi différent de la plupart des autres molécules. Dans le phénomène de la précipitation, sa structure physique serait aussi importante que sa structure chimique.

Il existe différentes techniques par lesquelles on peut précipiter de façon réversible le polymère utilisé dans le méthode de traitement des eaux usées en développement. Les principales techniques de précipitation sont les suivantes :

- **Précipitation induite par des sels ;**
- **Précipitation induite par ajout d'un solvant organique ;**
- **Précipitation isoélectrique ;**
- **Précipitation par ajout de polymères ;**
- **Précipitation par ajout d'ions métalliques ; et**
- **Précipitation par dénaturation sélective :**



- **Dénaturation thermique ;**
- **Dénaturation par ajustement du pH ; et**
- **Dénaturation par ajout de solvant organique.**

Compte tenu de la complexité du milieu dans lequel se produit la précipitation du polymère, il est fort probable que plus d'un mécanisme de précipitation soit impliqué dans le présent mécanisme de précipitation.

Les procédés de précipitation utilisés à l'échelle industrielle sont les mêmes que ceux expérimentés en laboratoire. La solubilité chimique, la cinétique chimique et les conditions spécifiques lors d'une précipitation à grande échelle sont similaires à celles d'une précipitation à petite échelle.

D'une façon générale, les hypothèses émises antérieurement pour justifier l'absence de réaction supportent en partie les hypothèses émises en ce qui a trait au mécanisme précipitation du polymère.

### **9.10 Aspect économique**

La comparaison des coûts de traitement présentée au chapitre VIII a tendance à défavoriser le traitement en développement aux dépens des polymères commerciaux présentement utilisés à des fins de traitement des eaux usées papetières. L'évaluation préliminaire des coûts de traitement au moyen du polymère à l'étude a ainsi tendance à surestimer ces coûts. Ils ont alors été désignés comme étant les coûts maximaux de traitement.

La réalisation d'essais pilotes en mode continu et dynamique, la modélisation et l'optimisation du traitement en développement pour l'épuration des eaux usées d'usines au sulfite et d'ateliers de mise en feuille auraient vraisemblablement permis d'accroître les performances du traitement, de réduire la quantité de polymère utilisée et ainsi de diminuer les coûts du

traitement. Pour une performance donnée, l'utilisation d'une forme moins purifiée de polymère aurait également diminué d'une façon importante les coûts du traitement, e.g., forme purifiée vs rejets industriels.

Malgré ces faits, le coût maximal du traitement des eaux usées à l'étude au moyen du traitement en développement est inférieur à ceux de divers polymères conventionnels. Les performances du traitement étaient également de beaucoup supérieures à celles obtenues au moyen de ces divers polymères.

L'utilisation du traitement en développement à des fins de traitement primaire engendre des coûts de traitement supérieurs aux coûts industriels actuels de traitement. Les raisons ci-haut invoquées pourraient en partie justifier cet écart. De plus, le traitement à l'étude n'a jamais été développé à des fins de traitement primaire. Les efficacités obtenues au moyen du traitement à l'étude étaient supérieures à celles présentement obtenues industriellement.

D'une façon générale, le coût maximal de traitement, i.e., coût d'achat du polymère est inférieur, sinon comparable, à celui encouru avec les méthodes conventionnelles de traitement. Le traitement en développement présente de nombreux avantages économiques par rapport aux méthodes conventionnelles. La présentation des deux cas extrêmes démontre l'importance de la réalisation d'essais pilotes en milieu industriel, de l'utilisation du polymère sous une forme moins purifiée et de la modélisation et de l'optimisation du traitement.

## CHAPITRE X

### CONCLUSION

Le présente étude démontre bien l'**applicabilité potentielle** du traitement pour l'épuration des eaux usées papetières. Le procédé a de nombreux **impacts positifs** sur la qualité des eaux usées soumises au traitement et a permis une amélioration intéressante de leur qualité. L'étude de la **modélisation** a bien démontré qu'il est possible de modéliser l'action du polymère lorsque soumis à une eau usée donnée. La modélisation a également permis de déterminer les conditions expérimentales ou d'opération permettant d'optimiser l'action du procédé, i.e., **optimisation** ou atteinte des performances maximales de traitement. La présente étude a également permis d'avoir une meilleure compréhension du mécanisme d'action du traitement, i.e., **cinétique réactionnelle**. D'une façon générale, les principaux objectifs scientifiques de la présente étude ont tous été atteints.

L'étude de la traitabilité des eaux usées papetières, au moyen du polymère à l'étude, a révélé que le procédé peut traiter efficacement une trentaine de types d'eaux usées papetières. Les eaux usées issues d'usines de **désencrage**, de **mise en feuilles**, de **papiers toitures**, de **papiers fins**, **kraft**, **PCTM**, **PCTMB**, **PTM**, **semi-chimique**, au **sulfite**, d'**extraction de saveur agroalimentaire** ont ainsi été traitées avec succès au moyen dudit procédé. Ces eaux usées provenaient de diverses étapes de fabrication, e.g., **lavage des copeaux**, **raffinage**, **blanchiment**, **lavage de la pâte**, **eaux blanches**, **eaux usées globales**, **eaux usées issues de systèmes de traitement secondaire aérobie et anaérobie**. L'utilisation potentielle du traitement en tant que

prétraitement, post-traitement et traitement tertiaire a également été démontrée dans les laboratoires du CRPP.

Nonobstant le type d'eau usée soumise à l'étude, les meilleures performances obtenues avec ce traitement ont été des réductions supérieures à **99 % de la couleur (CA, CR), des MES et MVES, de 99 % des AR, de 98 % des ARG, de 88 % de la DCO totale, de 85 % des AG, de 83 % des ST, de 82 % de la DCO soluble, de 68 % des COHA, de 67 % de la DBO<sub>5</sub> totale, de 60 % des STV, de 50 % du contenu en COT, de 45 % de la DBO<sub>5</sub> soluble, de 45 % des SD** et des réductions relatives  $((\text{Toxicité initiale} - \text{Toxicité finale}) / \text{Toxicité initiale}) \times 100$  supérieures à **100 % de la toxicité Microtox**.

La réduction de **98 % de la teneur en azote** d'une eau usée donnée suggère que la nouvelle approche de traitement puisse être potentiellement utilisée pour la **dénitrification** des eaux usées.

La production de boues chimiques lors du traitement d'une eau usée donnée est faible et fonction de la charge en polymère et du pH. Pour une efficacité donnée de traitement, la **production de boues chimiques**, i.e., traitement Ph.D., **est inférieure à la production de boues biologiques**, i.e., boues activées. Les boues produites présentent une bonne décantabilité et un **faible indice de volume des boues**, i.e., **31 à 99 mL/g**. La **vitesse de décantation** des boues est **rapide** et la majorité desdites boues sont décantées en une période égale ou inférieure à **30 minutes**.

L'étude de la performance ou de la contribution spécifique de chacune des étapes du procédé révèle que pour une performance donnée, les étapes de la **filtration** et **l'ajustement du pH** des eaux usées ont une **contribution spécifique mineure à ladite performance**. L'efficacité globale du procédé résulte de **l'action synergique** des diverses étapes du procédé, **l'action du polymère étant prédominante**.

Les **relations** entre les **variables dépendantes**, e.g., réduction de la DCO, et les **variables indépendantes**, e.g., charge en polymère, sont variables et **pas toujours évidentes**.

Les résultats obtenus ont démontré la **supériorité du traitement à l'étude face aux agents chimiques conventionnels**, i.e., alun, chaux, oxyde de polyéthylène, polyacrylamide, résidus miniers.

La **modélisation** du traitement a permis de déterminer que les **variables indépendantes** retenues ont un **effet significatif** sur l'efficacité du procédé ou les **variables dépendantes** sélectionnées. La concentration en polymère est généralement la variable indépendante prédominante. Les modèles ou équations de prédiction présentent des **niveaux de signification** ou de confiance supérieurs ou égaux à **95 %**. Il est ainsi **possible de modéliser** l'efficacité du traitement à **réduire** la **couleur**, la **DCO**, la **DBO<sub>5</sub>** et le contenu des eaux usées en **ARG**, **COT**, et en **matières solides**. Il a également été possible de modéliser la **quantité de boues chimiques produites** lors du traitement des eaux usées à l'étude. Les tentatives à modéliser l'efficacité du traitement à réduire la toxicité Microtox n'ont pas connu le succès escompté.

Les eaux usées d'une fabrique de pâtes et papiers donnée présentent une importante **variabilité temporelle** de leurs caractéristiques. La **variabilité temporelle** des caractéristiques des eaux usées papetières a un **impact sur la modélisation** du procédé. Les **équations de prédiction** tendent généralement à devenir **de plus en plus complexes** au fur et à mesure que la **charge polluante diminue**. Le tout est généralement accompagné d'une diminution du **niveau de signification statistique** desdites équations.

Pour ce qui est de la reproductivité des résultats, la présente étude supporte l'hypothèse de la **reproductibilité** des résultats obtenus au moyen du traitement. Les **performances** obtenues et les équations de prédiction

construites sont facilement **reproductibles**. La reproductivité des résultats est **conditionnelle à l'utilisation d'un même type d'eaux usées** et des **conditions expérimentales comparables**, i.e., design expérimental similaire.

D'une façon générale, les conditions expérimentales permettant d'**optimiser le traitement des eaux usées PCTM** à l'étude, au moyen de la nouvelle technologie environnementale, sont une température de **13,8 °C**, un **pH de 2,5**, un temps de réaction de **4 minutes**, une concentration en polymère de **0,7625 g/L** et une vitesse d'agitation de **925 RPM**. Cette combinaison de conditions expérimentales permettrait généralement d'optimiser la réduction de la majorité des variables dépendantes à l'étude.

Contrairement à de nombreux polymères présentement commercialisés, le **polymère à l'étude ne présente pas de spécificité d'action en fonction des conditions expérimentales**. Les conditions optimales de traitement permettent à la fois d'obtenir un **ensemble de performances optimales**. L'absence de spécificité d'action du traitement en fonction des conditions expérimentales est très **avantageuse** pour la technologie à l'étude.

La littérature et les résultats de l'étude de la cinétique réactionnelle suggèrent que les principaux mécanismes d'action du traitement soient : la formation de liens par **ponts hydrogène**, la formation de **liaisons de type hydrophobe**, l'implication d'**interactions de Van der Waals**, et la **neutralisation de charges ioniques**. Les essais portant sur les eaux usées papetières sursaturées en sels ont démontré l'importance des phénomènes de charges ioniques, de neutralisation des charges et de la formation de liens ou liaisons dans le mécanisme d'action du polymère à l'étude. Selon la nature du polymère, une revue de la littérature suggère que les principaux mécanismes potentiels en cause soient : **l'adsorption d'anions ou de cations ; l'adsorption de molécules ; l'amphotérie ; la coagulation et la floculation ; la formation de gel ; la formation de liaisons covalentes ; la formation de**

**liaisons au moyen des forces de Van der Waals ; la formation de ponts hydrogène ; la formation de zones lyophiles ; la formation de zones lyophobes ; et la neutralisation des charges.**

La **précipitation isoélectrique** résultant du changement de la valeur du pH ou la **dénaturation par ajustement du pH** serait le principal mécanisme impliqué dans la précipitation du polymère à l'étude. La littérature révèle qu'il existe différentes techniques par lesquelles on peut précipiter de façon réversible ce polymère. Les principales techniques de précipitation du polymère sont : **la précipitation induite par des sels, la précipitation induite par l'ajout d'un solvant organique, la précipitation par l'ajout de polymères, la précipitation par l'ajout d'ions métalliques et les précipitations par dénaturation sélective (enzymatique, thermique, solvants organiques).**

Compte tenu de la structure et de la réactivité potentielle du polymère et de la complexité des eaux usées, il est vraisemblable que plus d'un mécanisme soit impliqué dans l'action et la précipitation du polymère.

Pour ce qui est de l'**aspect économique** du procédé, les résultats obtenus suggèrent que le **coût du traitement** au moyen du **polymère à l'étude** est soit **inférieur**, si non comparable, à celui encouru avec les **méthodes conventionnelles** de traitement. Le traitement à l'étude présente également de **nombreux autres avantages économiques** par rapport aux méthodes conventionnelles de traitement.

L'**efficacité du traitement** est généralement **supérieure** à celle des **divers procédés** développés ou brevetés pour le traitement des eaux usées papetières. Son **spectre d'action** est également **supérieur** à celui des divers autres procédés. Certains des **procédés développés ou brevetés** permettent d'obtenir des efficacités intéressantes mais leur **application industrielle** est toutefois **problématique** en raison de nombreux désavantages.

Le traitement des eaux usées présente de **nombreux avantages** dont, une **grande efficacité**, une **grande flexibilité**, une **grande simplicité d'action et de mise en œuvre** et un **large spectre d'action**.

La poursuite de l'étude, après l'obtention d'un **brevet**, tout au moins d'une entente de confidentialité, devra s'orienter vers la réalisation d'**essais pilotes en mode continu et dynamique, in-situ**, dans au moins une fabrique de pâtes et papiers. Ceci permettra de confirmer les résultats obtenus en laboratoire et d'étudier l'aspect économique du traitement.



**BIBLIOGRAPHIE**

- ACKEL, C.S. System and method for treating pulp and paper mill waste water. U.S. Pat. No. 4,738,750. 7 pp. (1988a).
- ACKEL, C.S. Pulp decolor process. U.S. Pat. No. 4,724,045. 3 pp. (1988b).
- ACKEL, C. Controlling wastewater color via coagulation and flotation separation. TAPPI 71(2): 37-39. (1988c).
- ACPP. Méthodes d'essai normalisées, Section technique, Association Canadienne des Pâtes et Papiers.
- ALBRECHT, W.E., REED, D.W. & SMITH, J.H. Use hectorite as a clarification aid for deink plant effluent. U.S. Pat. No. 5,454,955. 6 pp. (1995)
- ALLINGER, N.L., CAVA, M.P., DE JONGH, D.C., JOHNSON, C.R., LEBEL, N.A. & STEVENS, C.L. Chimie Organique. McGraw-Hill, Éditeurs, Montréal. 1060 pp. (1975).
- ALOI, F.G. & TRSKSAK, R.M. Retention in neutral and alkaline papermaking. Chapter 5 (p. 51 – 108). In : Retention of fines and fillers during papermaking. J.M. Gess Ed. Tappi Press, Atlanta, U.S.A. 357 pp. (1998).
- AMERO, B. & HILLEKE, J. An advancement in effluent decolorization using ozone. TAPPI Environmental Conference. Proceedings: 597-608. (1993).
- ANCELLE, B. & LAMBERT, S. Treatment of pulp mill effluents. U.S. Pat. No. 4,155,845. 4 pp. (1977).
- ANONYME. Scientists develop effluent color removal method. PIMA, 64 (5): 28. (1982).
- ANONYME. Maine Water Pollution Law, The Bureau of National Affairs, Inc. Washington, DC. p. 796. (1992).
- ANONYME. USA Federal Register – Proposed Rules- Part 430 – The Pulp, Paper, and Paperboard Point Source Category, 58(241): 66186-66212. (1993).

- ANONYME. Casein and casein solutions. Technical Data Sheet. National Casein, Chicago, USA. 10 pp. (1994).
- ANONYME. Recueil des méthodes d'analyse relatives à l'application du Règlement sur les fabriques de pâtes et papiers. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Q.-2, r.12.1. (1994).
- AUDIGIÉ, C. Biochimie structurale. Doin Éditeurs. Paris, France. 151 pp. (1976)
- AUDIGIÉ, C. & ZONSZAIN, F. Biochimie structurale. Doin Éditeurs. Paris, France. 266 pp. (1987)
- BAUM, S.J. Introduction to organic and biological chemistry. Macmillan Publishing Co., Inc. New York, USA. 514 pp. (1978)
- BECKER, D.J. Process for purification of waste waters accumulated from pulp production, particularly from chlorine bleaching of pulp. U.S. Pat. No. 4,490,257. 4 pp. (1984).
- BERRY, W.W. Process for the decolorization of pulp mill process streams. U.S. Pat. No. 4,695,386. 7 pp. (1987).
- BETZ. Le conditionnement des eaux industrielles selon Betz. Love Printing Service Ltd. , Ottawa, Canada. 433 pp. (1993).
- BLAIR, J.E. & DAVIS, L.T. Process for decolorizing pulp and paper wastewater and microorganism capable of same. U.S. Pat. No. 4,266,035. 6 pp. (1981).
- BRAASCH, D.A., ELLENDER, R.D. & SMITH, A. KMED: a two step process to remove color from pulp mill wastewater. TAPPI 81(7): 149-156. (1998).
- BRAASCH, D.A. & ELLENDER, R.D. Process for color removal from pulp and paper wastewaters. . U.S. Pat. No. 5,529,697. 11 pp. (1996).
- BRODDEVALL, B.G. Purification of waste water from sulphate pulp bleaching plants. U.S. Pat. No. 3,990,969. 5 pp. (1976).
- CHANG, H.-M., JOYCE, T.W. & KIRK, T.K. Process of treating effluent from a pulp or papermaking. U.S. Pat. No. 4,655,926. 6 pp. (1987).
- CHANG, H.-M., JOYCE, T.W., MATSUMOTO, Y., YIN, C., et al. Biotechnology in the pulp and paper industry, 3<sup>rd</sup> Intl. Conf., Swedish Forest Products Research Laboratory and the Swedish Assoc. of Pulp and Paper Engineers, Stochholm, June 1986, p. 120. (1986).

- CHEMTRAC. ECA 2000 P, Electokinetic Charge Analyser Bench Top Model. Chemtrac Systems, Inc. 21 pp. (1998)
- CHRISTMAN, R.F. & SMITH, S.E. Coagulations of pulping wastes for the removal of colour. *J. Water Poll. Control* 41 (2): 22. (1969)
- CLARKE, J. & DAVIS, M.W. Color removal from kraft mill bleachery waste of the chlorination stage. *TAPPI* 52(10): 1923-1927. (1969).
- COLLINS, J.H., FONG, D.W., SOMMESE, A.G. & TSENG, A.M. Vinylamine polymers and coagulants for removing color from paper mill effluents. U.S. Pat. No. 5,4235,921. 5 pp. (1995)
- COTTON, F.A. & WILKINSON, G. *Advanced inorganic chemistry*. Fourth Edition. John Wiley & Sons, Inc. Toronto. 1396 pp. (1980).
- CREIGHTON, T.E. *Proteins – Structures and molecular properties*. W.H. Freeman and Company, New York, USA. 515 pp. (1984).
- DEGRÉMONT. *Mémento technique de l'eau*. Tomes 1 et 2. Lavoisier – Technique et Documentation, Paris, France. 1459 pp. (1989).
- EATON, D.C. Process for the decolorization of pulp mill bleach plant. U.S. Pat. No. 4,420,369. 8 pp. (1983).
- EDDE, H. Environmental control for pulp and paper mills. *Pollution technology review* No. 108. Noyes Publication, New Jersey, USA. 179pp. (1984)
- FARRELL, R.L. Use of rLDM.TM. 1-6 and other ligninolytic enzymes for the decolorization of E1 effluent. U.S. Pat. No. 4,692,413. 5 pp. (1987).
- FLETCHER, J.C. & HUMPHREY, M.F. Process for purification of waste water produced by a Kraft process pulp and paper. U.S. Pat. No. 4,134,786. (1979).
- FOSTER, P.D. Decolorizing method for waste kraft paper mill effluents. U.S. Pat. No. 3,945,917. 5 pp. (1976).
- FREMONT, H.A. Color removal from paper and pulp mill aqueous effluents. U.S. Pat. No. 4,226,673. 7 pp. (1980).
- GAGNON, D., MIHELICH, W., LANGEVIN, P. & TELLIER, R. Application d'une nouvelle cellule de flottation à l'air dissous (FAD) pour le traitement des eaux résiduaires et des boues. *Conférence Technologique Estivale*. Section technique ACPP. Prétirés : 77- 82. (1994).

- GAGNON, D. & LAVALLÉE, H.-C. Nouvelle approche de traitement des eaux usées. 65<sup>e</sup> Congrès de l'ACFAS, UQTR, Trois-Rivières. (1997).
- GELMAN, L. & McKEOWEN, J.J. Current status of physical chemical effluent treatment in the U.S. paper industry. In: Physico Chemical methods for water and wastewater treatment. Ed. L. Pawlowski. Elsevier, New York. (1982).
- GUERRO, G., DINICOLA, W.L. & RICHARDS, N. Methods of coagulating and decolorizing waste streams. U.S. Pat. No. 5,707,532. 7 pp. (1998).
- HACH. DR/4000 Spectrophotometer handbook. Hach Company. 654 pp. (1995).
- HARRINGTON, B.T. & ALBERT, R.J. New color abatement strategies include end-of-pipe treatment. Pulp & Paper 63(9) : 119-123. (1989)
- HARRISON, R.G. Protein purification process engineering. Marcel Dekker, Inc., New York, USA. 381 pp. (1994)
- HODGSON, A.T. & HITZROTH, A.J. Effect of tertiary coagulation and flocculation technologies on bleached kraft mill effluent quality. TAPPI Environmental Conference & Exhibit. Proceedings: 307-313. (1997).
- HULSEY, R.A., LONG, B.W., MURPHY, J.K., HART, J.R., BATSON, B.J. & VOGEL, W.T. Oxidation of color and organics in pulp and paper mill wastewater by ozone and advanced oxidation processes. 252-262. (1992).
- JASKA, D.J., GALL, R.J. & ROSEMAN, G.R. 1981. Method of reducing waste stream pollutants by the control and separation of waste contaminants from a multi-stage cellulosic bleaching sequence. U.S. Pat. No. 4,259,149. 7 pp. (1981).
- KIRK, T.K. et al. Fungal decolourisation of kraft bleach. TAPPI 63: 103. (1980).
- KISLA, T.C. & McKELVEY, R.D. Color removal from softwood kraft pulp bleach plant effluent by polyamines. American Chemical Society. Environmental Science & Technology, 12(2): 207-211. (1978).
- KOWALCZYK, A. Treatment of effluents from sulphite bleaching by ion exchange. ABIPC, 49(May): 983. (1979).
- KRUH, J. Biochimie. Études médicales et biologiques. I. Biologie cellulaire et moléculaire. Hermann – Collection Méthodes. Paris, France. 291 pp. (1987).

- LANDRY, S. Relation entre la structure moléculaire et les propriétés mécaniques des gels de carraghenanes. Thèse de doctorat présentée à l'Université scientifique technologique et médicale de Grenoble. 146 pp + Annexes). (1987).
- LANGS, E.W. Alum coagulation treatment of kraft in plant and total mill effluents. TAPPI Environmental Conference. Proceedings: 331-337. (1981).
- LANKINEN, V.P., INKERÖINEN, M.M, PELLINEN, J & HATAKKA, A.I. 1991. The onset of lignin-modifying, decrease of AOX and color removal by white-rot fungi grown on bleach plant effluents. Water Sci. Technol. 24 (3/4): 189-198. (1991).
- LAPANJE, S. Physicochemical aspects of protein denaturation. John Wiley & Sons, Inc., New York, USA. 331 pp. (1978).
- LENZ, B.L., ROBBINS, E.S., CASE, F.N., SMILEY, D.E. & KAU, D.L. The effect of gamma irradiation on kraft and neutral sulphite pulp and paper mill aqueous effluents. Pulp Paper Mag. Can. 72(2): 75-80. (1971).
- LOVELL, J., STEIN, R. & SCHMADER, R. Pilot testing of ozonation for color removal of kraft mill effluent. TAPPI Environmental Conference & Exhibit. Proceedings: 331-337. (1997).
- MASS, R.P. & NEAL, J.P. New flocculation process portends progress in color, dioxin removal. Pulp Paper 56(9): 154-158. (1989).
- McCUBBIN, N. Techniques de base de l'industrie des pâtes et papiers, et ses pratiques de protection environnementale. Environnement Canada. Service de la protection de l'environnement. Guide de formation SPE 6-EP-83-1F. 224 pp. (1984).
- McKELVEY, R.D. & DUGAL, H.S. Photochemical decolorization of pulp mill effluents. TAPPI 58(2): 130-133. (1975).
- MEIDL, J.A. & VOLLSTEDT, T.J. Treatment of highly colored wastewaters. U.S. Pat. No. 5,302,288. 14 pp. (1994).
- MELNYK, P.B., JUDKINS, D. & NETZER, A. An ozone reactor for color removal from pulp bleachery wastes. TAPPI 60(3): 97-100. (1977).
- METCALF & EDDY. Wastewater Engineering: treatment, disposal and reuse. Metcalf & Eddy, Inc. Revised by G. Tchobanoglous and F.L. Burton. McGraw-Hill, Inc., New York, USA. 1334 pp. (1991)

- MITTAL, A.K. & MEHROTRA, I. Decolourization of pulp and paper mill waste using alum and clay. *Indian J. Environ. Health.* 23(3): 203-214. (1981).
- MURATORE, E., PICHON, M. & MONZIE, P. Décoloration des effluents de fabriques de pâtes – Comparaison de modules et membranes d'ultrafiltration ATIP 33(10): 481-486. (1979).
- MURATORE, E., PICHON, M. & MONZIE, P. Décoloration par ultrafiltration des effluents d'usine de pâte à papier. ATIP 35(7): 340, 367-375. (1981).
- NASR, M.S. & MACDONALD, D.G. Colour removal from kraft mill caustic extraction effluent using aluminum and iron. *Canadian Journal of Chemical Engineering*, 56 (2): 87-93. (1978).
- NASR, M.S. & MACDONALD, D.G. Colour removal from kraft mill caustic extraction effluent using calcium. *Canadian Journal of Chemical Engineering*, 60 (6): 450-452. (1982).
- NCASI. A preliminary investigation of radiation-enhanced oxidation of pulp mill effluents of colour reduction. NCASI Tech. Bull. No. 271. (1974).
- NEBEL, C., GOTTSCHLING, R.D. & O'NEILL, H.J. Ozone decolorization of effluents from secondary treatment. *Paper Trade J.* 158(4): 24-25. (1974).
- NEWMAN, H.L., ADAMS, W.S. & BOYDEN, B. Pulp mill effluent color removal process. U.S. Pat. No. 5,032,286. 12 pp. (1991).
- NEWMAN, H.L., ADAMS, W.S. & BOYDEN, B. Pulp mill effluent color removal process. U.S. Pat. No. 4,874,521. 11 pp. (1989).
- NGHIEM, N.P. Biological process to remove color from paper mill wastewater. U.S. Pat. No. 5,407,577. 10 pp. (1995).
- NICOLLE, F.M.A., HISTED, J.A. & NAYAK, K.V. Removal of color and organic matter from kraft process bleach effluents. U.S. Pat. No. 4,000,033. 12 pp. (1976)
- OEHR, K. Electrochemical decolorization of kraft mill effluents. WPCF, 50(2): 286-289. (1978).
- OLDHAM, W.K. & RUSH, R.J. Color removal in kraft mill wastewaters with magnesium. WPCF, 50(1): 40-45. (1978).
- OSWALT, J.L. & LAND, F.C. Colour removal from kraft pulp mill effluents. EPA Report No. EPA-660/2-74-008. (1974).

- PEJOT, F. & PELAYO, J.M. Colour and COD removal by ultrafiltration from paper mill effluent: semi industrial pilot test results. TAPPI Environmental Conference. Proceedings: 389-395. (1993).
- PR. Prestige Proteins. Sodium caseinate. Uses in processed foods. <http://www.casein.com/caseinates.html>
- PRAHACS, S., WONG, A. & JONES, H.G. Amine treatment process for the decolorization of pulp mill effluents: Part I. Laboratory Studies. A.I.Ch.E. Symp. Ser. 70(139): 11-12. (1974).
- PRAT, C., VINCENT, M. & ESPLUGAS, S. Treatment of bleaching waters of the paper industry by hydrogen peroxide and ultraviolet radiation. Wat. Res., 22 (6): 663-668. (1988)
- PRAT, C., VINCENT, M. & ESPLUGAS, S. Ozonation of bleaching waters of the paper industry. Water Research (G.B.), 23 (1): 51. (1989)
- RAMANATHAN, M. Mills try new bleaching, washing technology to cut effluent color. Pulp & Paper 56(9): 134-135. (1989)
- RAMESH, M., SPARAPANY, J.W., FINCK, M.R., SIEFERT, K.S. & SHETTY, C. Hydrophobic polyelectrolytes used in removing color. U.S. Pat. No. 5,283,306. 8 pp. (1994a).
- RAMESH, M., SHETTY, C. & FINCK, M.R. Hydrophobic polyelectrolytes used in removing color. U.S. Pat. No. 5,314,627. 9 pp. (1994b).
- RANDEL, W.G., HALL, E.R. & MCKINLAY. Optimization of biological treatment systems for enhanced removal of AOX and chlorophenolic compounds. TAPPI Environmental Conference. Proceedings: 433-443. (1991).
- RICHARDS, J.H., CRAM, D.J. & HAMMOND, G.S. Éléments de chimie organique. McGraw-Hill, Éditeurs, Montréal. 448 pp. (1968).
- ROBERTS, K.L. & SCHOOLFIELD, J. Removal of color from kraft pulp mill effluent. Proc. Ind. Waste Conf. (Perdue Univ.) 40: 305-316. (1985)
- ROBINSON, J.W. Undergraduate instrumental analysis. Marcel Dekker, Inc. New York, USA. 858 pp. (1995).
- ROCK, S. Decolorization of effluents from pulp mills. U.S. Pat. No. 4,049,546. 5 pp. (1977).
- ROSE, G.R. Pulp mill waste color removal with carbon absorbents. U.S. Pat. No. 4,851,128. 23 pp. (1989).

- ROSEHART, R.G. A color removal process for kraft pulp and paper mill effluents. *Water, Air and Soil Pollution* 25(1985): 275-284. (1985).
- ROUESSAC, F. & ROUESSAC, A. *Analyse chimique. Méthodes et techniques instrumentales modernes*. Masson, Paris, France. 303 pp. (1994).
- ROY-ARCAND, L., ARCHIBALD, F.S. & BRIERE, F. Comparison and combination of ozone and fungal treatments of a kraft bleachery effluent. *TAPPI* 74(9) : 211-218. (1991).
- RPI. Protein precipitation. Rensselaer Polytechnic Institute (RPI), Troy, New York, USA. Uniform Resource Locator. <http://www.eng.rpi.edu/dept/chem-eng/Biotech-Environ/PRECIP/precintro.html>. (1999)
- RUSH, R.J. & SHANNON, E.E. *Analyse des techniques de décoloration dans l'industrie des pâtes et papiers*. Service de protection de l'environnement. Environnement Canada. Rapport EPS 3-WP-76-5 F. Avril 1976. 78 pp. (1976).
- SANKS, R.K. Ion exchange colour and mineral removal from kraft bleach wastes. EPA Report No. R 2-73-255. (1973).
- SARKAR, J.W., TSENG, A.M. & COLLINS, J.H. Treatment of pulp and paper wastewater with reducing agent and a polymer for color removal. U.S. Pat. No. 5,326,479. 17 pp. (1994).
- SASTRY, C.A. Colour removal from pulp and paper mill wastewaters. *Indian J. Envir. Protection* 6(2): 105-113. (1986).
- SAUGIER, R.K. Purification of waste streams. U.S. Pat. No. 5,194,163. 5 pp. (1993).
- SAUGIER, R.K. & VEGEGA, A.M. AOX and color removal from bleach plant effluent – Meeting the challenge with peroxygens. TAPPI Environmental Conference. Proceedings: 375. (1991).
- SCHMIDT, S.R. & LAUNSBY, R.G. *Understanding industrial designed experiments*. Air Academy Press, Colorado Springs, Colorado, USA. 520 pp. + Annexes. (1992).
- SCHULZ, G.E. & SCHIRMER, R.H. *Principles of protein structure*. Springer-Verlag, New York, USA. 314 pp. (1978).
- SCOPES, R.K. *Protein purification : principles and practice*. Springer-Verlag, New York, USA. 329 pp. (1987).



- SERDOBOLSKII, E.N. et al. Electrochemical coagulation of industrial effluents. ABIPC, 49 (January): 6032. (1979).
- SIEFERT, K.S. RAMESH, M., FINCK, M.R. & SHETTY, C.S. Pulp and paper mill wastewater color removal. U.S. Pat. No. 5,200,0899. 6 pp. (1993)
- SIENKO, M.J. & PLANE, R.A. Chimie. Les Presses de l'université Laval. Québec. 609 pp. (1965).
- SIGG, L., STUMM, W. & BEHRA, P. Chimie des milieux aquatiques. Chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement. Masson, Paris. 391 pp. (1994).
- SKOOG, D.A. & WEST, D.M. Principles of instrumental analysis. Saunders College. Philadelphia, USA. 769 pp. (1980)
- SMITH, J.E. Wastewater treatment process. U.S. Pat. No. 5,174,904. 10 pp. (1992).
- SMITH, A. & MALLOY, W. Color removal practices at a bleached kraft pulp mill. TAPPI Environmental Conference. Proceedings: 89-93. (1990).
- SMITH, J.E. & FRAILEY, M.M. On-site evaluation of a teflon-based ultraviolet light system and hydrogen peroxide for the degradation of color and chlorinated organics in pine E<sub>o</sub> from kraft mill bleach plant effluent. TAPPI Environmental Conference. Proceedings: 101-110. (1990).
- SPIEGEL, M. R. Théorie et applications de la statistique. Série Schaum. McGraw-Hill, New York, USA. 358 pp. (1974).
- SPRINGER, A.M., HAND, V.C. & JARVIS, T.S. Electrochemical removal of color and toxicity from bleached kraft effluents. TAPPI 78(12) : 85-92. (1995).
- STEVENS, R.R. Purification of effluent from wood pulp bleach plant. U.S. Pat. No. 4,895,662. 7 pp. (1990).
- SVARZ, J.J. 1979. Removal of color from paper mill waste waters. U.S. Pat. No. 4,179,329. 3 pp. (1979).
- SVARZ, J.L., KEMMER, F.N. & FABRI, J.O. Color removal process. U.S. Pat. No. 4,089,780. 5pp. (1978).
- SVARZ, J.J. Removal of color from paper mill waste waters. U.S. Pat. No. 4,058,458. 5 pp. (1977).

- TARDET-HENRY, M. & BEAUDRY, J.-P. Chimie des eaux. Les éditions Le Griffon d'argile, Ste-Foy, Québec. 537 pp. (1992).
- TEJERA, N.E. & DAVIS, M.W. Removal of color and organic matter from kraft mill caustic extraction waste by coagulation. TAPPI 53(10): 1931-1934. (1970).
- VEAL, C.R. On-line cationic demand measurement for wet end papermaking. (1998)
- VIDAL, B. Chimie quantique de l'atome à la théorie de Hückel. Masson, Paris. 351pp. (1993).
- VOSS, R.H. & RAPSOMATIOTIS, A. An improved solvent-extraction based procedure for the gas chromatographic analysis of resin and fatty acids in pulp mill effluents. J. Chromatogr., 346 (1985) : 205-214. (1985).
- WASYLENCHUCK, E.J. & SMITH, D.W. Combined ozone / fungal treatment for decolorization of pulp mill effluent. Network of Centres of Excellence. Minimal Impact Technologies. Project report MIT-1. 59 pp. + Annexes. (1996).
- WEIBEL, A.T. Purification of waste streams. U.S. Pat. No. 5,190,669. 4 pp. (1993).
- WEIL, J.-H. Biochimie générale. Masson. New York, USA. 470 pp. (1983)
- WHITING, P. & HAYES, E.R. A flotation process for the removal of colour from Kraft mill effluents. JPPS 11(2): J47-52. (1985).
- WILLARD, H.H., MERRITT, L.L. & DEAN, J.A. Instrumental methods of analysis. D. Van Nostrand Company. New York, USA. 860 pp. (1974).
- WONG, A., PRAHACS, S. & DORICA, J. Treatment of pulp mill effluents. U.S. Pat. No. 4,008,161. 6 pp. (1977).
- ZAR, J.H. Biostatistical analysis. Prentice-Hall biological sciences series, Prentice-Hall, Inc. Englewood Cliffs, N.J. 620 pp. (1974).
- ZETA-METER. Everything you want to know about Coagulation & Flocculation. Zeta-Meter Inc., Virginia. 36 pp. (1993).
- ZETA-METER. Zeta potential : A complete course in 5 minutes. Zeta-Meter Inc., Virginia. 8 pp. (1999).

**ANNEXE I**  
**TRAITABILITÉ**

## ANNEXE I

### TRAITABILITÉ

#### 1 Eaux usées d'usines Kraft

##### 1.1 Eaux usées générales

L'objectif principal de la présente étude était de déterminer l'applicabilité ou l'efficacité du traitement à l'étude pour l'épuration des eaux usées brutes en provenance d'une usine Kraft. Il s'agissait en fait d'une brève étude de traitabilité, sans aucune optimisation du procédé ou des conditions expérimentales, afin d'obtenir des performances optimales, i.e., réduction optimale de la charge polluante des effluents soumis à l'étude.

Pour ce qui est de la procédure expérimentale utilisée, l'étude comportait principalement trois étapes expérimentales, soit :

**Essais préliminaires :** Essais visant à déterminer la traitabilité potentielle des eaux usées reçues lors du premier approvisionnement.

**Essais de traitabilité :** Essais plus exhaustifs de traitabilité plus utilisant des eaux usées brutes, mais reçues lors d'un second approvisionnement en eaux usées.

**Essais additionnels :** Essais de traitabilité utilisant les eaux usées résiduelles du second approvisionnement.

## **1.1.1 Essais préliminaires**

### **1.1.1.1 Couleur**

Les eaux usées générales Kraft, utilisées lors des essais préliminaires présentaient une couleur de 1 360 unités PtCo et la couleur des eaux usées traitées variait entre 130 et 600 unités PtCo (Tableau A I.1). Le traitement permettait ainsi d'obtenir une réduction optimale de 90 % de la couleur (Tableau A I.2). Au cours des essais préliminaires, les performances du procédé fluctuaient entre 56 et 90 %. La courbe de l'évolution de l'efficacité en fonction de la charge en polymère révèle que les efficacités augmentent avec toutes augmentations de la concentration en polymère (Figure A I.1). Ce qui était prévisible puisque la réduction de la couleur est fonction de la concentration en polymère utilisée.

### **1.1.1.2 DCO totale**

La concentration en DCO totale des eaux usées brutes Kraft était d'environ 1 850 mg/L et les concentrations en DCO des eaux usées traitées variaient entre 840 et 1 540 mg/L (Tableau A I.1). D'une façon générale, les efficacités de réduction de la DCO totale (44 à 55%) augmente en même temps que la concentration de polymère augmente (Figure A I.2, Tableau A I.2). L'efficacité de réduction chute toutefois sous des charges en polymère supérieure à 6 mg/L. Ce qui était prévisible puisque la réduction de la DCO totale est fonction de la concentration en polymère.

### **1.1.1.3 DBO<sub>5</sub> totale**

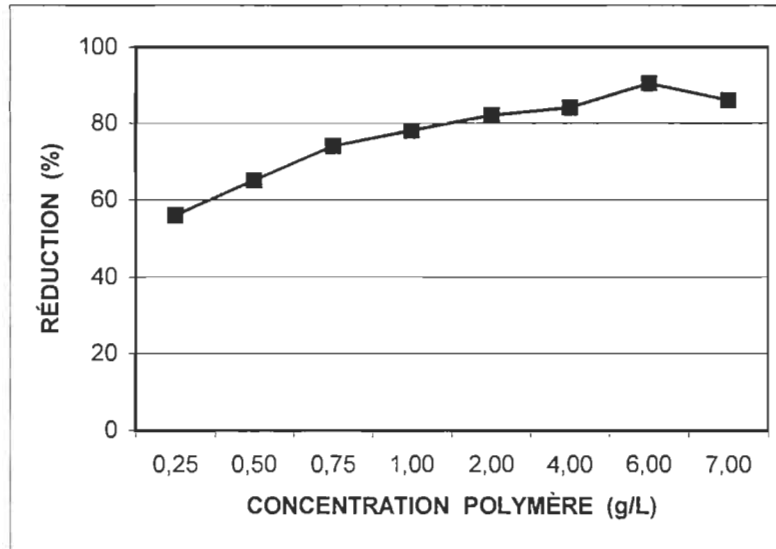
Le tableau A I.1 montre d'importantes variations de la DBO<sub>5</sub> totale des eaux usées traitées. Les concentrations en DBO<sub>5</sub> augmentent ainsi avec l'accroissement des concentrations en polymère (Tableau A I.2). Ce qui était

**Tableau A1.1 Résultats obtenus lors des essais préliminaires portant sur les eaux usées brutes kraft.**

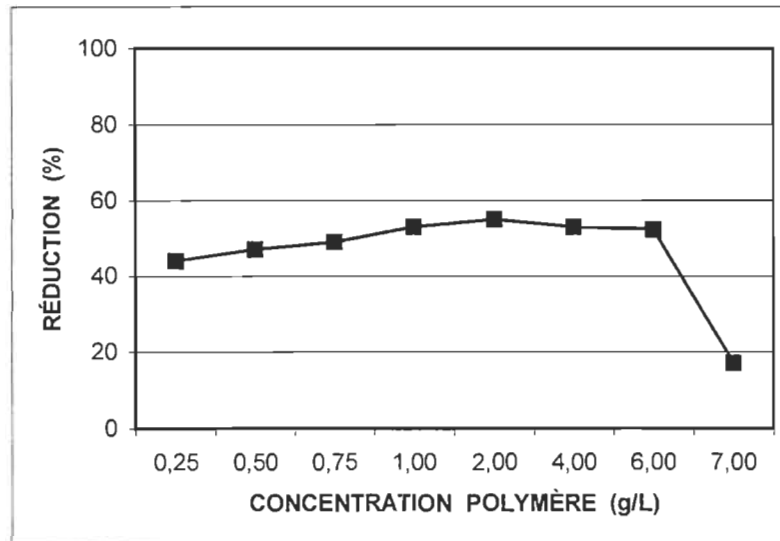
<b>CONCENTRATION POLYMÈRE (g/L) (<math>\pm 0,0002</math>)</b>	<b>COULEUR (PtCo)</b>	<b>DCO TOTALE (mg/L)</b>	<b>DBO<sub>5</sub> TOTALE (mg/L)</b>
<b>BRUT</b>	<b>1 360 <math>\pm</math> 11</b>	<b>1 850 <math>\pm</math> 4</b>	<b>320 <math>\pm</math> 13</b>
<b>0,25</b>	<b>600 <math>\pm</math> 5</b>	<b>1 030 <math>\pm</math> 2</b>	<b>330 <math>\pm</math> 13</b>
<b>0,50</b>	<b>470 <math>\pm</math> 4</b>	<b>980 <math>\pm</math> 2</b>	<b>330 <math>\pm</math> 13</b>
<b>0,75</b>	<b>350 <math>\pm</math> 3</b>	<b>930 <math>\pm</math> 2</b>	<b>330 <math>\pm</math> 13</b>
<b>1,00</b>	<b>300 <math>\pm</math> 2</b>	<b>870 <math>\pm</math> 2</b>	<b>340 <math>\pm</math> 14</b>
<b>2,00</b>	<b>250 <math>\pm</math> 2</b>	<b>840 <math>\pm</math> 2</b>	<b>340 <math>\pm</math> 14</b>
<b>4,00</b>	<b>220 <math>\pm</math> 2</b>	<b>860 <math>\pm</math> 2</b>	<b>380 <math>\pm</math> 15</b>
<b>6,00</b>	<b>130 <math>\pm</math> 1</b>	<b>880 <math>\pm</math> 2</b>	<b>480 <math>\pm</math> 19</b>
<b>7,00</b>	<b>190 <math>\pm</math> 2</b>	<b>1 540 <math>\pm</math> 3</b>	<b>940 <math>\pm</math> 38</b>

**Tableau A1.2 Performances obtenues lors des essais préliminaires portant sur les eaux usées brutes kraft.**

<b>CONCENTRATION POLYMÈRE (g/L) (<math>\pm 0,0002</math>)</b>	<b>RÉDUCTION COULEUR (%)</b>	<b>RÉDUCTION DCO TOTALE (%)</b>	<b>RÉDUCTION DBO<sub>5</sub> TOTALE (%)</b>
<b>0,25</b>	<b>56 <math>\pm</math> 1</b>	<b>44 <math>\pm</math> 0,3</b>	<b>- 5 <math>\pm</math> 0,6</b>
<b>0,50</b>	<b>65 <math>\pm</math> 1</b>	<b>47 <math>\pm</math> 0,3</b>	<b>- 5 <math>\pm</math> 0,6</b>
<b>0,75</b>	<b>74 <math>\pm</math> 1</b>	<b>49 <math>\pm</math> 0,3</b>	<b>- 5 <math>\pm</math> 0,6</b>
<b>1,00</b>	<b>78 <math>\pm</math> 1</b>	<b>53 <math>\pm</math> 0,3</b>	<b>- 8 <math>\pm</math> 1</b>
<b>2,00</b>	<b>82 <math>\pm</math> 2</b>	<b>55 <math>\pm</math> 0,3</b>	<b>- 8 <math>\pm</math> 1</b>
<b>4,00</b>	<b>84 <math>\pm</math> 2</b>	<b>53 <math>\pm</math> 0,3</b>	<b>- 21 <math>\pm</math> 3</b>
<b>6,00</b>	<b>90 <math>\pm</math> 2</b>	<b>52 <math>\pm</math> 0,3</b>	<b>- 52 <math>\pm</math> 6</b>
<b>7,00</b>	<b>86 <math>\pm</math> 2</b>	<b>17 <math>\pm</math> 0,1</b>	<b>- 198 <math>\pm</math> 24</b>



**Figure Al.1** Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction de la couleur) en fonction de la concentration en polymère lors des essais préliminaires portant sur les eaux usées brutes kraft.



**Figure Al.2** Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction de la DCO totale) en fonction de la concentration en polymère lors des essais préliminaires portant sur les eaux usées brutes kraft.

imprévisible puisque ce phénomène n'a jamais été observé, i.e., augmentation de la  $DBO_5$  des eaux usées suite au traitement, dans les nombreux essais de traitabilité réalisés avec diverses eaux usées industrielles. La concentration en  $DBO_5$  des eaux usées brutes était d'environ 320 mg/L, alors que celle des eaux usées traitées fluctuait entre 330 et 940 mg/L. Les réductions de la  $DBO_5$  totale correspondantes variaient entre - 5 et - 198 % ou des augmentations de la  $DBO_5$  totale fluctuant entre 5 et 198 %.

## **1.1.2 Essais de traitabilité**

### **1.1.2.1 Couleur**

La couleur des eaux usées brutes kraft utilisées, lors des essais préliminaires, était de 1 260 PtCo et la couleur des eaux usées traitées variant entre 190 et 900 PtCo (Tableau A1.3). Ce qui correspond à des réductions de couleur de 29 à 85 % (Tableau A1.4). La relation entre les efficacités et la concentration en polymère est illustrée à la figure A1.3. Les performances du procédé, en terme de réduction de la couleur, augmentent comme la concentration en polymère s'accroît. L'augmentation était plus importante au début de la courbe, i.e., concentration en polymère de 0,25 à 0,50 mg/L.

### **1.1.2.2 DCO totale**

La DCO totale des eaux usées brutes était de 1 500 mg/L (Tableau A1.3). La DCO totale des eaux traitées variait, quant à elle, entre 820 et 1 200 mg/L résultant en des réductions de la DCO totale de 20 à 45 % (Tableau A1.4). La figure A1.4 illustre la relation entre la réduction de la DCO totale et la concentration en polymère. L'efficacité du procédé s'améliore avec une augmentation de la concentration en polymère. Comme dans le cas de la couleur, l'augmentation de l'efficacité est plus importante au début de la courbe. La performance du procédé diminue toutefois sous des charges polymériques



**Tableau A1.3 Résultats obtenus lors des essais de traitabilité des eaux usées générales kraft.**

<b>POLYMÈRE</b>	<b>COULEUR</b>	<b>DCO TOTALE</b>	<b>DCO SOLUBLE</b>	<b>MES</b>	<b>COHA</b>	<b>SOLIDES TOTAUX</b>	<b>DBO<sub>5</sub> TOTALE</b>	<b>DBO<sub>5</sub> SOLUBLE</b>	<b>P-PO<sub>4</sub></b>	<b>N-NH<sub>4</sub></b>	<b>Mn</b>
<b>(g/L)</b> <b>(± 0,0002 g/L)</b>	<b>(PtCo)</b> <b>(± 0,8 %)</b>	<b>(mg/L)</b> <b>(± 0,2 %)</b>	<b>(mg/L)</b> <b>(± 0,2 %)</b>	<b>(mg/L)</b> <b>(± 0,1 %)</b>	<b>(mg/L)</b> <b>(± 2,0 %)</b>	<b>(mg/L)</b> <b>(± 0,1 %)</b>	<b>(mg/L)</b> <b>(± 4,0 %)</b>	<b>(mg/L)</b> <b>(± 4,0 %)</b>	<b>(mg/L)</b> <b>(± 2,0 %)</b>	<b>(mg/L)</b> <b>(± 2,0 %)</b>	<b>(mg/L)</b> <b>(± 0,5 %)</b>
<b>BRUT</b>	<b>1 260</b>	<b>1 500</b>	<b>1 360</b>	<b>424</b>	<b>13,0</b>	<b>3 110</b>	<b>360</b>	<b>270</b>	<b>0,23</b>	<b>4,72</b>	<b>0,45</b>
<b>0,25</b>	<b>900</b>	<b>1 200</b>	<b>1 120</b>	<b>40</b>	<b>11,0</b>	<b>3 440</b>	<b>350</b>	<b>330</b>	<b>0,39</b>	<b>0,07</b>	<b>0,66</b>
<b>0,50</b>	<b>390</b>	<b>1 170</b>	<b>920</b>	<b>127</b>	_____	_____	<b>360</b>	<b>310</b>	<b>0,44</b>	<b>0,11</b>	_____
<b>0,75</b>	<b>400</b>	<b>910</b>	<b>810</b>	<b>59</b>	_____	_____	<b>360</b>	<b>300</b>	<b>0,46</b>	<b>0,14</b>	_____
<b>1,00</b>	<b>360</b>	<b>840</b>	<b>800</b>	<b>37</b>	<b>6,6</b>	<b>3 360</b>	<b>310</b>	<b>330</b>	<b>0,46</b>	<b>0,20</b>	<b>0,61</b>
<b>2,00</b>	<b>240</b>	<b>820</b>	<b>700</b>	<b>28</b>	_____	_____	<b>400</b>	<b>390</b>	<b>0,47</b>	<b>0,26</b>	_____
<b>3,00</b>	<b>190</b>	<b>880</b>	<b>830</b>	<b>26</b>	_____	_____	<b>490</b>	<b>470</b>	<b>0,41</b>	<b>0,35</b>	_____
<b>4,00</b>	<b>190</b>	<b>1 110</b>	<b>1 070</b>	<b>44</b>	<b>4,4</b>	<b>3 620</b>	<b>680</b>	<b>650</b>	<b>0,37</b>	<b>0,42</b>	<b>0,65</b>

\_\_\_\_\_ : Non mesuré

**Tableau AI.4 Performances obtenues lors des essais de traitabilité des eaux usées générales kraft.**

<b>POLYMÈRE</b>	<b>RÉDUCTION</b>	<b>RÉDUCTION</b>	<b>RÉDUCTION</b>	<b>RÉDUCTION</b>	<b>RÉDUCTION</b>	<b>RÉDUCTION</b>	<b>RÉDUCTION</b>	<b>RÉDUCTION</b>
<b>(g/L)</b>	<b>MES</b>	<b>COULEUR</b>	<b>COHA</b>	<b>DCO TOT.</b>	<b>DCO SOL.</b>	<b>ST</b>	<b>DBO<sub>5</sub> TOT.</b>	<b>DBO<sub>5</sub> SOL</b>
<b>(± 0,0002 g/L)</b>	<b>(%)</b>	<b>(%)</b>	<b>(%)</b>	<b>(%)</b>	<b>(%)</b>	<b>(%)</b>	<b>(%)</b>	<b>(%)</b>
	<b>(± 0,3 %)</b>	<b>(± 2,4 %)</b>	<b>(± 6,0 %)</b>	<b>(± 0,6 %)</b>	<b>(± 0,6 %)</b>	<b>(± 0,3 %)</b>	<b>(± 12 %)</b>	<b>(± 12 %)</b>
<b>0,25</b>	<b>91</b>	<b>28</b>	<b>15</b>	<b>20</b>	<b>17</b>	<b>-11</b>	<b>3</b>	<b>-23</b>
<b>0,50</b>	<b>70</b>	<b>69</b>	<b>—</b>	<b>22</b>	<b>33</b>	<b>—</b>	<b>0</b>	<b>-15</b>
<b>0,75</b>	<b>86</b>	<b>68</b>	<b>—</b>	<b>39</b>	<b>40</b>	<b>—</b>	<b>-1</b>	<b>-11</b>
<b>1,00</b>	<b>91</b>	<b>71</b>	<b>49</b>	<b>44</b>	<b>41</b>	<b>- 8</b>	<b>8</b>	<b>-16</b>
<b>2,00</b>	<b>93</b>	<b>81</b>	<b>—</b>	<b>45</b>	<b>42</b>	<b>—</b>	<b>-11</b>	<b>- 44</b>
<b>3,00</b>	<b>94</b>	<b>85</b>	<b>—</b>	<b>41</b>	<b>39</b>	<b>—</b>	<b>- 36</b>	<b>-76</b>
<b>4,00</b>	<b>90</b>	<b>85</b>	<b>65</b>	<b>26</b>	<b>21</b>	<b>-17</b>	<b>- 90</b>	<b>-140</b>

**— : Non mesuré**

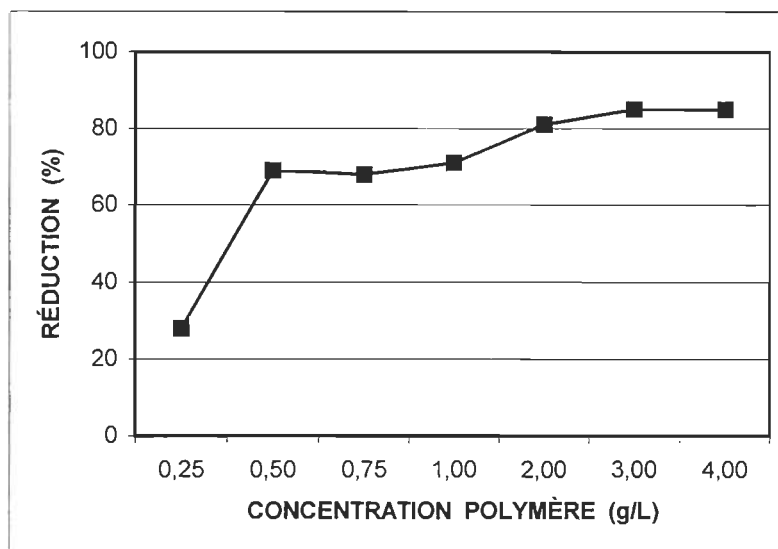


Figure A1.3 Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction de la couleur) en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux usées brutes kraft.

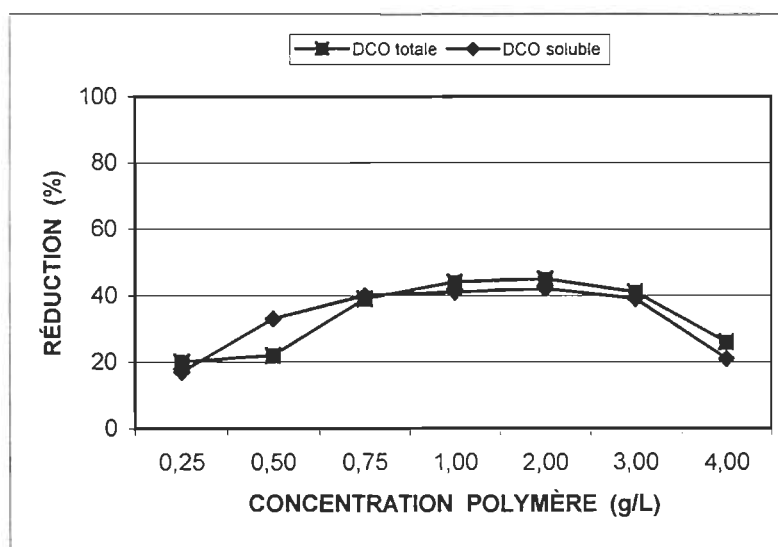


Figure A1.4 Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction des DCO totale et soluble) en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux usées brutes kraft.

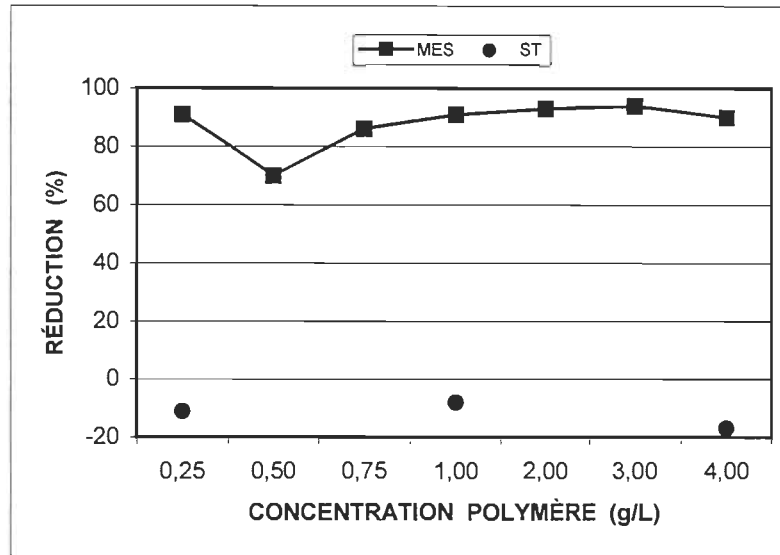
supérieures à 2 mg/L.

### **1.1.2.3 DCO soluble**

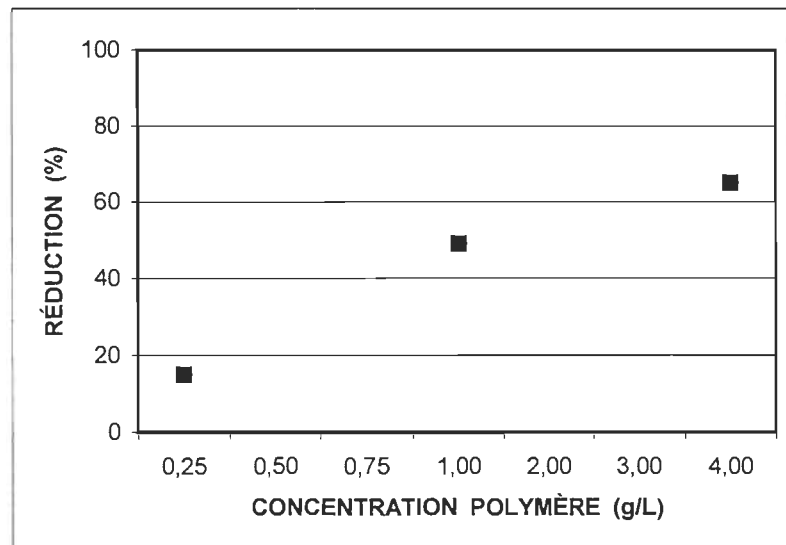
La DCO soluble des eaux usées soumises à l'étude était de 1 360 mg/L et celle des eaux traitées fluctuait entre 790 et 1 120 mg/L (Tableau AI.3). L'efficacité du traitement est ainsi des réductions de 17 à 42 % de la DCO soluble des eaux usées (Tableau AI.4). La relation entre l'enlèvement de la DCO soluble et la concentration en polymère était similaire à celle observée dans le cas de la réduction de la DCO totale (Figure AI.4). Jusqu'à une charge polymérique limite de 2,0 mg/L, les performances du traitement augmentent avec tout accroissement de la charge. Ce qui était prévisible puisque la réduction de la DCO est normalement fonction de la concentration en polymère.

### **1.1.2.4 Matières en suspension**

Le contenu en MES des eaux usées brutes kraft était d'environ 425 mg/L, alors que celui des eaux usées traitées variait entre 26 et 127 mg/L (Tableau AI.3). Les réductions correspondantes en MES fluctuaient entre 70 et 94 % (Tableau AI.4). La figure AI.5 illustre la relation entre l'enlèvement des MES et la concentration en polymère. D'une façon générale, aucune tendance générale n'est perceptible sur ce graphique. L'efficacité de réduction des MES était de 91 % sous une concentration en polymère de 0,25 mg/L et elle demeure relativement stable, i.e., 86 à 94 %, sous des concentrations en polymère supérieures, i.e., 0,75 à 4,0 mg/L. Ce qui était prévisible puisque l'étude de la modélisation du traitement a révélé que la charge polymérique n'aurait généralement aucun effet significatif sur les réductions des MES et des ST.



**Figure Al.5** Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction des MES et des ST) en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux usées brutes kraft.



**Figure Al.6** Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction des COHA) en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux usées brutes kraft.

### 1.1.2.5 Solides totaux

Les résultats obtenus suggèrent que le traitement n'a pas réussi à réduire le contenu en ST des eaux usées kraft à l'étude (Tableau AI.3 et AI.4). La teneur initiale en ST de ces eaux usées a été évaluée à 3 122 mg/L, alors que celle des eaux usées traitées variait entre 3 360 et 3 620 mg/L. Ce phénomène était imprévisible. Comme dans le cas des MES, il n'y aurait pas de relation significative entre la réduction des ST et la concentration en polymère (Figure AI.5). Si l'on considère que la concentration en ST est la somme des MES et des SD et que les efficacités de réduction des MES variaient entre 70 et 94 %, cette augmentation en ST résulterait d'une augmentation du contenu initial des eaux en SD. Ce qui pourrait également expliquer l'augmentation de la DBO<sub>5</sub> des eaux usées traitées. Cette possibilité a été discutée à la section 7.4.2.1.2.5.

### 1.1.2.6 COHA

Le traitement des eaux usées a permis d'obtenir une réduction de 65 % du contenu en COHA des eaux usées kraft à l'étude (Tableau AI.4). La concentration de ces eaux usées en COHA a été estimée à 13 mg/L, alors que celle des eaux usées traitées variait entre 4 et 11 mg/L (Tableau AI.3). La figure AI.6 illustre la relation entre l'efficacité du procédé à réduire le contenu en COHA et la concentration en polymère. L'efficacité du procédé s'accroît avec une augmentation de la charge polymérique. Ce qui suggère que la réduction des COHA soit fonction de la concentration en polymère.

### 1.1.2.7 DBO<sub>5</sub>

D'une façon générale, le traitement n'a pas réussi à réduire les concentrations en DBO<sub>5</sub> totale et soluble des eaux usées brutes kraft à l'étude (Tableaux AI.3 et AI.4). La relation entre la charge polymérique et l'efficacité du procédé est illustrée à la figure AI.7. L'efficacité de réduction de la DBO<sub>5</sub>

diminue avec une augmentation de la charge en polymère. On note, en fait, une augmentation de la DBO<sub>5</sub> initiale des eaux usées suite au traitement. Cette relation n'était pas prévisible. Ce phénomène pourrait être expliqué, en partie, par une réaction entre le polymère et certaines composantes des eaux usées à l'étude. L'augmentation du contenu en SD des eaux usées, résultant du traitement, pourrait également justifier en partie ce phénomène.

La modélisation du traitement a révélé que les effets du polymère sur la réduction de la charge en DBO<sub>5</sub> n'étaient pas clairs, mais le traitement permet normalement des réductions significatives de la DBO<sub>5</sub> des eaux usées.

La concentration en DBO<sub>5</sub> totale et soluble des eaux usées brutes kraft étaient de 360 et 270 mg/L respectivement. Les eaux usées traitées présentaient, quant à elles, de 310 à 680 mg/L de DBO<sub>5</sub> totale et de 310 à 650 mg/L de DBO<sub>5</sub> soluble (Tableau AI.3). Des concentrations en polymère de 0,25 et 1,0 mg/L permettrait d'obtenir de faibles réductions de la DBO<sub>5</sub>, i.e., 3 et 8 % respectivement. D'une façon générale, on note des augmentations de 11 à 90 % de la DBO<sub>5</sub> totale et de 11 à 140 % de la DBO<sub>5</sub> soluble (Tableau AI.4).

#### **1.1.2.8 Manganèse**

Les analyses de laboratoire ont révélé que la concentration en manganèse (Mn) des eaux usées kraft à l'étude était d'environ 0,45 mg/L, alors que celle des eaux usées traitées variait entre 0,61 et 0,65 mg/L (Tableau AI.3). Ce qui correspond à des augmentations de concentration en Mn de 36 à 47 %. Selon les résultats préliminaires obtenus, la relation entre le contenu en Mn et la charge en polymère n'est pas évidente (Figure AI.8), en soulignant que le polymère ne contient pas de manganèse. L'augmentation de la charge polymérique de 0,25 à 4,0 g/L ne semble pas engendrer de variation supplémentaire de la concentration en manganèse des eaux usées traitées.

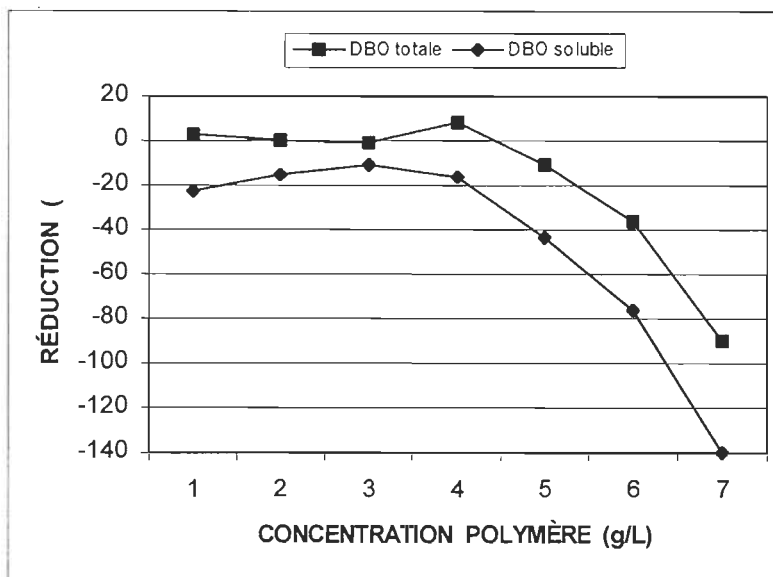


Figure A1.7 Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction des DBO<sub>5</sub> totale et soluble) en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux usées brutes kraft.

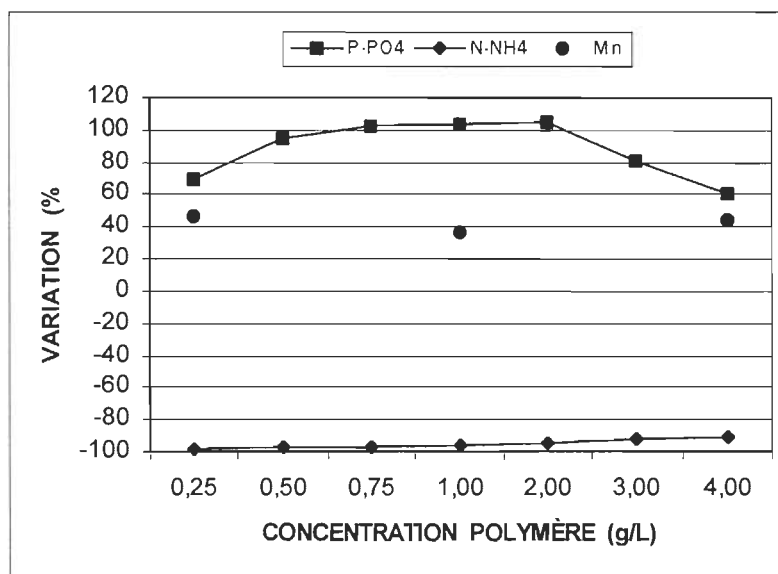


Figure A1.8 Variation du contenu en P-PO<sub>4</sub>, N-NH<sub>4</sub> et Mn des eaux usées en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux usées brutes kraft.



### 1.1.2.9 Éléments nutritifs

Les concentrations initiales en azote (N-NH<sub>4</sub>) et en phosphore (P-PO<sub>4</sub>) des eaux usées soumises à l'étude étaient de 4,72 et 0,23 mg/L respectivement (Tableau AI.3). Le traitement de ces eaux usées a généré des réductions de 91 à 98 % du contenu en azote et des augmentations de 54 à 105 % de la teneur en phosphore. Les relations entre la concentration en polymère et les variations enregistrées dans le contenu en azote et en phosphore des eaux usées traitées sont illustrées à la figure AI.8. D'une façon générale, aucune tendance n'émerge de ce graphique. La teneur en azote diminue légèrement suite à une utilisation plus importante de polymère. La courbe de l'évolution du contenu des eaux usées en phosphore en fonction de la charge polymérique présente une forme de M. Il est donc impossible d'établir une tendance générale entre ces deux paramètres.

### 1.1.3 Essais additionnels

#### 1.1.3.1 Couleur

Les eaux usées kraft soumises aux essais additionnels présentaient une couleur de 1 410 unités PtCo, alors que celle des eaux traitées variait de 190 à 420 unités PtCo (Tableau AI.5). Le traitement permettait d'obtenir des réductions de 70 à 87 % de la couleur (Tableau AI.6). La figure AI.9 illustre la relation entre l'efficacité du procédé et la concentration en polymère. Les résultats supportent les hypothèses émises antérieurement à savoir que le taux de réduction de la couleur est fonction de la concentration en polymère, i.e., augmentation de l'efficacité avec une augmentation de la charge en polymère. L'augmentation était également plus importante au début de la courbe.

### 1.1.3.2 DCO totale

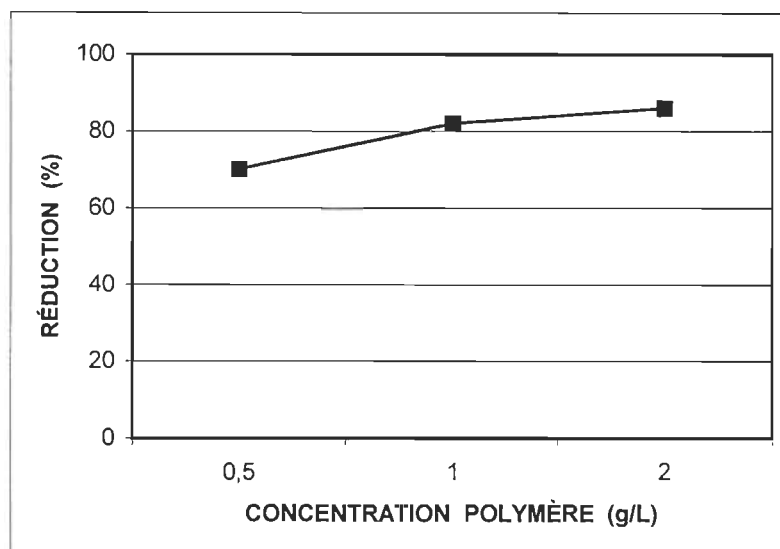
La concentration en DCO totale des eaux usées était d'environ 1 480 mg/L et celles des eaux traitées fluctuaient entre 860 et 920 mg/L (Tableau A1.5). Ce qui correspond à des réductions de 38 à 42 % de la DCO (Tableau A1.6). D'une façon générale, les performances du traitement augmentent avec la charge polymérique (Figure A.10). L'étendue des concentrations en polymère était toutefois trop limitée pour clairement illustrer la relation entre ces deux variables.

**Tableau A1.5 Résultats obtenus lors des essais additionnels de traitabilité des eaux usées brutes kraft.**

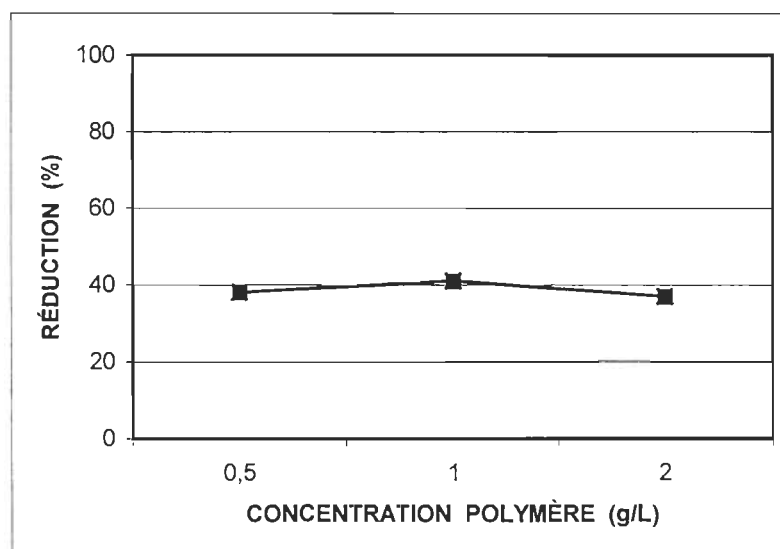
CONCENTRATION POLYMÈRE (g/L) ( $\pm 0,0002$ )	COULEUR (PtCo)	DCO TOTALE (mg/L)
BRUT	1 410 $\pm$ 11	1 480 $\pm$ 3
0,5	420 $\pm$ 3	920 $\pm$ 2
1,0	250 $\pm$ 2	860 $\pm$ 2
2,0	190 $\pm$ 2	920 $\pm$ 2

**Tableau A1.6 Performances obtenues lors des essais additionnels de traitabilité des eaux usées brutes kraft.**

CONCENTRATION POLYMÈRE (g/L) ( $\pm 0,0002$ )	RÉDUCTION COULEUR (%)	RÉDUCTION DCO TOTALE (%)
0,5	70 $\pm$ 1,4	38 $\pm$ 0,2
1,0	82 $\pm$ 1,6	42 $\pm$ 0,3
2,0	87 $\pm$ 1,7	38 $\pm$ 0,2



**Figure Al.9** Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction de la couleur) en fonction de la concentration en polymère lors des essais additionnels de traitabilité des eaux usées brutes kraft.



**Figure Al.10** Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction de la DCO totale) en fonction de la concentration en polymère lors des essais additionnels de traitabilité des eaux usées brutes kraft.

#### 1.1.4 Production de boues

L'étude du volume de boues générées a été réalisée indépendamment des autres essais puisqu'il était impossible de mesurer d'une façon précise cette production au cours des essais préliminaires et de traitabilité. Compte tenu que de la boue demeure en suspension et que certaines se déposent sous une forme irrégulière sur le fond du réacteur, i.e., interface eau-verre, le volume final des boues décantées est en fait une extrapolation.

Les résultats obtenus suggèrent que la production de boues était très faible et indépendante de la quantité de polymère utilisée (Tableau AI.7). Le volume initial des boues primaires, i.e., MES, a été évalué à environ 50 mL/L et le volume maximal des boues produites ou décantées était de 100 mL/L, i.e., 50 à 100 mL/L. Ce qui correspond à des augmentations du volume des boues de 0 à 100 %. La production de boues chimiques était de 25 mL/L sous une charge en polymère de 0,25 mg/L et demeure constante à 0,50 mL/L pour toutes autres augmentations additionnelles de la charge en polymère, i.e., 0,50 à 4,0 g/L.

Les figures AI.11 et AI.12 illustrent l'évolution temporelle du volume de boues décantées sous diverses concentrations de polymère. Au cours de l'étude, la vitesse de décantation était très rapide. D'une façon générale, 50 % des boues produites avait décanté en moins d'une heure, i.e., 5 à 60 minutes.

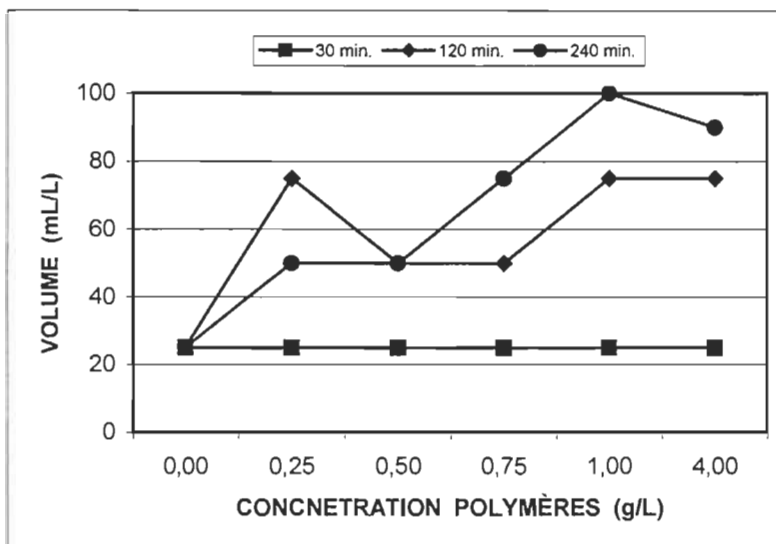
## 2 Eaux usées d'usines de papiers fins

La procédure expérimentale utilisée pour déterminer l'applicabilité du traitement pour l'épuration de six types d'eaux blanches en provenance d'usines de papiers fins est la suivante : des essais préliminaires sont réalisés visant à déterminer, dans un premier temps, la traitabilité potentielle de ces six types d'eaux blanches. En second lieu, des essais plus exhaustifs de traitabilité sont

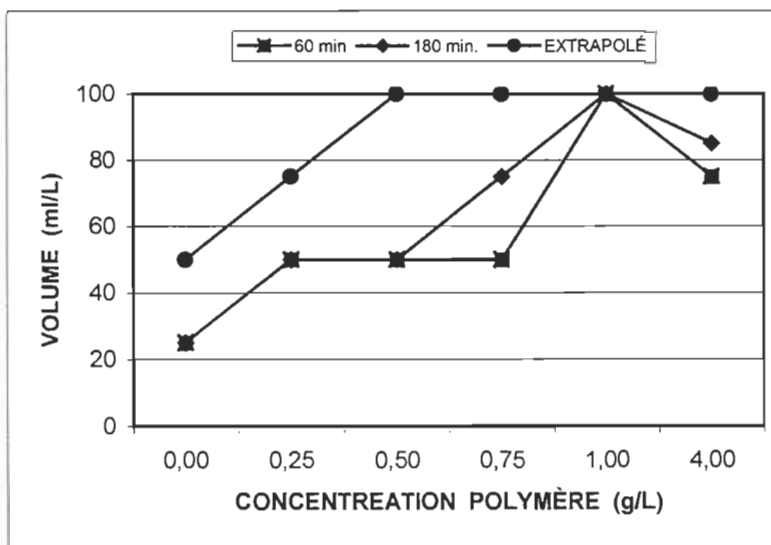
**Tableau A1.7 Volumes de boues décantées en fonction du temps et de la concentration en polymère lors du traitement des eaux usées brutes kraft.**

TEMPS (Minutes)	VOLUME DES BOUES DÉCANTÉES (ml/L)					
	CONCENTRATION EN POLYMÈRE (g/L)					
	0,00	0,25	0,50	0,75	1,00	4,00
5	25	< 25	< 25	< 25	25	25
10	25	< 25	< 25	< 25	25	50
15	25	< 25	< 25	< 25	50	50
20	25	< 25	< 25	25	100	50
25	25	< 25	< 25	25	125	50
30	25	25	25	25	150	75
60	25	50	50	50	100	75
90	25	75	50	50	75	75
120	25	75	50	50	75	75
150	25	50	50	75	75	75
180	25	50	50	75	100	85
210	25	50	50	75	100	85
240	25	50	50	75	100	90
EXT.	50	75	100	100	100	100

EXT. : Extrapolation du volume total de boues décantées.



**Figure Al.11** Volume de boues décantées après 30, 120 et 240 minutes en fonction de la concentration en polymère lors du traitement des eaux usées brutes kraft.



**Figure Al.12** Volume de boues décantées après 60, 180 minutes en fonction de la concentration en polymère lors du traitement des eaux usées brutes kraft.

réalisés en utilisant les eaux blanches ayant le mieux réagi au traitement.

## **2.1 Principales caractéristiques des eaux blanches**

Les principales caractéristiques des eaux blanches soumises aux essais préliminaires sont consignées au tableau AI.8. Les eaux blanches à l'étude présentaient des couleurs apparentes variant entre 600 et 7 100 unités PtCo, des DCO totales de 250 à 950 mg/L et des contenus en MES de 120 à 520 mg/L. Les eaux blanches de couleur jaune clair présentaient des couleurs réelles variant de 910 à 1 010 unités PtCo. Quant aux principales caractéristiques des eaux blanches de couleur jaune clair soumises aux essais de traitabilité, elles sont consignées au tableau AI.9.

## **2.2 Essais préliminaires**

### **2.2.1 Eaux blanches de couleur verte**

Les principales caractéristiques des eaux blanches de couleur verte, soumises aux essais préliminaires, étaient une couleur apparente (CA) initiale de 950 unités PtCo et une DCO totale d'environ 730 mg/L (Tableau AI.10). Les eaux blanches après traitement présentaient, quant à elles, des CA variant généralement entre 80 et 220 unités PtCo et des DCO totales se chiffrant entre 400 à 700 mg/L. Le traitement permettait ainsi d'obtenir des réductions de 92 % de la CA initiale et de 45 % de la DCO totale (Tableau AI.11). Toutefois, le simple fait de permettre une décantation naturelle (d'environ 15 à 30 minutes) de ces eaux blanches permettait d'en réduire de 93 % la couleur et de 42 % le contenu en DCO totale. Des réductions de 93 % de la CA et de 44 % de la DCO totale des eaux blanches de couleur verte étaient obtenues après filtration grossière. Compte tenu de ces considérations, il ne semblait pas opportun de poursuivre l'étude de la traitabilité des eaux blanches de couleur verte. Une simple décantation ou

**Tableau Al.8 Principales caractéristiques des eaux blanches issues d'usines de papiers fins et soumises aux essais préliminaires.**

<b>EAUX BLANCHES</b>	<b>COULEUR APPARENTE (PtCo)</b>	<b>COULEUR RÉELLE (PtCo)</b>	<b>DCO TOTALE (mg/L)</b>	<b>MES (mg/L)</b>
Verte	950 ± 8	—	730 ± 1	250 ± 0,3
Jaune or	4 550 ± 36	—	730 ± 1	395 ± 0,4
Bleue	600 ± 5	—	250 ± 1	120 ± 0,1
Jaune	3 500 ± 28	—	910 ± 2	520 ± 0,5
Rouge	2 600 ± 21	—	900 ± 2	490 ± 0,5
Jaune clair I	5 200 ± 42	—	920 ± 2	420 ± 0,4
Jaune clair II	7 100 ± 57	910 ± 7	940 ± 2	—
Jaune clair III	5 850 ± 47	1 010 ± 8	950 ± 2	—

— : Non mesuré

**Tableau Al.9 Principales caractéristiques des eaux blanches de couleur jaune clair issues d'usines de papiers fins et soumises aux essais de traitabilité.**

<b>PARAMÈTRES</b>	<b>VALEURS</b>
Couleur apparente (PtCo)	5 000 ± 40
Couleur réelle (PtCo)	680 ± 5
DCO totale (mg/L)	950 ± 2
DCO soluble (mg/L)	690 ± 1
DBO <sub>5</sub> totale (mg/L)	260 ± 21
DBO <sub>5</sub> soluble (mg/L)	230 ± 18
MES (mg/L)	330 ± 0,3
MVES (mg/L)	155 ± 0,2
ST (mg/L)	1 035 ± 1
STV (mg/L)	525 ± 0,3



**Tableau Al.10 Résultats obtenus lors des essais préliminaires portant sur les eaux blanches de couleur verte.**

CONCENTRATION POLYMÈRE (g/L) ( $\pm 0,0002$ )	COULEUR APPARENTE (PtCo)	DCO TOTALE (mg/L)	BOUES PRODUITES (g/L) ( $\pm 0,1 \%$ )
BRUT	950 $\pm$ 8	730 $\pm$ 1	0,247
BRUT DÉCANTÉ	70 $\pm$ 1	420 $\pm$ 1	NA
BRUT FILTRÉ	70 $\pm$ 1	410 $\pm$ 1	NA
0,02	80 $\pm$ 1	400 $\pm$ 1	0,201
0,04	100 $\pm$ 1	420 $\pm$ 1	0,235
0,06	170 $\pm$ 1	490 $\pm$ 1	0,013
0,08	190 $\pm$ 2	440 $\pm$ 1	0,259
0,10	220 $\pm$ 2	430 $\pm$ 1	0,064
0,25	450 $\pm$ 4	570 $\pm$ 1	0,038
0,50	1 090 $\pm$ 9	700 $\pm$ 1	ND

**Tableau Al.11 Performances obtenues lors des essais préliminaires portant sur les eaux blanches de couleur verte.**

CONCENTRATION POLYMÈRE (g/L) ( $\pm 0,0002$ )	RÉDUCTION CA (%)	RÉDUCTION DCO TOTALE (%)	PRODUCTION NETTE BOUES (g/L) ( $\pm 0,1 \%$ )
BRUT DÉCANTÉ	93 $\pm$ 1,9	42 $\pm$ 0,3	NA
BRUT FILTRÉ	93 $\pm$ 1,9	44 $\pm$ 0,3	NA
0,02	92 $\pm$ 1,8	45 $\pm$ 0,3	0,000
0,04	89 $\pm$ 1,8	43 $\pm$ 0,3	0,000
0,06	82 $\pm$ 1,6	33 $\pm$ 0,2	0,000
0,08	80 $\pm$ 1,6	39 $\pm$ 0,2	0,012
0,10	77 $\pm$ 1,5	41 $\pm$ 0,2	0,000
0,25	53 $\pm$ 1,1	22 $\pm$ 0,1	0,000
0,50	-15 $\pm$ 0,3	4 $\pm$ 0,1	ND

NA : Non applicable

ND : Non disponible

filtration de ces eaux usées permettait d'obtenir des performances comparables à celles obtenues lors du traitement.

L'étude de la quantité de boues chimiques générées a été réalisée, dans un premier temps, au cours des essais préliminaires. Cette étude est normalement réalisée indépendamment des essais préliminaires. Le laps de temps alloué à l'étude et les volumes d'effluents disponibles étant limités, les essais préliminaires et l'étude de la quantité de boues chimiques générées ont été réalisés simultanément. Il s'agissait simplement de mesurer le poids sec des papiers filtres avant et après l'étape de filtration grossière. La quantité initiale de boues primaires produites ou le contenu initial en matière en suspension (MES) des eaux usées de l'usine de papiers fins à l'étude a été évaluée en utilisant la même méthode.

Les résultats préliminaires suggèrent que la production de boues chimiques est faible et indépendante de la concentration de polymère utilisée (Tableau AI.10). D'une façon générale, on ne note aucune relation générale évidente entre la quantité nette de boues produites et la quantité de polymère utilisée (Tableau AI.11). La quantité initiale de solides (MES) dans les eaux blanches de l'usine de papiers fins à l'étude ou la quantité de boues primaires produites a été évaluée à 0,247 g/L. La production nette de boues chimiques a été estimée en soustrayant au poids des boues combinées obtenues après traitement le poids initial des MES contenues dans ces eaux usées. Selon la quantité de polymère utilisée, la production nette de boues chimiques variait alors entre 0 et 0,012 g/L. Le procédé ne parvenait pas ainsi à précipiter toutes les matières en suspension contenues dans les dites eaux blanches.

### **2.2.2 Eaux blanches de couleur jaune or**

Les eaux blanches de couleur jaune or soumises aux essais préliminaires, présentaient une couleur apparente de 4 550 unités PtCo et la

couleur des eaux usées traitées variait entre 150 et 510 unités PtCo (Tableau AI.12). Le traitement permettait ainsi d'obtenir une réduction de 97 % de la CA initiale (Tableau AI.13). La décantation et la filtration de ces eaux blanches permettaient, quant à elles, des réductions respectives de 80 et de 88 % de la CA initiale. La DCO totale de ces eaux blanches était initialement de 730 mg/L, alors qu'elle variait entre 390 et 510 mg/L après traitement (Tableau AI.12). La meilleure efficacité du traitement était une réduction de 46 % de la DCO totale (Tableau AI.13). Des réductions de 37 et de 44 % de la DCO totale ont été obtenues au moyen de la décantation et de la filtration respectivement. Comme dans le cas des eaux blanches de couleur verte, il ne semblait pas opportun de poursuivre l'étude de la traitabilité des eaux blanches de couleur jaune or. Une simple décantation ou filtration de ces eaux usées permettait ainsi d'obtenir des performances intéressantes, quoique légèrement inférieures à celles obtenues avec le traitement.

Pour ce qui est de la quantité de boues chimiques générées lors du traitement, les résultats obtenus suggèrent que la production de boues est faible et fonction de la charge en polymère (Tableau AI.12). La quantité potentielle de boues primaires produites ou le contenu en MES des eaux blanches de couleur jaune or a été évaluée à 0,393 g/L. La quantité de boues chimiques produites lors du traitement de ces eaux blanches variait entre 0,323 et 1,087 g/L. Ce qui représente des productions nettes de boues oscillant entre 0 et 0,694 g/L (Tableau AI.13). On constate que l'importance de cette production est fonction de la quantité de polymère utilisée et que des charges en polymère supérieures à 0,50 g/L génèrent de plus grandes quantités de boues chimiques tout en tendant à réduire l'efficacité du traitement.

### **2.2.3 Eaux blanches de couleur bleue**

Les eaux blanches de couleur bleue, soumises à l'étude, présentaient une couleur apparente de 600 unités PtCo et une DCO totale de 250 mg/L

**Tableau AI.12 Résultats obtenus lors des essais préliminaires portant sur les eaux blanches de couleur jaune or.**

CONCENTRATION POLYMÈRE (g/L) ( $\pm 0,0002$ )	COULEUR APPARENTE (PtCo)	DCO TOTALE (mg/L)	BOUES PRODUITES (g/L) ( $\pm 0,1 \%$ )
BRUT	4 550 $\pm$ 36	730 $\pm$ 2	0,393
BRUT DÉCANTÉ	920 $\pm$ 7	460 $\pm$ 1	NA
BRUT FILTRÉ	560 $\pm$ 4	410 $\pm$ 1	NA
0,10	510 $\pm$ 4	440 $\pm$ 1	0,323
0,25	180 $\pm$ 1	390 $\pm$ 1	0,471
0,35	300 $\pm$ 2	460 $\pm$ 1	0,516
0,50	150 $\pm$ 1	440 $\pm$ 1	0,605
0,75	190 $\pm$ 2	480 $\pm$ 1	1,049
1,00	200 $\pm$ 2	510 $\pm$ 1	1,087

**Tableau AI.13 Performances obtenues lors des essais préliminaires portant sur les eaux blanches de couleur jaune or.**

CONCENTRATION POLYMÈRE (g/L) ( $\pm 0,0002$ )	RÉDUCTION CA (%)	RÉDUCTION DCO TOTALE (%)	PRODUCTION NETTE BOUES (g/L) ( $\pm 0,1 \%$ )
BRUT DÉCANTÉ	80 $\pm$ 1,6	37 $\pm$ 0,2	NA
BRUT FILTRÉ	88 $\pm$ 1,8	44 $\pm$ 0,3	NA
0,10	89 $\pm$ 1,8	39 $\pm$ 0,2	0,000
0,25	96 $\pm$ 1,9	46 $\pm$ 0,3	0,078
0,35	94 $\pm$ 1,9	37 $\pm$ 0,2	0,123
0,50	97 $\pm$ 1,9	39 $\pm$ 0,2	0,212
0,75	96 $\pm$ 1,9	43 $\pm$ 0,3	0,656
1,00	96 $\pm$ 1,9	29 $\pm$ 0,2	0,694

NA : Non applicable

(Tableau AI.14). Les résultats obtenus lors des essais préliminaires suggèrent, dans la majorité des cas, une situation de surdosage en polymère. On obtient ainsi de meilleures efficacités, i.e., réductions de 90 % de la CA et de 38 % de la DCO totale, à la plus faible charge en polymère utilisée (Tableau AI.15). Malgré ce fait, on constate qu'une simple filtration ou une filtration grossière permettait d'obtenir des performances comparables ou supérieures à celles obtenues lors du traitement. Compte tenu de ces considérations, il ne semblait pas opportun de poursuivre l'étude de la traitabilité des eaux blanches de couleur bleue.

En ce qui a trait à la quantité de boues chimiques générées lors du traitement, les résultats préliminaires suggèrent que la production de boues est faible et indépendante de la concentration de polymère utilisé (Tableau AI.14). D'une façon générale, on ne note aucune tendance générale en ce qui a trait à l'évolution de la quantité nette de boues produites en fonction de la quantité de polymère utilisée (Tableau AI.15). La quantité initiale de solides (MES) dans les eaux blanches de couleur bleue ou la quantité de boues primaires potentiellement produites a été évaluée à 0,118 g/L. La quantité de boues chimiques produites lors du traitement de ces eaux usées variait normalement entre 0,130 et 0,174 g/L. Ce qui se traduit en des productions nettes de boues variant entre 0,012 et 0,188 g/L.

#### **2.2.4 Eaux blanches de couleur jaune**

Les principales caractéristiques des eaux blanches de couleur jaune, soumises aux essais préliminaires étaient une couleur apparente (CA) initiale de 3 500 unités PtCo, une DCO totale d'environ 910 mg/L et un contenu en MES de 519 mg/L (Tableau AI.16). Les eaux blanches traitées présentaient, quant à elles, des CA variant entre 200 et 280 unités PtCo et des DCO totales se chiffrant entre 400 à 520 mg/L. Les meilleures performances du traitement seraient ainsi des réductions de 94 % de la CA initiale et de 56 % de la DCO totale (Tableau AI.17). Toutefois, une simple décantation des ces eaux usées

**Tableau Al.14 Résultats obtenus lors des essais préliminaires portant sur les eaux blanches de couleur bleue.**

CONCENTRATION POLYMÈRE (g/L) ( $\pm 0,0002$ )	COULEUR APPARENTE (PtCo)	DCO TOTALE (mg/L)	BOUES PRODUITES (g/L) ( $\pm 0,1 \%$ )
BRUT	600 $\pm$ 5	250 $\pm$ 0,5	0,118
BRUT DÉCANTÉ	60 $\pm$ 0,5	150 $\pm$ 0,3	NA
BRUT FILTRÉ	50 $\pm$ 0,5	140 $\pm$ 0,3	NA
0,10	60 $\pm$ 0,5	160 $\pm$ 0,3	0,130
0,25	140 $\pm$ 1	400 $\pm$ 1	0,306
0,35	250 $\pm$ 2	510 $\pm$ 1	0,142
0,50	260 $\pm$ 2	700 $\pm$ 1	0,148
0,75	640 $\pm$ 5	920 $\pm$ 2	0,139
1,00	310 $\pm$ 3	1 390 $\pm$ 3	0,174
2,00	1 420 $\pm$ 11	900 $\pm$ 2	1,544

**Tableau Al.15 Performances obtenues lors des essais préliminaires portant sur les eaux blanches de couleur bleue.**

CONCENTRATION POLYMÈRE (g/L) ( $\pm 0,0002$ )	RÉDUCTION CA (%)	RÉDUCTION DCO TOTALE (%)	PRODUCTION NETTE BOUES (g/L) ( $\pm 0,1 \%$ )
BRUT DÉCANTÉ	90 $\pm$ 1,8	40 $\pm$ 0,2	NA
BRUT FILTRÉ	92 $\pm$ 1,8	44 $\pm$ 0,3	NA
0,10	90 $\pm$ 1,8	38 $\pm$ 0,2	0,012
0,25	77 $\pm$ 1,5	- 60 $\pm$ 0,4	0,188
0,35	58 $\pm$ 1,2	- 102 $\pm$ 0,6	0,024
0,50	57 $\pm$ 1,1	- 179 $\pm$ 1,1	0,030
0,75	- 8 $\pm$ 0,2	- 265 $\pm$ 1,6	0,021
1,00	48 $\pm$ 1,0	- 451 $\pm$ 2,7	0,056
2,00	- 139 $\pm$ 2,8	- 257 $\pm$ 1,5	1,426

NA : Non applicable

**Tableau AI.16 Résultats obtenus lors des essais préliminaires portant sur les eaux blanches de couleur jaune.**

CONCENTRATION POLYMÈRE (g/L) ( $\pm 0,0002$ )	COULEUR APPARENTE (PtCo)	DCO TOTALE (mg/L)	BOUES PRODUITES (g/L) ( $\pm 0,1\%$ )
BRUT	3 500 $\pm$ 28	910 $\pm$ 2	0,519
BRUT DÉCANTÉ	630 $\pm$ 5	500 $\pm$ 1	NA
BRUT FILTRÉ	420 $\pm$ 3	450 $\pm$ 1	NA
0,02	210 $\pm$ 2	400 $\pm$ 1	0,424
0,04	250 $\pm$ 2	410 $\pm$ 1	0,288
0,05	220 $\pm$ 2	430 $\pm$ 1	0,437
0,06	240 $\pm$ 2	430 $\pm$ 1	0,404
0,08	230 $\pm$ 2	430 $\pm$ 1	0,420
0,10	280 $\pm$ 2	460 $\pm$ 1	0,697
0,25	200 $\pm$ 2	480 $\pm$ 1	0,563
0,50	220 $\pm$ 2	520 $\pm$ 1	1,103

**Tableau AI.17 Performances obtenues lors des essais préliminaires portant sur les eaux blanches de couleur jaune.**

CONCENTRATION POLYMÈRE (g/L) ( $\pm 0,0002$ )	RÉDUCTION CA (%)	RÉDUCTION DCO TOTALE (%)	PRODUCTION NETTE BOUES (g/L) ( $\pm 0,1\%$ )
BRUT DÉCANTÉ	82 $\pm$ 1,6	45 $\pm$ 0,3	NA
BRUT FILTRÉ	88 $\pm$ 1,8	50 $\pm$ 0,3	NA
0,02	94 $\pm$ 1,9	56 $\pm$ 0,3	0,000
0,04	93 $\pm$ 1,9	55 $\pm$ 0,3	0,000
0,05	94 $\pm$ 1,9	53 $\pm$ 0,3	0,000
0,06	93 $\pm$ 1,9	53 $\pm$ 0,3	0,000
0,08	94 $\pm$ 1,9	53 $\pm$ 0,3	0,000
0,10	92 $\pm$ 1,8	49 $\pm$ 0,3	0,178
0,25	94 $\pm$ 1,9	47 $\pm$ 0,3	0,044
0,50	94 $\pm$ 1,9	42 $\pm$ 0,2	0,584

NA : Non applicable

permettait d'en réduire de 82 % la couleur et de 45 % le contenu en DCO totale. Des réductions de 88 % de la CA et de 50 % de la DCO totale des eaux blanches de couleur jaune étaient obtenues après filtration grossière. Comme dans les cas précédents, il ne semblait pas opportun de poursuivre l'étude de la traitabilité des eaux blanches de couleur jaune.

Pour ce qui est de la quantité de boues générées lors du traitement des eaux blanches de couleur jaune, les résultats préliminaires suggèrent que la production de boues chimiques est faible et indépendante de la concentration de polymère utilisée (Tableau AI.16). D'une façon générale, on ne note aucune tendance générale en ce qui a trait à la quantité nette de boues produites en fonction de la quantité de polymère utilisée (Tableau AI.17). La quantité initiale de solides (MES) ou la quantité de boues primaires dans les eaux blanches de couleur jaune a été évaluée à 0,519 g/L. Selon la quantité de polymère utilisée, lors du traitement de ces eaux usées, la quantité de boues chimiques produites variait entre 0,288 et 1,103 g/L. La production nette de boues chimiques serait ainsi de 0 à 0,584 g de boues chimiques par litre d'eaux blanches traitées.

### **2.2.5 Eaux blanches de couleur rouge**

Les eaux blanches de couleur rouge en provenance de l'usine de papiers fins à l'étude présentaient une couleur apparente de 2 600 unités PtCo et une DCO totale de 900 mg/L (Tableau AI.18). Le traitement permettait de réduire la CA de ces eaux usées à des valeurs de 160 à 340 unités PtCo et sa DCO totale à des valeurs de 530 à 690 mg/L. La meilleure performance du traitement était ainsi une réduction de 94 % de la CA et de 41 % de la DCO totale (Tableau AI.19). La décantation et la filtration de ces eaux usées permettaient, quant à elles, d'obtenir des réductions de la CA (87 - 90 %) et de la DCO (36 - 37 %) comparables à celles obtenues après traitement. Comme dans les cas précédents, il ne semblait pas opportun de poursuivre l'étude de la traitabilité des eaux blanches de couleur rouge. Une simple décantation ou filtration de ces



**Tableau Al.18 Résultats obtenus lors des essais préliminaires portant sur les eaux blanches de couleur rouge.**

CONCENTRATION POLYMÈRE (g/L) ( $\pm 0,0002$ )	COULEUR APPARENTE (PtCo)	DCO TOTALE (mg/L)	BOUES PRODUITES (g/L) ( $\pm 0,1 \%$ )
BRUT	2 600 $\pm$ 21	900 $\pm$ 2	0,487
BRUT DÉCANTÉ	340 $\pm$ 3	570 $\pm$ 1	NA
BRUT FILTRÉ	250 $\pm$ 2	570 $\pm$ 1	NA
0,04	340 $\pm$ 3	570 $\pm$ 1	0,342
0,10	230 $\pm$ 2	560 $\pm$ 1	0,372
0,25	190 $\pm$ 2	530 $\pm$ 1	0,524
0,50	280 $\pm$ 2	580 $\pm$ 1	0,701
1,00	160 $\pm$ 1	620 $\pm$ 1	1,206
1,50	210 $\pm$ 2	690 $\pm$ 1	1,718

**Tableau Al.19 Performances obtenues lors des essais préliminaires portant sur les eaux blanches de couleur rouge.**

CONCENTRATION POLYMÈRE (g/L) ( $\pm 0,0002$ )	RÉDUCTION CA (%)	RÉDUCTION DCO TOTALE (%)	PRODUCTION NETTE BOUES (g/L) ( $\pm 0,1 \%$ )
BRUT DÉCANTÉ	87 $\pm$ 1,7	36 $\pm$ 0,2	NA
BRUT FILTRÉ	90 $\pm$ 1,8	37 $\pm$ 0,2	NA
0,04	87 $\pm$ 1,7	37 $\pm$ 0,2	0,000
0,10	91 $\pm$ 1,8	38 $\pm$ 0,2	0,000
0,25	93 $\pm$ 1,9	41 $\pm$ 0,3	0,037
0,50	89 $\pm$ 1,8	36 $\pm$ 0,2	0,214
1,00	94 $\pm$ 1,9	31 $\pm$ 0,2	0,719
1,50	92 $\pm$ 1,8	24 $\pm$ 0,1	1,231

NA : Non applicable

eaux usées permettait ainsi d'obtenir des performances comparables à celles obtenues avec le traitement.

En ce qui a trait à la quantité de boues chimiques générées lors du traitement, les résultats préliminaires suggèrent que la production de boues est faible et fonction de la concentration de polymère utilisé (Tableaux AI.18 et AI.19). D'une façon générale, on note que la quantité de boues produites tend à s'accroître avec toutes augmentations de la concentration en polymère. La quantité initiale de solides (MES) ou de boues primaires initialement contenues dans les eaux blanches de couleur rouge a été évaluée à 0,487 g/L. Selon la charge polymérique, la quantité de boues chimiques produites lors du traitement des eaux blanches variait entre 0,342 et 1,718 g/L. Ce qui se traduit en des productions nettes de boues chimiques variant entre 0 et 1,231g/L.

### **2.2.6 Eaux blanches de couleur jaune clair**

Les principales caractéristiques des eaux blanches de couleur jaune clair, soumises aux essais préliminaires, étaient une couleur apparente (CA) initiale d'environ 5 200 unités PtCo, une DCO totale de 920 mg/L et un contenu en MES de 417 mg/L (Tableau AI.20). Les eaux blanches traitées présentaient, quant à elles, des CA variant entre 220 et 380 unités PtCo et des DCO totales se chiffrant entre 540 à 750 mg/L. La meilleure performance du traitement serait ainsi une réduction de 96 % de la CA et une réduction de 42 % de la DCO totale (Tableau AI.21). On note qu'une dose de 1,00 g/L de polymère tend à réduire l'efficacité du traitement. Une simple décantation de ces eaux blanches permettait toutefois d'en réduire de 72 % la couleur et de 32 % le contenu en DCO totale. Des réductions de 74 % de la CA et de 37 % de la DCO totale desdites eaux blanches étaient obtenues après filtration grossière. Compte tenu des résultats obtenus et des particularités spécifiques de ce type d'eaux usées, il semblait intéressant ou opportun de poursuivre l'étude de la traitabilité des eaux blanches de couleur jaune clair.

**Tableau Al.20 Résultats obtenus lors des essais préliminaires portant sur les eaux blanches de couleur jaune clair.**

CONCENTRATION POLYMÈRE (g/L) ( $\pm 0,0002$ )	COULEUR APPARENTE (PtCo)	DCO TOTALE (mg/L)	BOUES PRODUITES (g/L) ( $\pm 0,1 \%$ )
BRUT	5 200 $\pm$ 41	920 $\pm$ 2	0,417
BRUT DÉCANTÉ	1 430 $\pm$ 11	630 $\pm$ 1	NA
BRUT FILTRÉ	1 330 $\pm$ 11	580 $\pm$ 1	NA
0,02	370 $\pm$ 3	550 $\pm$ 1	0,287
0,08	270 $\pm$ 2	540 $\pm$ 1	0,291
0,10	220 $\pm$ 2	550 $\pm$ 1	0,242
0,25	260 $\pm$ 2	540 $\pm$ 1	0,440
0,35	230 $\pm$ 2	550 $\pm$ 1	0,460
0,50	220 $\pm$ 2	550 $\pm$ 1	0,601
1,00	380 $\pm$ 3	750 $\pm$ 2	1,230

**Tableau Al.21 Performances obtenues lors des essais préliminaires portant sur les eaux blanches de couleur jaune clair.**

CONCENTRATION POLYMÈRE (g/L) ( $\pm 0,0002$ )	RÉDUCTION CA (%)	RÉDUCTION DCO TOTALE (%)	PRODUCTION NETTE BOUES (g/L) ( $\pm 0,1 \%$ )
BRUT DÉCANTÉ	72 $\pm$ 1,4	32 $\pm$ 0,2	NA
BRUT FILTRÉ	74 $\pm$ 1,5	37 $\pm$ 0,2	NA
0,02	93 $\pm$ 1,9	40 $\pm$ 0,2	0,000
0,08	95 $\pm$ 1,9	42 $\pm$ 0,3	0,000
0,10	96 $\pm$ 1,9	41 $\pm$ 0,3	0,000
0,25	95 $\pm$ 1,9	42 $\pm$ 0,3	0,023
0,35	96 $\pm$ 1,9	40 $\pm$ 0,2	0,043
0,50	96 $\pm$ 1,9	40 $\pm$ 0,2	0,184
1,00	93 $\pm$ 1,9	18 $\pm$ 0,1	0,783

NA : Non applicable

Pour ce qui est de la quantité de boues chimiques générées lors du traitement des eaux blanches de couleur jaune clair, les résultats préliminaires suggèrent que la production de boues est faible et plus ou moins fonction de la concentration de polymère utilisée (Tableau AI.20). D'une façon générale, on ne note aucune tendance générale en ce qui a trait à la quantité nette de boues produites en fonction de la quantité de polymère utilisée (Tableau AI.21). La quantité initiale de solides (MES) dans ces eaux blanches ou la quantité de boues primaires a été évaluée à 0,417 g/L. Pour des concentrations en polymères variant entre 0,02 et 0,50 g/L, la quantité de boues chimiques produites, lors du traitement de ces eaux blanches, variait entre 0,242 et 0,601 g/L. La production nette de boues chimiques serait ainsi de 0 à 0,184 g de boues chimiques par litre d'eaux usées traitées. Malgré le fait que les eaux blanches de couleur jaune clair étaient les plus chargées, elles étaient l'une de celles qui présentaient les plus faibles productions nettes de boues chimiques.

### **2.3 Essais préliminaires II**

Les essais préliminaires II visaient à mieux déterminer la traitabilité potentielle des eaux blanches colorées en provenance d'une usine spécifique produisant des papiers fins. Les eaux blanches ayant le mieux réagi au traitement, i.e., eaux blanches de couleur jaune clair, ont ainsi été soumises à des essais préliminaires additionnels de traitabilité. Au cours de ces nouveaux essais préliminaires, la couleur réelle des eaux blanches avant et après traitement sera ajoutée à la liste des paramètres analysés.

Les eaux blanches de couleur jaune clair, soumise aux essais préliminaires II, présentaient une couleur apparente (CA) de 7 100 unités PtCo, une couleur réelle (CR) de 910 unités PtCo et une DCO totale de 940 mg/L (Tableau AI.22). Le traitement permettait de réduire la CA de ces eaux blanches à des valeurs de 150 à 390 unités PtCo, sa CR à des valeurs 30 à 90 unités PtCo et sa DCO totale à des valeurs de 480 à 700 mg/L. La meilleure

efficacité du traitement était ainsi une réduction de 98 % de la CA, de 97 % de la CR et de 49 % de la DCO totale (Tableau AI.23). La décantation et la filtration de ces eaux usées permettaient, quant à elles, d'obtenir des réductions de la CA (70 - 83 %) et de la DCO (32 - 33 %) inférieures à celles obtenues après traitement. Compte tenu des résultats obtenus et des particularités spécifiques des eaux blanches de couleur jaune clair, il semblait intéressant de poursuivre l'étude préliminaire de la traitabilité des ces eaux blanches.

## **2.4 Essais préliminaires III**

Les essais préliminaires III visaient à déterminer l'impact de la variation d'un paramètre expérimental sur la traitabilité potentielle des eaux blanches colorées ayant le mieux réagi au traitement, i.e., eaux blanches de couleur jaune clair. Ces eaux blanches ont ainsi été soumises à des essais préliminaires additionnels et plus exhaustifs de traitabilité.

Les principales caractéristiques des eaux blanches de couleur jaune clair, soumises aux essais préliminaires III, étaient une couleur apparente (CA) de 5 850 unités PtCo, une couleur réelle (CR) de 1 010 unités PtCo et une DCO totale de 950 mg/L (Tableau AI.24). Les eaux blanches traitées présentaient, quant à elles, des CA variant entre 190 et 940 unités PtCo, des CR fluctuant entre 50 et 370 unités PtCo et des DCO totales se chiffrant entre 460 et 630 mg/l. Les meilleures performances du traitement seraient ainsi des réductions de 97 % de la CA, de 95 % de la CR et de 53 % de la DCO totale (Tableau AI.25). La décantation des ces eaux blanches permettait d'en réduire de 70 % la CA et de 34 % le contenu en DCO totale. Des réductions de 75 % de la CA et de 36 % de la DCO totale desdites eaux blanches étaient obtenues après filtration grossière.

Pour ce qui est de la quantité de boues chimiques générées lors de la réalisation des essais préliminaires III, les résultats obtenus suggèrent que la

**Tableau A1.22 Résultats obtenus lors des essais préliminaires II portant sur les eaux blanches de couleur jaune clair.**

CONCENTRATION POLYMÈRE (g/L) ( $\pm 0,0002$ )	COULEUR APPARENTE (PtCo)	COULEUR RÉELLE (PtCo)	DCO TOTALE (mg/L)
BRUT	7 100 $\pm$ 57	910 $\pm$ 7	940 $\pm$ 2
BRUT DÉCANTÉ	2 150 $\pm$ 17	ND	640 $\pm$ 1
BRUT FILTRÉ	1 220 $\pm$ 10	NA	630 $\pm$ 1
0,025	350 $\pm$ 3	90 $\pm$ 1	530 $\pm$ 1
0,05	230 $\pm$ 2	90 $\pm$ 1	480 $\pm$ 1
0,08	240 $\pm$ 2	60 $\pm$ 0,5	530 $\pm$ 1
0,10	290 $\pm$ 2	60 $\pm$ 0,5	530 $\pm$ 1
0,25	150 $\pm$ 1	30 $\pm$ 0,2	520 $\pm$ 1
0,50	320 $\pm$ 3	30 $\pm$ 0,2	630 $\pm$ 1
1,00	390 $\pm$ 3	40 $\pm$ 0,3	700 $\pm$ 1

**Tableau A1.23 Performances obtenues lors des essais préliminaires II portant sur les eaux blanches de couleur jaune clair.**

CONCENTRATION POLYMÈRE (g/L) ( $\pm 0,0002$ )	RÉDUCTION CA (%)	RÉDUCTION CR (%)	RÉDUCTION DCO TOTALE (%)
BRUT DÉCANTÉ	70 $\pm$ 1,4	ND	32 $\pm$ 0,2
BRUT FILTRÉ	83 $\pm$ 1,7	NA	33 $\pm$ 0,2
0,025	95 $\pm$ 1,9	90 $\pm$ 1,8	43 $\pm$ 0,3
0,05	97 $\pm$ 1,9	90 $\pm$ 1,8	49 $\pm$ 0,3
0,08	97 $\pm$ 1,9	94 $\pm$ 1,9	44 $\pm$ 0,3
0,10	96 $\pm$ 1,9	94 $\pm$ 1,9	44 $\pm$ 0,3
0,25	98 $\pm$ 1,9	96 $\pm$ 1,9	45 $\pm$ 0,3
0,50	96 $\pm$ 1,9	97 $\pm$ 1,9	33 $\pm$ 0,2
1,00	95 $\pm$ 1,9	95 $\pm$ 1,9	26 $\pm$ 0,2

NA : Non applicable

ND : Non disponible

**Tableau Al.24 Résultats obtenus lors des essais préliminaires III portant sur les eaux blanches de couleur jaune clair.**

CODE	COULEUR APPARENTE (PtCo)	COULEUR RÉELLE (PtCo)	DCO TOTALE (mg/L)
BRUT	5 850 ± 47	1 010 ± 8	950 ± 2
BRUT DÉCANTÉ	1 750 ± 14	ND	650 ± 1
BRUT FILTRÉ	1 440 ± 12	NA	630 ± 1
1	490 ± 4	80 ± 1	610 ± 1
2	940 ± 8	280 ± 2	620 ± 1
3	690 ± 6	70 ± 1	530 ± 1
4	190 ± 2	50 ± 0,4	630 ± 1
5	190 ± 2	100 ± 1	460 ± 1
6	260 ± 2	130 ± 1	490 ± 1
7	310 ± 2	170 ± 1	490 ± 1
8	500 ± 4	370 ± 3	540 ± 1

**Tableau Al.25 Performances obtenues lors des essais préliminaires III portant sur les eaux blanches de couleur jaune clair.**

CODE	RÉDUCTION CA (%)	RÉDUCTION CR (%)	RÉDUCTION DCO TOTALE (%)
BRUT DÉCANTÉ	70 ± 1,4	ND	34 ± 0,2
BRUT FILTRÉ	75 ± 1,5	NA	36 ± 0,2
1	92 ± 1,8	92 ± 1,8	38 ± 0,2
2	84 ± 1,7	73 ± 1,5	38 ± 0,2
3	88 ± 1,8	94 ± 1,9	47 ± 0,3
4	97 ± 1,9	95 ± 1,9	37 ± 0,2
5	97 ± 1,9	90 ± 1,8	53 ± 0,3
6	96 ± 1,9	88 ± 1,8	51 ± 0,3
7	95 ± 1,9	83 ± 1,7	51 ± 0,3
8	91 ± 1,8	63 ± 1,3	45 ± 0,3

NA : Non applicable

ND : Non disponible

production de boues est faible et indépendante de la concentration de polymère utilisé (Tableau Al.26). D'une façon générale, on ne note aucune tendance générale en ce qui a trait à la quantité nette de boues produites en fonction de la quantité de polymère utilisée. La quantité initiale de solides (MES) ou de boues primaires contenues dans les eaux blanches de couleur jaune clair a été évaluée à 0,385 g/L. Selon la quantité de polymère utilisée lors du traitement de ces eaux blanches, la quantité de boues chimiques produites variait entre 0,250 et 0,429 g/L. La production nette de boues chimiques serait ainsi de 0 à 0,044 g de boues chimiques par litre d'eaux blanches traitées. Par conséquent, l'utilisation du traitement n'engendrerait pas une augmentation de la quantité de boues produites.

**Tableau Al.26 Boues produites lors des essais préliminaires III portant sur les eaux blanches de couleur jaune clair.**

<b>CODE</b>	<b>BOUES PRODUITES (Poids sec) (g / L) (<math>\pm 0,1</math> %)</b>	<b>PRODUCTION NETTE DE BOUES (g / L) (<math>\pm 0,1</math> %)</b>
<b>BRUT</b>	<b>0,385</b>	<b>NA</b>
<b>1</b>	<b>0,320</b>	<b>0,000</b>
<b>2</b>	<b>0,250</b>	<b>0,000</b>
<b>3</b>	<b>0,254</b>	<b>0,000</b>
<b>4</b>	<b>0,326</b>	<b>0,000</b>
<b>5</b>	<b>0,363</b>	<b>0,000</b>
<b>6</b>	<b>0,361</b>	<b>0,000</b>
<b>7</b>	<b>0,354</b>	<b>0,000</b>
<b>8</b>	<b>0,429</b>	<b>0,044</b>

**NA : Non applicable**



## 2.5 Essais de traitabilité

Considérant les résultats obtenus lors des essais préliminaires et après discussion, il a été convenu de poursuivre l'étude de la traitabilité en utilisant uniquement les eaux blanches de couleur jaune clair.

### 2.5.1 Couleur apparente

Les eaux blanches soumises aux essais de traitabilité, présentaient une couleur apparente initiale d'environ 5 000 unités PtCo, alors que la couleur CA des eaux blanches après traitement variait généralement entre 170 et 340 unités PtCo (Tableau A1.27). Ce qui correspond à des réductions de CA variant entre 93 et 97 % (Tableau A1.28).

La simple décantation desdites eaux blanches permettait d'en réduire la CA à des valeurs de 1 900 unités PtCo. La décantation de ces eaux usées pourrait ainsi permettre d'en réduire la CA de 62 %, point D à la figure A1.13. Une filtration grossière de ces eaux blanches permettrait, quant à elle, d'obtenir une réduction de 79 % de la CA, i.e., couleur finale de 1 040 unités PtCo, point F à la figure A1.13. La comparaison de ces résultats avec ceux obtenus après traitement démontre bien que les performances du traitement ne soient pas attribuables uniquement à l'enlèvement des MES, mais aussi à l'action du polymère sur des substances dissoutes.

D'une façon générale, la courbe de l'évolution de l'efficacité du traitement en fonction de la charge polymérique ne révèle aucune relation évidente entre ces deux variables (Figure A1.13). L'utilisation de 0,025 ou de 1,0 g/L de polymère produit ainsi des performances similaires. Ceci n'était pas prévisible puisque la réduction de la couleur est normalement et statistiquement fonction de la quantité de polymère utilisée. Plusieurs hypothèses peuvent toutefois être émises pour tenter d'expliquer ce phénomène, e.g., MES, écart dans les

**Tableau A1.27 Résultats obtenus lors des essais de traitabilité des eaux blanches de couleur jaune clair.**

CONCEN. POLYMÈRE (g/L) (± 0,0002 g/L)	COULEUR APPARENTE (PtCo) (± 0,8 %)	COULEUR RÉELLE (PtCo) (± 0,8 %)	DCO TOTALE (mg/L) (± 0,2 %)	DCO SOLUBLE (mg/L) (± 0,2 %)	DBO <sub>5</sub> TOTALE (mg/L) (± 4,0 %)	DBO <sub>5</sub> SOLUBLE (mg/L) (± 4,0 %)	MES (mg/L) (± 0,1 %)	MVES (mg/L) (± 0,1 %)	ST (g/L) (± 0,1 %)	STV (g/L) (± 0,1 %)	BOUES PRODUITES (g/L) (± 0,1 %)
<b>BRUT</b>	<b>5 000</b>	<b>680</b>	<b>950</b>	<b>690</b>	<b>260</b>	<b>230</b>	<b>331</b>	<b>156</b>	<b>1,035</b>	<b>0,525</b>	<b>0,358</b>
<b>BRUT D</b>	<b>1 900</b>	_____	<b>650</b>	_____	_____	_____	_____	_____	_____	_____	_____
<b>BRUT F</b>	<b>1 040</b>	_____	<b>610</b>	_____	_____	_____	_____	_____	_____	_____	_____
<b>0,025</b>	<b>340</b>	<b>180</b>	<b>560</b>	<b>470</b>	<b>250</b>	<b>200</b>	<b>18</b>	<b>12</b>	<b>1,035</b>	<b>0,485</b>	<b>0,197</b>
<b>0,050</b>	<b>310</b>	<b>140</b>	<b>550</b>	<b>460</b>	<b>230</b>	<b>200</b>	<b>17</b>	<b>5</b>	<b>0,965</b>	<b>0,455</b>	<b>0,224</b>
<b>0,075</b>	<b>280</b>	<b>110</b>	<b>570</b>	<b>460</b>	<b>230</b>	<b>180</b>	<b>18</b>	<b>4</b>	<b>1,003</b>	<b>0,475</b>	<b>0,237</b>
<b>0,100</b>	<b>300</b>	<b>110</b>	<b>580</b>	<b>480</b>	<b>230</b>	<b>190</b>	<b>21</b>	<b>6</b>	<b>0,980</b>	<b>0,455</b>	<b>0,218</b>
<b>0,250</b>	<b>290</b>	<b>80</b>	<b>590</b>	<b>490</b>	<b>240</b>	<b>200</b>	<b>24</b>	<b>15</b>	<b>1,080</b>	<b>0,530</b>	<b>0,386</b>
<b>0,500</b>	<b>170</b>	<b>60</b>	<b>600</b>	<b>530</b>	<b>260</b>	<b>210</b>	<b>18</b>	<b>6</b>	<b>1,060</b>	<b>0,500</b>	<b>0,620</b>
<b>0,750</b>	<b>300</b>	<b>70</b>	<b>630</b>	<b>560</b>	<b>260</b>	<b>230</b>	<b>34</b>	<b>22</b>	<b>1,105</b>	<b>0,515</b>	<b>0,805</b>
<b>1,000</b>	<b>190</b>	<b>60</b>	<b>610</b>	<b>510</b>	<b>260</b>	<b>210</b>	<b>22</b>	<b>11</b>	<b>1,060</b>	<b>0,515</b>	<b>1,069</b>

**BRUT D : BRUT DÉCANTÉ**

**BRUT F : BRUT FILTRÉ**

\_\_\_\_\_ : Non mesuré

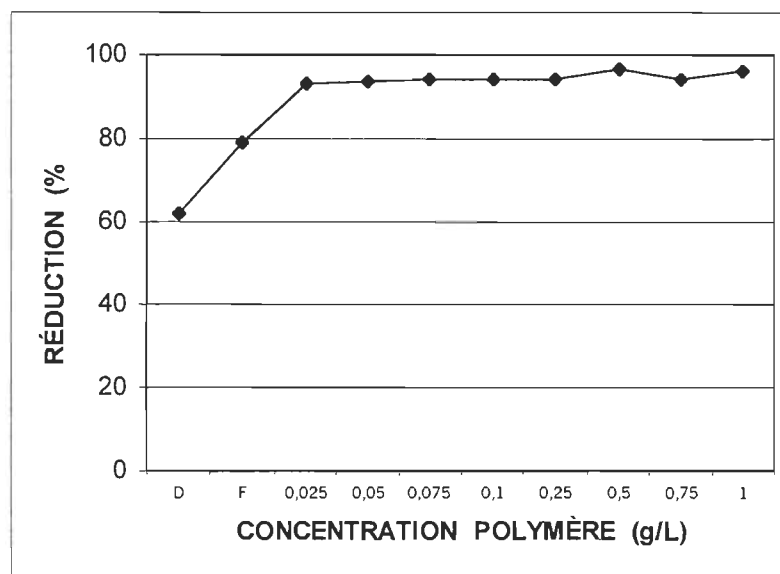
**Tableau AI.28 Performances obtenues lors des essais de traitabilité des eaux blanches de couleur jaune clair.**

CONCEN. POLYMÈRE (g/l) (± 0,0002 g/L)	RÉDUCTION CA (%) (± 2,4 %)	REDUCTION CR (%) (± 2,4 %)	RÉDUCTION DCO TOT. (%) (± 0,6 %)	RÉDUCTION DCO SOL. (%) (± 0,6 %)	RÉDUCTION DBO <sub>5</sub> TOT. (%) (± 12 %)	RÉDUCTION DBO <sub>5</sub> SOL. (%) (± 12 %)	RÉDUCTION MES (%) (± 0,3 %)	RÉDUCTION MVES (%) (± 0,3 %)	RÉDUCTION ST (%) (± 0,3 %)	RÉDUCTION STV (%) (± 0,3 %)	PROD. NET. BOUES (g/l) (± 0,3 %)
<b>BRUT D</b>	<b>62</b>	_____	<b>32</b>	_____	_____	_____	_____	_____	_____	_____	_____
<b>BRUT F</b>	<b>79</b>	_____	<b>35</b>	_____	_____	_____	_____	_____	_____	_____	_____
<b>0,025</b>	<b>93</b>	<b>74</b>	<b>41</b>	<b>33</b>	<b>4</b>	<b>13</b>	<b>95</b>	<b>92</b>	<b>0</b>	<b>8</b>	<b>0,000</b>
<b>0,050</b>	<b>93</b>	<b>79</b>	<b>42</b>	<b>33</b>	<b>12</b>	<b>13</b>	<b>95</b>	<b>97</b>	<b>7</b>	<b>13</b>	<b>0,000</b>
<b>0,075</b>	<b>94</b>	<b>84</b>	<b>40</b>	<b>34</b>	<b>12</b>	<b>22</b>	<b>95</b>	<b>98</b>	<b>3</b>	<b>9</b>	<b>0,000</b>
<b>0,100</b>	<b>94</b>	<b>83</b>	<b>39</b>	<b>30</b>	<b>12</b>	<b>17</b>	<b>94</b>	<b>96</b>	<b>5</b>	<b>13</b>	<b>0,000</b>
<b>0,250</b>	<b>94</b>	<b>88</b>	<b>38</b>	<b>29</b>	<b>8</b>	<b>13</b>	<b>93</b>	<b>90</b>	<b>- 4</b>	<b>- 1</b>	<b>0,028</b>
<b>0,500</b>	<b>97</b>	<b>91</b>	<b>36</b>	<b>23</b>	<b>0</b>	<b>9</b>	<b>95</b>	<b>96</b>	<b>- 2</b>	<b>5</b>	<b>0,262</b>
<b>0,750</b>	<b>94</b>	<b>89</b>	<b>34</b>	<b>20</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>90</b>	<b>86</b>	<b>- 7</b>	<b>2</b>	<b>0,447</b>
<b>1,000</b>	<b>96</b>	<b>92</b>	<b>36</b>	<b>26</b>	<b>0</b>	<b>9</b>	<b>93</b>	<b>93</b>	<b>- 2</b>	<b>2</b>	<b>0,711</b>

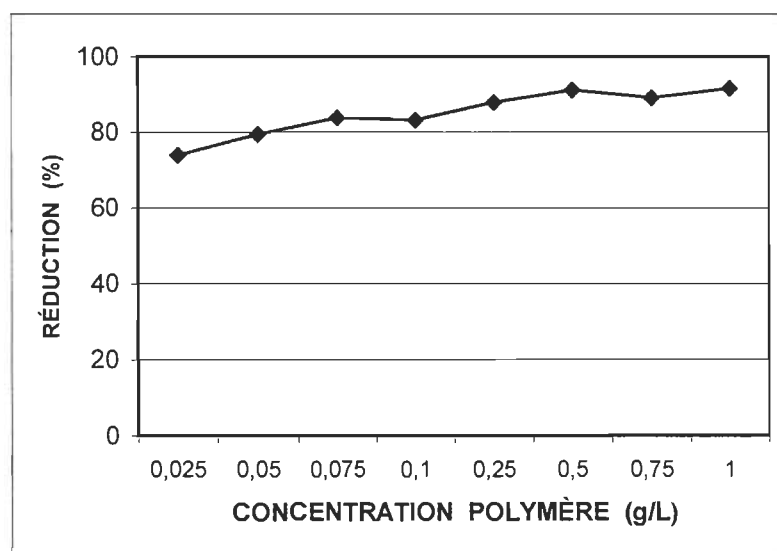
**BRUT D : BRUT DÉCANTÉ**

**BRUT F : BRUT FILTRÉ**

\_\_\_\_\_ : Non mesure



**Figure Al.13** Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction de la couleur apparente) en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux blanches de couleur jaune clair. Effluent brut décanté (D), effluent brut filtré (F).



**Figure Al.14** Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction de la couleur réelle) en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux blanches de couleur jaune clair.

caractéristiques des eaux blanches brutes, non-optimisation du procédé, surdosage, faibles charges des eaux usées.

La CA des eaux blanches soumises aux essais de traitabilité (5 000 unités PtCo) était de beaucoup inférieure à celle des eaux usées soumises aux essais préliminaires II (7 100 unités PtCo) (Tableaux AI.22 et AI.27). Une CA supérieure ou voisine à celle des eaux usées soumises aux essais préliminaires II nous aurait vraisemblablement permis d'accroître les performances du procédé. Ceci est compréhensible puisque le procédé n'a pas été optimisé pour le traitement des ces eaux blanches et que les conditions expérimentales utilisées lors des essais de traitabilité découlent des observations réalisées et des résultats obtenus lors des essais préliminaires II. Ce qui pourrait en partie justifier l'écart observé entre les meilleures performances obtenues lors des essais préliminaires et de traitabilité (Tableaux AI.21, AI.23, AI.25 et AI.28).

### **2.5.2 Couleur réelle**

La couleur réelle des eaux blanches était d'environ 680 unités PtCo, alors que celle des eaux blanches traitées variait entre 60 et 180 unités PtCo (Tableau AI.27). L'efficacité du traitement était ainsi une réduction de 74 à 91 % de la couleur réelle (Tableau AI.28).

La courbe de l'évolution de l'efficacité du traitement en fonction de la charge en polymère suggère qu'il existe une relation entre ces deux variables (Figure AI.14). Contrairement à la couleur apparente, on constate que l'efficacité du procédé, en termes de réduction de la CR, tend à accroître avec toutes augmentations de la charge en polymère. Ce qui était prévisible.

Comme dans le cas de la CA, on constate que la CR des eaux blanches soumises aux essais préliminaires était supérieure à celle des eaux usées soumises aux essais de traitabilité (Tableaux AI.22, AI.24 et AI.27). Les

meilleures performances du traitement, lors des essais préliminaires, i.e., réductions maximales de 95 et de 97 % de la CR, sont également supérieures à celles obtenues lors des essais de traitabilité, i.e., réduction maximale de 91 % de la CR (Tableaux AI.23, AI.25 et AI.28).

### **2.5.3 DCO totale**

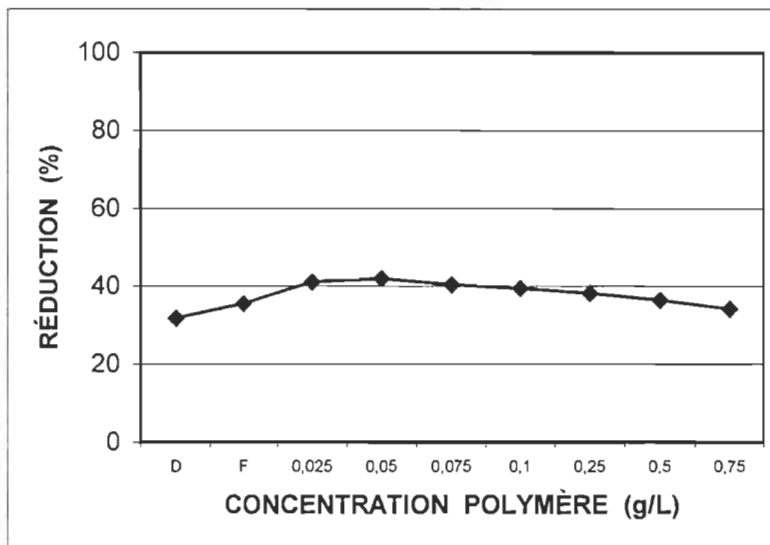
La DCO totale des eaux blanches brutes soumises aux essais de traitabilité était de 950 mg/L (Tableau AI.27). Quant à la DCO totale des eaux traitées, elle fluctuait entre 550 et 630 mg/L. L'efficacité du traitement, en terme de réduction de la DCO totale, variait ainsi entre 34 et 42 % (Tableau AI.28).

La figure AI.15 illustre la relation entre la réduction de la DCO totale et la concentration en polymère. D'une façon générale, on note que l'efficacité du traitement tend à décroître légèrement à des concentrations en polymère supérieures à 0,5 g/L.

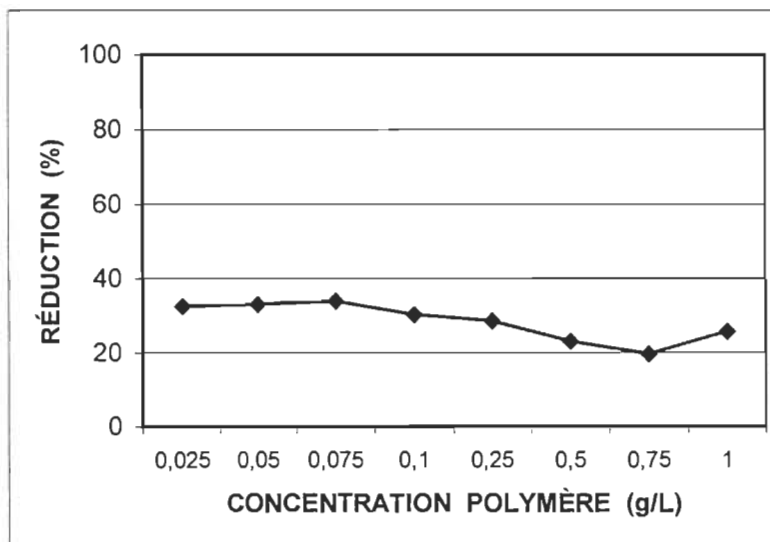
Comme dans les cas précédents et pour les raisons invoquées ou suggérées précédemment, les performances du procédé obtenues lors des essais préliminaires II et III, i.e., réduction de 49 et de 53 % de la DCO totale, sont légèrement supérieures à celles obtenues lors des essais de traitabilité, i.e., réduction de 42 % (Tableaux AI.23, AI.25 et AI.28).

### **2.5.4 DCO soluble**

La DCO soluble des eaux brutes était de 690 mg/L et celle des eaux traitées fluctuait entre 460 et 560 mg/L (Tableau AI.27). Ceci correspond à des efficacités de réduction de la DCO soluble variant entre 20 et 34 % (Tableau AI.28).



**Figure Al.15** Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction de la DCO totale) en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux blanches de couleur jaune clair. Effluent brut décanté (D), effluent brut filtré (F).



**Figure Al.16** Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction de la DCO soluble) en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux blanches de couleur jaune clair.

La relation entre le taux de réduction de la DCO soluble et la quantité de polymère utilisée est illustrée à la figure Al.16. D'une façon générale, la meilleure performance est atteinte sous une charge en polymère de 0,075 g/L, puis, on note une chute de l'efficacité au-delà de cette concentration.

### **2.5.5 DBO<sub>5</sub> totale**

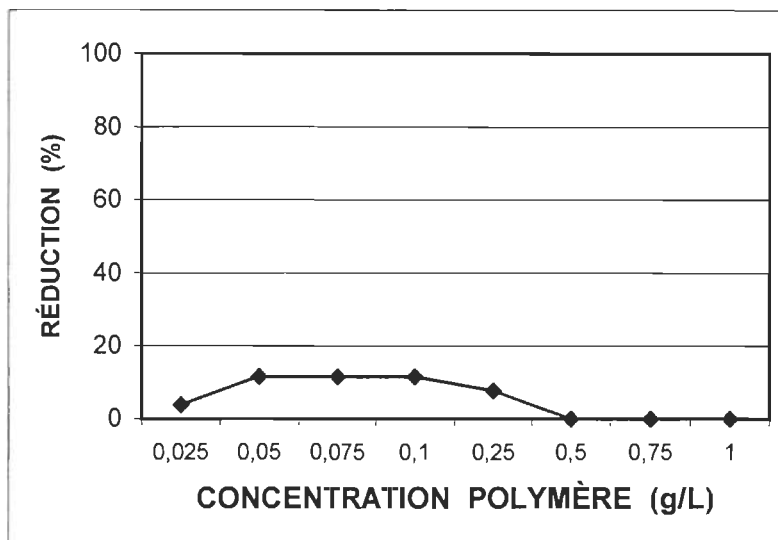
Les eaux blanches brutes, utilisées pour réaliser les essais de traitabilité, présentaient une DBO<sub>5</sub> totale de 260 mg/L (Tableau Al.27). Cette valeur était de 230 à 260 mg/L dans le cas des eaux blanches traitées. L'efficacité du traitement à réduire la DBO<sub>5</sub> totale variait ainsi entre 4 et 12 % (Tableau Al.28). On note toutefois, à certaines occasions, aucune diminution de la valeur de la DBO<sub>5</sub> totale. Ce qui résulterait vraisemblablement de l'utilisation d'une trop grande quantité de polymère, concentration voisine d'une surdose de polymère.

La figure Al.17 illustre la relation entre la réduction de la DBO<sub>5</sub> totale et la concentration en polymère. D'une façon générale, l'efficacité maximale du traitement est atteinte sous une charge en polymère de 0,10 g/L. Toute augmentation ultérieure de la charge en polymère tend à diminuer l'efficacité du traitement. On constate ainsi que des charges en polymère supérieures à 0,25 g/L ne génèrent aucune diminution de la valeur initiale de la DBO<sub>5</sub> totale des eaux blanches brutes (Tableaux Al.27 et Al.28).

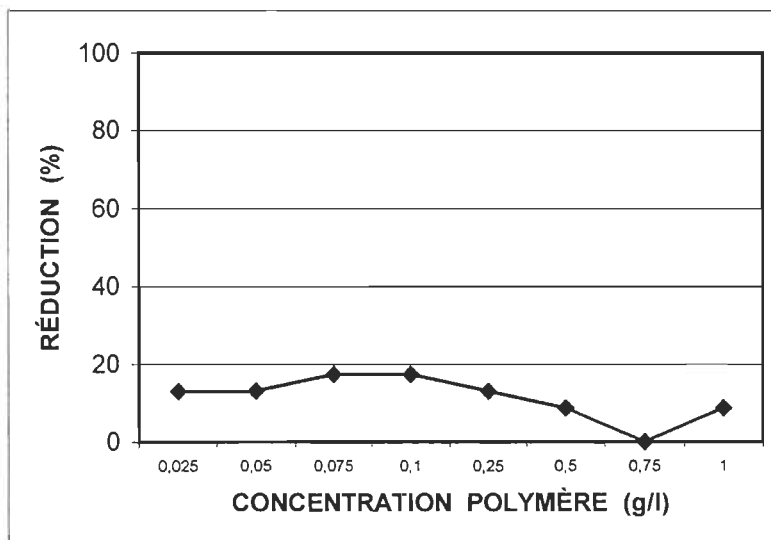
### **2.5.6 DBO<sub>5</sub> soluble**

L'efficacité du traitement à réduire la DBO<sub>5</sub> soluble variait entre 9 et 22 % (Tableau Al.28). Les eaux blanches brutes présentaient ainsi une DBO<sub>5</sub> soluble de 230 mg/L, alors que cette valeur fluctuait entre 180 et 230 mg/L dans le cas des eaux usées traitées (Tableau Al.27). La relation établie entre la réduction de la DBO<sub>5</sub> soluble et la concentration en polymère n'est pas comparable à celle relevée dans le cas de la DBO<sub>5</sub> totale (Figure Al.18). La meilleure performance





**Figure Al.17** Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction de la  $DBO_5$  totale) en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux blanches de couleur jaune clair.



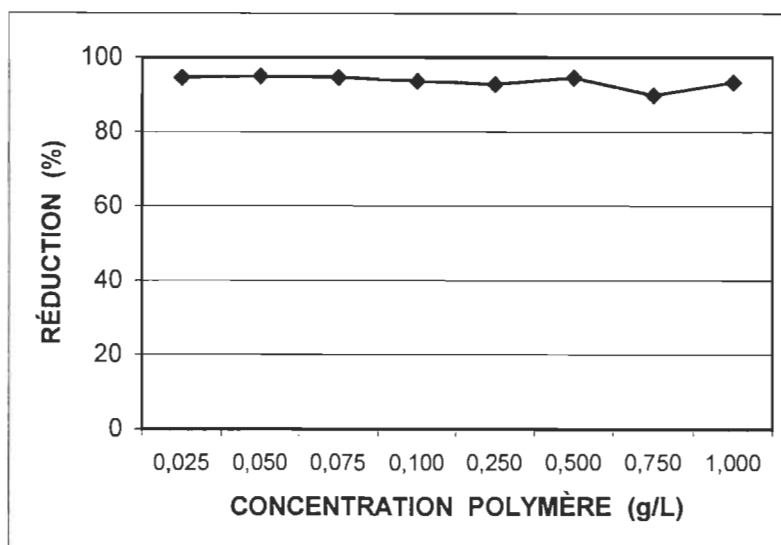
**Figure Al.18** Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction de la  $DBO_5$  soluble) en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux blanches de couleur jaune clair.

du traitement est atteinte à de faibles concentrations en polymère. L'augmentation subséquente de la charge en polymère diminue l'efficacité du procédé jusqu'à l'obtention d'une efficacité nulle. Le traitement peut ainsi, comme tous autres polymères, accroître la DBO<sub>5</sub> des eaux usées lorsque le polymère est utilisé en dose excessive ou surdose.

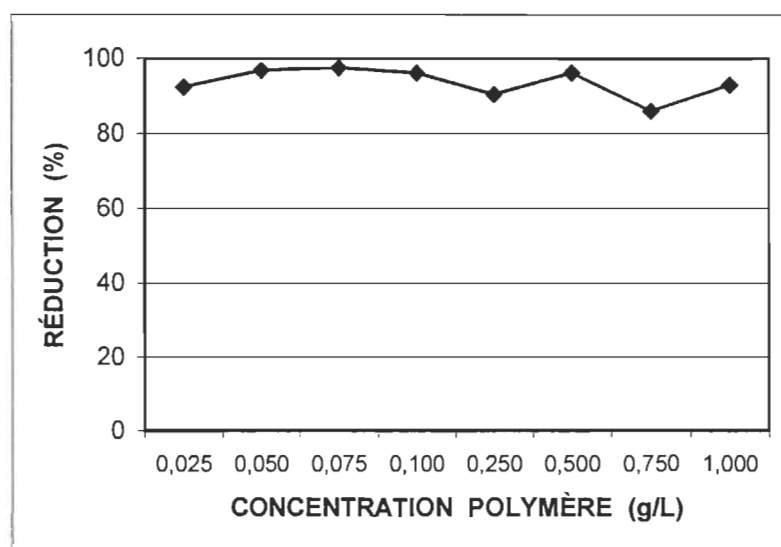
### **2.5.7 Matières solides**

Le contenu en matières solides des eaux blanches, soumises aux essais de traitabilité, était de 331 mg/L de MES, de 156 mg/L de MVES, de 1 035 mg/L de ST et de 525 mg/L de STV (Tableau AI.27). Après traitement, les eaux traitées contenaient de 17 à 34 mg/L de MES, de 4 à 22 mg/L de MVES, de 965 à 1 105 mg/L de ST et de 455 à 530 mg/L de STV. Les meilleures efficacités du traitement sont ainsi des réductions de 98 % des MVES, de 95 % des MES, de 13 % des STV et de 7 % des ST (Tableau AI.28).

Les figures AI.19, AI.20, AI.21 et AI.22 démontrent que la relation entre la réduction des matières solides, i.e., MES, MVES, ST et STV, des eaux traitées et la concentration en polymère utilisée est peu évidente. Les meilleures performances du procédé, en termes de réduction des MES et MVES, sont généralement atteintes sous une concentration en polymère de 0,050 à 0,075 mg/L (Figures AI.19 et AI.20). Au-delà de ces concentrations, on note généralement une légère chute de l'efficacité du procédé. D'une façon générale, des réductions maximales du contenu en ST et en STV des eaux usées brutes sont obtenues sous une concentration en polymère de 0,050 g/L (Figures AI.21 et AI.22). Toute augmentation ultérieure de la charge en polymère se traduit généralement par une diminution de l'efficacité du traitement. On note même une augmentation de la valeur initiale des ST et des STV sous des charges polymériques supérieures à 0,1 mg/L. Le surdosage en polymère tend ainsi à accroître le contenu en ST et en STV des eaux usées traitées.



**Figure Al.19** Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction des MES) en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux blanches de couleur jaune clair.



**Figure Al.20** Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction des MVES) en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux blanches de couleur jaune clair.

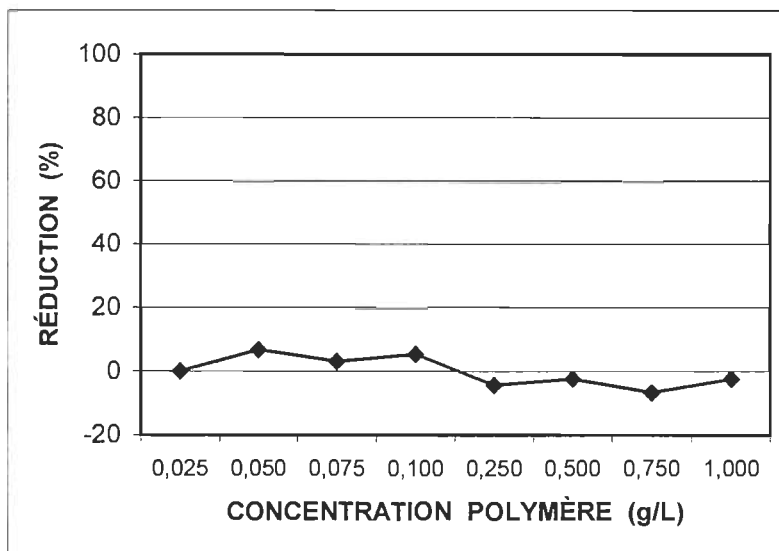


Figure Al.21 Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction des ST) en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux blanches de couleur jaune clair.

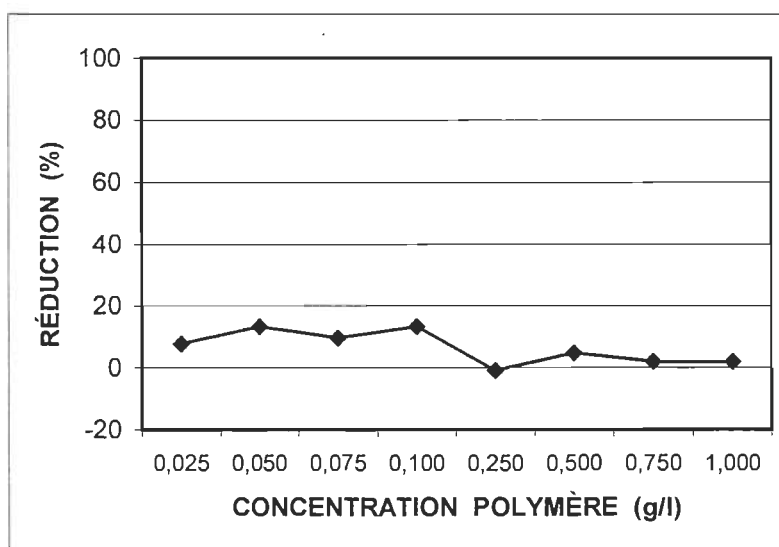


Figure Al.22 Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction des STV) en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux blanches de couleur jaune clair.

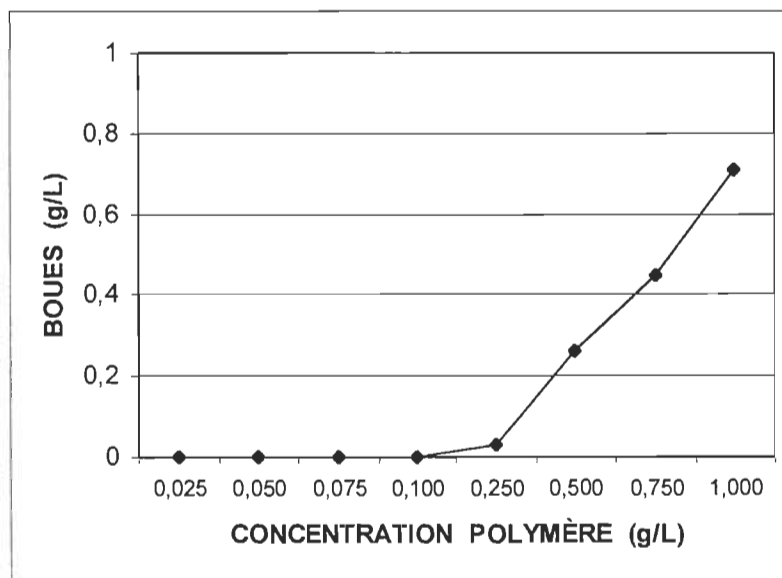
### 2.5.8 Production de boues

Une seconde étude de la quantité de boues chimiques générées a été réalisée au cours des essais de traitabilité. Ce genre d'étude est normalement réalisé indépendamment des essais de traitabilité. Les volumes initiaux et finaux d'effluents étant limités, les essais de traitabilité et l'étude de la quantité de boues générées ont dû être réalisés simultanément. Le poids sec des papiers filtres avant et après l'étape de filtration grossière était simplement mesuré. La quantité initiale de boues primaires produites ou le contenu initial en Matières En Suspension (MES) des eaux blanches de couleur jaune clair a été évaluée en utilisant la méthode standard de détermination des MES.

Comme dans le cas des essais préliminaires, les résultats obtenus lors des essais de traitabilité suggèrent que la production de boues était faible et plus ou moins dépendante de la concentration en polymère utilisée (Tableaux AI.27 et AI.28). D'une façon générale, on note que la quantité nette de boues produites est indépendante de la charge polymérique sous des concentrations en polymère de 0,025 à 0,1 g/L, alors que celle-ci tend à s'accroître ultérieurement avec toute augmentation de la concentration en polymère (Figure AI.23). La quantité initiale de solides (MES) dans les eaux blanches ou la quantité de boues primaires produites a été évaluée à 0,358 g/L. Ce qui est voisin de la quantité initiale de MES contenu dans les eaux usées soumises aux essais préliminaires.

La production nette de boues chimiques a été estimée en soustrayant simplement du poids des boues combinées obtenues après traitement le poids initial des MES contenues dans ces eaux usées. Selon la quantité de polymère utilisée, la production nette de boues chimiques variait alors entre 0 et 0,711 g/L. Pour des concentrations en polymères inférieures à 0,250 g/L, la production nette de boues chimiques est nulle, i.e., 0 g/L. La production nette de boues chimiques s'accroît, par la suite, avec toutes augmentations de la

charge en polymère passant ainsi de 0,028 à 0,711 g/L pour des concentrations en polymères passant respectivement de 0,250 à 1,000 g/L. Des études antérieures nous ont même révélé que, pour une eau usée donnée et une réduction de DCO donnée, le volume de boues chimiques produit par le nouveau procédé est généralement inférieur à celui produit par un système de charge en polymère passant ainsi de 0,028 à 0,711 g/L pour des concentrations en polymères passant respectivement de 0,250 à 1,000 g/L. Des études antérieures nous ont même révélé que, pour une eau usée donnée et une réduction de DCO donnée, le volume de boues chimiques produit lors du traitement est généralement inférieur à celui produit par un système de traitement secondaire par boues activées, i.e., boues secondaires ou biomasse, pour atteindre des efficacités de traitement similaires (cf. Section 7.3.2).



**Figure A1.23** Courbe de l'évolution de la production nette de boues chimiques (poids sec) en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux blanches de couleur jaune clair.

### **3 Eaux usées d'usines PCTMB**

L'objectif principal de la présente étude était de déterminer la traitabilité des eaux usées issues de la vis d'alimentation d'un raffineur d'une usine PCTMB, la production de boues chimiques générées lors du traitement et l'impact spécifique de chacune des étapes du traitement (cf. Sections 7.3.2, 7.3.3 & 7.4.5).

Comme décrit antérieurement, deux séries d'essais ont été réalisés à ces fins. La première série consistait à maintenir le pH à une valeur spécifique, i.e., environ 2, alors que la concentration en polymère était variable. Dans la seconde série d'essais, la charge en polymère était maintenue constante, i.e., 0,5 g/L, alors que la valeur du pH des eaux usées était variable.

#### **3.1 Eaux usées issues de la vis d'alimentation d'un raffineur**

##### **3.1.1 Série I**

Les eaux usées PCTMB soumises au traitement présentaient une couleur apparente de 16 000 unités PtCo et une DCO totale de 12 750 mg/L (Tableau AI.29). Le traitement de ces eaux usées réduisait ces valeurs à une couleur de 580 à 2 750 unités PtCo et à une DCO totale de 5 590 à 6 700 mg/L. Ce qui représente des efficacités de réductions de la CA variant entre 83 et 96 % et de la DCO totale fluctuant entre 47 et 57 %. Les meilleures efficacités du procédé sont ainsi des réductions de 96 % de la CA et de 57 % de la DCO totale, performances obtenues sous une charge en polymère d'environ 0,75 g/L.

La figure AI.24 illustre les courbes de l'évolution de l'efficacité du procédé en fonction de la charge polymérique. On n'y note aucune tendance générale évidente ou significative.

**Tableau Al.29 Résultats et performances obtenus lors des essais de traitabilité des eaux usées d'une usine PCTMB.**

**Série I (Valeur constante du pH à 2).**

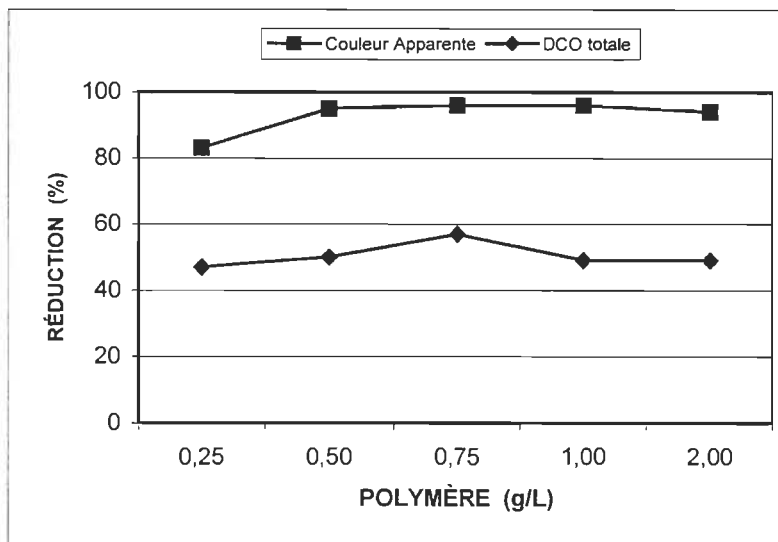
<b>CONCEN. POLYMÈRE (g/L) (<math>\pm 0,0002</math>)</b>	<b>COULEUR APPARENT (PtCo)</b>	<b>RÉDUCTION CA (%)</b>	<b>DCO TOTALE (mg/L)</b>	<b>RÉDUCTION DCO TOT. (%) (<math>\pm 0,2\%</math>)</b>
<b>BRUT</b>	<b>16 000 <math>\pm</math> 128</b>		<b>12 750 <math>\pm</math> 26</b>	
<b>0,25</b>	<b>2 750 <math>\pm</math> 22</b>	<b>83 <math>\pm</math> 1,7</b>	<b>6 700 <math>\pm</math> 14</b>	<b>47 <math>\pm</math> 0,3</b>
<b>0,50</b>	<b>730 <math>\pm</math> 6</b>	<b>95 <math>\pm</math> 1,9</b>	<b>6 510 <math>\pm</math> 13</b>	<b>50 <math>\pm</math> 0,3</b>
<b>0,75</b>	<b>610 <math>\pm</math> 5</b>	<b>96 <math>\pm</math> 1,9</b>	<b>5 590 <math>\pm</math> 11</b>	<b>57 <math>\pm</math> 0,3</b>
<b>1,00</b>	<b>580 <math>\pm</math> 5</b>	<b>96 <math>\pm</math> 1,9</b>	<b>6 670 <math>\pm</math> 13</b>	<b>49 <math>\pm</math> 0,3</b>
<b>2,00</b>	<b>930 <math>\pm</math> 7</b>	<b>94 <math>\pm</math> 1,9</b>	<b>6 690 <math>\pm</math> 13</b>	<b>49 <math>\pm</math> 0,3</b>

**Tableau Al.30 Résultats et performances obtenus lors des essais de traitabilité des eaux usées d'une usine PCTMB.**

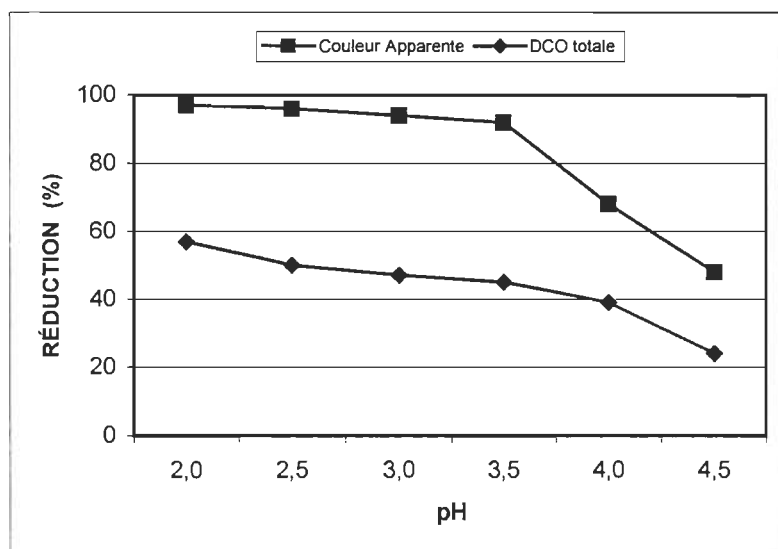
**Série II (Concentration en polymère constante à 0,5 g/L).**

<b>pH</b>	<b>COULEUR APPARENT (PtCo)</b>	<b>RÉDUCTION CA (%)</b>	<b>DCO TOTALE (mg/L)</b>	<b>RÉDUCTION DCO TOT. (%)</b>
<b>BRUT</b>	<b>16 000 <math>\pm</math> 128</b>		<b>12 750 <math>\pm</math> 26</b>	
<b>2,0</b>	<b>490 <math>\pm</math> 4</b>	<b>97 <math>\pm</math> 1,9</b>	<b>5 450 <math>\pm</math> 11</b>	<b>57 <math>\pm</math> 0,3</b>
<b>2,5</b>	<b>710 <math>\pm</math> 6</b>	<b>96 <math>\pm</math> 1,9</b>	<b>6 440 <math>\pm</math> 13</b>	<b>50 <math>\pm</math> 0,3</b>
<b>3,0</b>	<b>920 <math>\pm</math> 7</b>	<b>94 <math>\pm</math> 1,9</b>	<b>6 710 <math>\pm</math> 13</b>	<b>47 <math>\pm</math> 0,3</b>
<b>3,5</b>	<b>1 260 <math>\pm</math> 10</b>	<b>92 <math>\pm</math> 1,8</b>	<b>6 980 <math>\pm</math> 14</b>	<b>45 <math>\pm</math> 0,3</b>
<b>4,0</b>	<b>5 200 <math>\pm</math> 42</b>	<b>68 <math>\pm</math> 1,4</b>	<b>7 820 <math>\pm</math> 16</b>	<b>39 <math>\pm</math> 0,2</b>
<b>4,5</b>	<b>8 400 <math>\pm</math> 67</b>	<b>48 <math>\pm</math> 0,9</b>	<b>9 700 <math>\pm</math> 19</b>	<b>24 <math>\pm</math> 0,1</b>





**Figure Al.24** Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction de la couleur apparente et de la DCO totale) en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux usées d'une usine PCTMB. Série I.



**Figure Al.25** Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction de la couleur apparente et de la DCO totale) en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux usées d'une usine PCTMB. Série II.

### 3.1.2 Série II

Les meilleures performances du traitement lors de la réalisation des essais de la série II sont des réductions de 97 % de la couleur apparente et de 57 % de la DCO totale (Tableau A1.30). Elles sont comparables à celles obtenues antérieurement, i.e. série I (Tableau A1.29). La CA des eaux usées traitées variait entre 490 et 8 400 unités PtCo, alors que la DCO totale fluctuait de 5 450 et 9 700 mg/L. Ce qui se traduit en des réductions de 48 à 97 % de la CA et de 24 à 57 % de la DCO totale.

Pour ce qui est de la courbe de l'évolution des performances du procédé en fonction du pH, on note que la performance du procédé tend à diminuer avec toute augmentation de la valeur du pH (Figure A1.25). Les meilleures performances ont ainsi été obtenues sous un pH de 2,0.

## 4 Eaux usées d'usines PTM

La présente étude visait à déterminer la traitabilité des eaux usées d'une usine PTM au moyen de la méthode de traitement à l'étude.

Pour ce qui est de la procédure expérimentale utilisée, cette étude comportait principalement trois étapes expérimentales, soit :

**Essais préliminaires I :** Essais préliminaires visant à déterminer la traitabilité potentielle des eaux usées ayant subies à l'usine un prétraitement, i.e., ajout de polymère et flottation à l'air dissous.

**Essais préliminaires II :** Essais préliminaires visant à déterminer la traitabilité potentielle des eaux usées brutes.

**Essais de traitabilité :** Essais plus exhaustifs de traitabilité utilisant des eaux usées brutes, mais reçues lors d'un second approvisionnement.

#### 4.1 Principales caractéristiques des eaux usées

Les principales caractéristiques des eaux usées brutes de l'usine PTM soumises aux essais de traitabilité sont les suivantes :

<b>Couleur apparente</b>	<b>5 000 ± 40 à 7 700 ± 62 unités PtCo</b>
<b>DCO totale</b>	<b>2 600 ± 21 à 6 500 ± 52 mg/L</b>
<b>DCO soluble</b>	<b>1 260 ± 3 mg/L</b>
<b>DBO<sub>5</sub> totale</b>	<b>700 ± 27 mg/L</b>
<b>DBO<sub>5</sub> soluble</b>	<b>550 ± 21 mg/L</b>
<b>MES</b>	<b>935 ± 1 mg/L</b>
<b>MVES</b>	<b>780 ± 1 mg/L</b>
<b>ST</b>	<b>1 930 ± 2 mg/L</b>
<b>ARG</b>	<b>7 400 à 16 500 µg/L.</b>

#### 4.2 Essais préliminaires I

Les essais préliminaires I visaient à déterminer la traitabilité des eaux usées d'une usine PTM ayant subies en usine un prétraitement, soit l'ajout d'un polymère, i.e., polyacrylamide. Ces essais ont révélé que les eaux usées ayant subies un prétraitement répondaient plus ou moins bien au traitement. Les meilleures performances du traitement étaient ainsi des réductions de 73 % de la couleur et de 20 % de la DCO totale. Les observations réalisées lors du traitement suggèrent que le polyacrylamide interfère, i.e., antagonisme, avec le mécanisme d'action du traitement. Après avoir étudié la traitabilité d'une trentaine de types d'eaux usées industrielles, un tel phénomène ou interaction n'a jamais été observé.

Compte tenu de ces considérations et après discussion, il a été convenu de réaliser de nouveaux essais préliminaires en utilisant des eaux usées brutes ou eaux usées n'ayant subies, en usine, aucun prétraitement ou ajout.

### 4.3 Essais préliminaires II

Les essais préliminaires II visaient, quant à eux, à déterminer la traitabilité des eaux usées brutes en provenance de l'usine PTM. Les résultats obtenus révèlent que, contrairement aux eaux usées ayant subi un prétraitement en usine, les eaux usées brutes répondaient bien au traitement.

#### 4.3.1 Couleur

Les eaux usées de l'usine PTM, soumises aux essais préliminaires II, présentaient une couleur apparente initiale de 7 700 unités PtCo, alors que la couleur des eaux traitées variait entre 90 et 190 unités PtCo. Le traitement permettait ainsi une réduction de 99 % de la CA. Lors des essais préliminaires II, les performances du procédé, en termes de réduction de la CA, fluctuaient entre 99 et 98 %. D'une façon générale, on ne note aucune relation évidente entre l'efficacité du procédé et la concentration en polymère utilisée (Tableaux AI.31 et AI.32). Ceci n'était pas prévisible puisque la réduction de la couleur est normalement et statistiquement fonction de la quantité de polymère utilisée. La grande efficacité du procédé à traiter ce genre d'eaux usées pourrait en partie justifier l'absence de relation entre ces deux variables. L'utilisation de concentrations plus faibles en polymère aurait vraisemblablement fait apparaître une certaine forme de relation entre l'efficacité de réduction de la couleur et la quantité de polymère utilisée. Bien qu'il soit facile de suggérer que nous soyons en situation de surdosage, les résultats obtenus ne démontrent pas d'une façon évidente cette situation, i.e., augmentation importante de la charge polluante.

L'étude de la qualité des eaux usées après une filtration grossière révèle que la majorité de la CA de ces eaux usées résulterait de la présence de MES. Une simple filtration grossière de ces eaux usées brute permettait d'obtenir une CA de 730 unités PtCo, soit une réduction de 90 % de la CA initiale (Tableaux AI.31 et AI.32). Ce qui justifierait, en soit, l'absence de relation évidente entre

**Tableau AI.31 Résultats obtenus lors des essais préliminaires II portant sur les eaux usées brutes d'une usine PTM.**

CONCENTRATION POLYMÈRE (g/L) ( $\pm 0,0002$ )	COULEUR APPARENTE (PtCo)	DCO TOTALE (mg/L)	ARG ( $\mu\text{g/L}$ )
BRUT	7 700 $\pm$ 62	6 500 $\pm$ 13	16 500
BRUT FILTRÉ	730 $\pm$ 6	1 360 $\pm$ 3	—
0,10	90 $\pm$ 1	1 170 $\pm$ 2	1 100
0,25	110 $\pm$ 1	1 170 $\pm$ 2	—
0,50	180 $\pm$ 1	1 180 $\pm$ 2	—
0,75	110 $\pm$ 1	1 180 $\pm$ 2	—
1,00	130 $\pm$ 1	1 350 $\pm$ 3	—
1,50	150 $\pm$ 1	1 360 $\pm$ 3	—
2,00	190 $\pm$ 1	1 340 $\pm$ 3	—

**Tableau AI.32 Performances obtenues lors des essais préliminaires II portant sur les eaux usées brutes d'une usine PTM.**

CONCENTRATION POLYMÈRE (g/L) ( $\pm 0,0002$ )	RÉDUCTION CA (%)	RÉDUCTION DCO TOTALE (%)	RÉDUCTION ARG (%)
BRUT FILTRÉ	90 $\pm$ 1,8	79 $\pm$ 0,5	—
0,10	99 $\pm$ 1,9	82 $\pm$ 0,5	93
0,25	99 $\pm$ 1,9	82 $\pm$ 0,5	—
0,50	98 $\pm$ 1,9	82 $\pm$ 0,5	—
0,75	99 $\pm$ 1,9	82 $\pm$ 0,5	—
1,00	98 $\pm$ 1,9	79 $\pm$ 0,5	—
1,50	98 $\pm$ 1,9	79 $\pm$ 0,5	—
2,00	98 $\pm$ 1,9	79 $\pm$ 0,5	—

— : Non mesuré

l'efficacité du procédé, i.e., réduction de la couleur, et la concentration de polymère utilisée. On peut donc supposer que les MES contenues dans les eaux usées de l'usine PTM à l'étude sont responsables de la majorité de la charge polluante de ces eaux.

Des essais en laboratoire ont révélé que la CA de certaines eaux usées filtrées sont voisine de leur CR. De plus, ces mêmes essais ont révélé que les performances du procédé exprimées en termes de réduction de la CA sont voisines de celles exprimées en termes de réduction de la CR. Si l'on suppose que la CA des eaux usées brutes après filtration est voisine de leur "CR". La "CR" des ces eaux usées serait ainsi d'environ 730 unités PtCo, alors que celle des eaux traitées varierait entre 90 et 190 unités PtCo. Le traitement permettrait ainsi d'obtenir des réductions de 74 à 88 % de la "CR" des eaux usées.

#### **4.3.2 DCO totale**

La concentration en DCO totale des eaux usées à l'étude était d'environ 6 500 mg/L, alors que les concentrations en DCO des eaux après traitement variaient entre 1 170 et 1 360 mg/L. Ceci représente des efficacités de réduction de la DCO totale fluctuant entre 79 et 82 % (Tableaux AI.31 et AI.32). Comme dans le cas de la couleur, on ne note aucune tendance générale en ce qui a trait à la relation entre l'efficacité du procédé, i.e., réduction de la DCO totale, et la concentration en polymère. Compte tenu que la réduction de la DCO totale est normalement et statistiquement fonction de la quantité de polymère utilisée, l'absence de relation entre ces deux variables n'était également pas prévisible.

Comme dans le cas de la couleur apparente, on note qu'une grande proportion de la DCO totale est attribuable aux MES. L'effluent brut présentait ainsi après filtration grossière une DCO de 1 360 mg/L. Ce qui représente une réduction de 79 % de la DCO initiale.

### 4.3.3 ARG

Le contenu en Acides Résineux et Gras (ARG) des eaux usées brutes de l'usine PTM était d'environ 16 500 µg/L, alors que la concentration en ARG des eaux usées après traitement était d'environ 1 100 µg/L. Ce qui représente une réduction de 93 % du contenu initial en ARG (Tableaux AI.31 et AI.32). Malgré le caractère sommaire de l'étude de l'impact du procédé sur le contenu en ARG des eaux usées, le traitement démontrent une bonne efficacité à réduire le contenu de ces eaux usées en ARG.

### 4.3.4 Production de boues

Compte tenu que les volumes initiaux et finaux d'effluents étaient limités, l'étude de la quantité de boues générées a été réalisée, dans un premier temps, au cours des essais préliminaires. La méthode utilisée est celle décrite antérieurement, e.g., section 2.5.8.

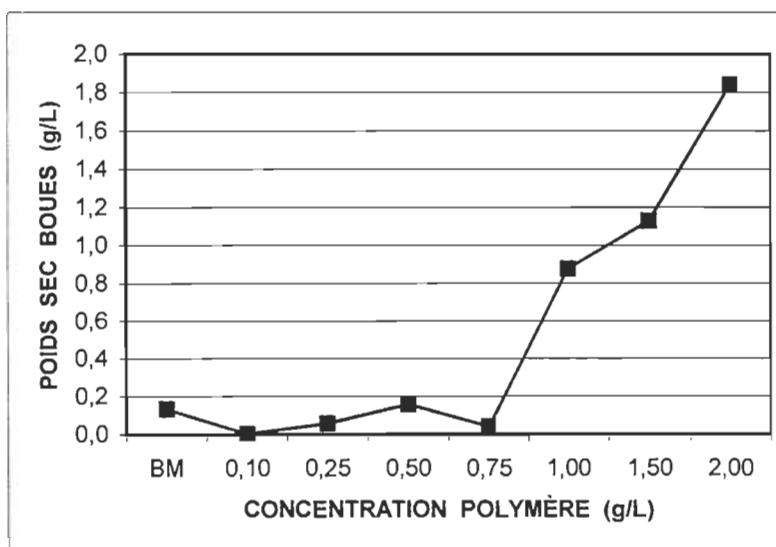
Les résultats préliminaires suggèrent que la production de boues soit faible et dépendante de la concentration de polymère utilisée (Tableau AI.33). D'une façon générale, on note que la quantité nette de boues produites tend à s'accroître avec toute augmentation de la concentration en polymère (Figure AI.26). La quantité initiale de solides (MES) dans les eaux usées de l'usine PTM ou la quantité de boues primaires produites a été évaluée à 2,828 g/L. Selon la quantité de polymère utilisée, la production nette de boues chimiques variait alors entre 0 et 1,840 g/L.

Pour des concentrations en polymères inférieures à 1,0 g/L, la production nette de boues chimiques est généralement inférieure à 0,058 g/L. Ce qui est même inférieur à la quantité de biomasse ou boues biologiques produites, i.e., 0,133 g/L, lors du traitement biologique des eaux usées brutes après filtration (Figure AI.26, point BM). Cette production de biomasse est basée

**Tableau Al.33 Boues produites lors des essais préliminaires II portant sur les eaux usées brutes d'une usine PTM. (Poids sec)**

CONCENTRATION POLYMÈRE (g/L) ( $\pm 0,0002$ )	BOUES COMBINÉES OU TOTALES (g/L) ( $\pm 0,1\%$ )	MES OU BOUES PRIMAIRES (g/L) ( $\pm 0,1\%$ )	PRODUCTION NETTE BOUES CHIMIQUES (g/L) ( $\pm 0,1\%$ )
<b>BRUT</b>	<b>2,961</b>	<b>2,828</b>	<b>0,133*</b>
<b>0,10</b>	<b>2,828</b>	<b>2,828</b>	<b>0,000</b>
<b>0,25</b>	<b>2,885</b>	<b>2,828</b>	<b>0,057</b>
<b>0,50</b>	<b>2,985</b>	<b>2,828</b>	<b>0,157</b>
<b>0,75</b>	<b>2,867</b>	<b>2,828</b>	<b>0,039</b>
<b>1,00</b>	<b>3,703</b>	<b>2,828</b>	<b>0,875</b>
<b>1,50</b>	<b>3,956</b>	<b>2,828</b>	<b>1,128</b>
<b>2,00</b>	<b>4,668</b>	<b>2,828</b>	<b>1,840</b>

- Production de boues biologiques basée sur un enlèvement de 100 % des MES contenues dans l'effluent, une DCO totale initiale de 1 360 mg/L (effluent brut filtré), une DCO totale finale de 1 170 mg/L et un rendement en boues biologiques de 70 %.



**Figure Al.26 Courbe de l'évolution de la production nette de boues chimiques (poids sec) en fonction de la concentration en polymère lors des essais préliminaires II portant sur les eaux usées brutes d'une usine PTM. BM : Biomasse**



sur un enlèvement complet par filtration des MES contenues dans l'effluent, une DCO totale initiale résiduelle de 1 360 mg/L (effluent brut filtré), une DCO totale finale après traitement biologique de 1 170 mg/L et un rendement en boues biologiques de 70 %.

#### **4.4 Essais de traitabilité**

Les eaux usées de l'usine PTM reçues pour réaliser les essais de traitabilité présentaient des caractéristiques très différentes de celles utilisées pour réaliser les essais préliminaires II. Les eaux usées soumises aux essais de traitabilité étaient ainsi de 2 à 3 fois moins concentrées que les eaux usées soumises aux essais préliminaires II. Des eaux usées, dont les concentrations de certains paramètres étaient environ vingt fois inférieures à celles des eaux usées utilisées pour réaliser les essais préliminaires II, ont même été refusées.

Compte tenu de ces écarts, la représentativité des eaux usées disponibles pour réaliser les essais de traitabilité a été mise en question. De plus, avant l'envoi des eaux usées l'usine en question a subi plusieurs arrêts de production. Ce qui supportait nos interrogations. Après discussion avec le responsable de l'environnement de ladite usine, il semble être normal que les caractéristiques fluctuent d'une façon si importante. Les essais de traitabilité ont donc été réalisés avec les eaux usées disponibles.

En raison du caractère exploratoire de la présente étude et de l'absence d'optimisation du procédé en fonction de ce type d'eaux usées, il aurait été important que les essais préliminaires et de traitabilité aient été réalisés sur des eaux usées présentant des caractéristiques voisines. Une telle pratique nous aurait permis d'obtenir des performances supérieures et de vraiment évaluer l'applicabilité du procédé pour le traitement des eaux usées de l'usine PTM. Le procédé en développement est flexible et peut s'adapter aux fluctuations des caractéristiques des eaux usées brutes.

La flexibilité du procédé en fonction d'une eau usée donnée nécessite toutefois une étude plus exhaustive. L'optimisation du procédé en fonction d'une eau usée donnée permet audit procédé « d'acquérir la flexibilité voulue ». Le procédé peut alors mieux absorber les variations des caractéristiques de ladite eau usée. Elle permet également de mieux connaître le comportement du procédé face à de telles variations des caractéristiques ou d'une caractéristique spécifique d'une eau usée donnée.

La réalisation des essais de traitabilité sous de telles conditions sous-évaluera les meilleures performances du procédé ou surévaluera la quantité de polymère nécessaire pour réaliser le traitement ou les coûts du traitement.

Au moment, de l'échantillonnage des eaux usées brutes, un échantillon des eaux usées prétraitées industriellement, i.e., ajout de polyacrylamide et FAD, a été récolté à des fins de comparaisons. L'analyse de cet échantillon d'eaux usées prétraitées permettra d'évaluer l'efficacité du polymère commercial (polyacrylamide) ou du procédé industriel de prétraitement (FAD). Les valeurs ainsi obtenues (au moyen du procédé industriel de prétraitement) seront identifiées dans les tableaux et sur les figures comme étant le point PCPI (Polymère Commercial Procédé Industriel). Ces valeurs ou points permettront de comparer l'efficacité du traitement à celle du système de traitement utilisé à l'usine PTM et désigné dans la présente section comme étant le procédé PCPI.

#### **4.4.1 Couleur**

Les eaux usées soumises aux essais de traitabilité présentaient une couleur apparente (CA) initiale d'environ 5 000 unités PtCo, alors que la couleur des eaux usées après traitement variait généralement entre 180 et 280 unités PtCo (Tableau AI.34). Ce qui correspond généralement à des réductions de la couleur apparente initiale variant entre 95 et 96 % (Tableau AI.35).

Pour ce qui est du procédé PCPI, la CA des eaux usées après traitement était de 890 unités PtCo, i.e., une réduction de 82 % de la CA (Tableaux AI.34 et AI.35). Les performances du traitement à l'étude sont ainsi supérieures à celles obtenues au moyen du procédé PCPI.

D'une façon générale, la courbe de l'évolution de l'efficacité du traitement en fonction de la charge en polymère ne révèle aucune relation évidente entre ces deux variables (Figure AI.27). Ceci n'était pas prévisible puisque la réduction de la couleur est normalement et statistiquement fonction de la quantité de polymère utilisée. Plusieurs hypothèses peuvent toutefois être émises pour tenter d'expliquer ce phénomène, e.g., MES, écart dans les caractéristiques des eaux usées, non-optimisation du procédé, surdosage.

La CA des eaux usées soumises aux essais de traitabilité (5 000 unités PtCo) était de beaucoup inférieure à celle des eaux usées soumises aux essais préliminaires II (7 660 unités PtCo) (Tableaux AI.31 et AI.34). Une CA supérieure ou voisine à celle des eaux usées soumises aux essais préliminaires II aurait vraisemblablement permis d'accroître les performances du procédé. Ceci est compréhensible puisque le procédé n'a pas été optimisé pour le traitement des eaux usées de cette usine PTM et que les conditions expérimentales utilisées lors des essais de traitabilité découlent des observations réalisées et des résultats obtenus lors des essais préliminaires II. Ce qui pourrait en partie justifier l'écart observé entre les meilleures performances obtenues lors des essais préliminaires (99 %) et celles des essais de traitabilité (96 %) (Tableaux AI.32 et AI.35).

#### **4.4.2 DCO totale**

La DCO totale des eaux usées brutes soumises aux essais de traitabilité était de 2 620 mg/L (Tableau AI.34). Quant à la DCO totale des eaux traitées, elle fluctuait entre 1 120 et 1 400 mg/L. L'efficacité du traitement à réduire la

**Tableau A1.34 Résultats obtenus lors des essais de traitabilité des eaux usées brutes d'une usine PTM.**

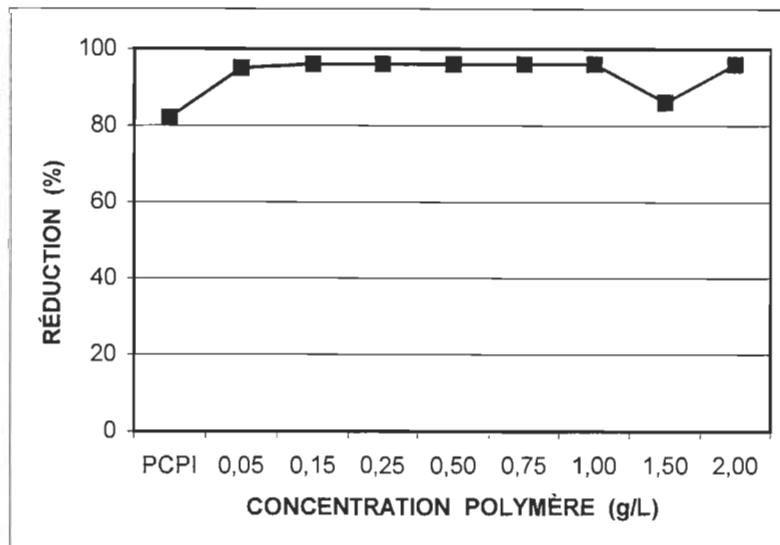
<b>CONCEN. POLYMÈRE (g/L) (± 0,0002 g/L)</b>	<b>COULEUR APPARENTE (PtCo) (± 0,8 %)</b>	<b>DCO TOTALE (mg/L) (± 0,2 %)</b>	<b>DCO SOLUBLE (mg/L) (± 0,2 %)</b>	<b>DBO<sub>5</sub> TOTALE (mg/L) (± 4,0 %)</b>	<b>DBO<sub>5</sub> SOLUBLE (mg/L) (± 4,0 %)</b>	<b>MES (mg/L) (± 0,1 %)</b>	<b>MVES (mg/L) (± 0,1 %)</b>	<b>ST (mg/L) (± 0,1 %)</b>	<b>ARG (µg/L)</b>
<b>BRUT</b>	<b>5 000</b>	<b>2 620</b>	<b>1 260</b>	<b>680</b>	<b>530</b>	<b>935</b>	<b>780</b>	<b>1 930</b>	<b>7 400</b>
<b>PCPI</b>	<b>890</b>	<b>1 380</b>	<b>1 200</b>	<b>750</b>	<b>600</b>	<b>77</b>	<b>70</b>	<b>1 120</b>	<b>5 000</b>
<b>0,05</b>	<b>280</b>	<b>1 120</b>	<b>980</b>	<b>500</b>	<b>430</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>1 305</b>	<b>3 500</b>
<b>0,15</b>	<b>230</b>	<b>1 120</b>	<b>890</b>	<b>600</b>	<b>420</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1 245</b>	<b>2 800</b>
<b>0,25</b>	<b>190</b>	<b>1 120</b>	<b>930</b>	<b>490</b>	<b>430</b>	<b>12</b>	<b>12</b>	<b>1 240</b>	<b>2 400</b>
<b>0,50</b>	<b>180</b>	<b>1 140</b>	<b>980</b>	<b>530</b>	<b>440</b>	<b>ND</b>	<b>ND</b>	<b>1 260</b>	<b>3 900</b>
<b>0,75</b>	<b>210</b>	<b>1 190</b>	<b>940</b>	<b>530</b>	<b>460</b>	<b>6</b>	<b>6</b>	<b>1 305</b>	<b>3 500</b>
<b>1,00</b>	<b>220</b>	<b>1 220</b>	<b>950</b>	<b>550</b>	<b>440</b>	<b>23</b>	<b>23</b>	<b>1 320</b>	<b>1 400</b>
<b>1,50</b>	<b>710</b>	<b>1 400</b>	<b>1 120</b>	<b>720</b>	<b>480</b>	<b>71</b>	<b>71</b>	<b>1 735</b>	<b>3 800</b>
<b>2,00</b>	<b>220</b>	<b>1 230</b>	<b>990</b>	<b>700</b>	<b>480</b>	<b>15</b>	<b>15</b>	<b>1 400</b>	<b>2 200</b>

**ND : NON-DISPONIBLE**

**Tableau A1.35 Performances obtenues lors des essais de traitabilité des eaux usées brutes d'une usine PTM.**

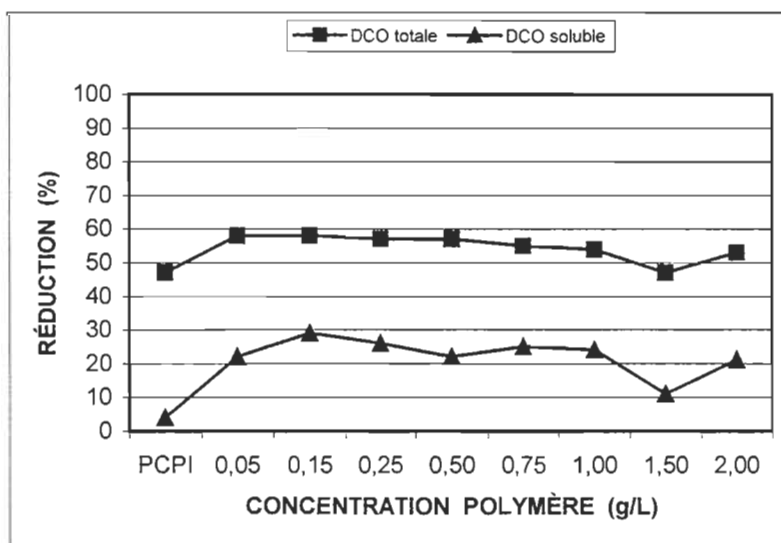
CONCEN. POLYMÈRE (g/L) (± 0,0002 g/L)	RÉDUCTION CA (%) (± 2,4 %)	RÉDUCTION DCO TOT. (%) (± 0,6 %)	RÉDUCTION DCO SOL. (%) (± 0,6 %)	RÉDUCTION DBO <sub>5</sub> TOT. (%) (± 12 %)	RÉDUCTION DBO <sub>5</sub> SOL. (%) (± 12 %)	RÉDUCTION MES (%) (± 0,3 %)	RÉDUCTION MVES (%) (± 0,3 %)	RÉDUCTION ST (%) (± 0,3 %)	RÉDUCTION ARG (%)
<b>PCPI</b>	<b>82</b>	<b>47</b>	<b>4</b>	<b>- 11</b>	<b>- 14</b>	<b>92</b>	<b>91</b>	<b>42</b>	<b>32</b>
<b>0,05</b>	<b>95</b>	<b>58</b>	<b>22</b>	<b>26</b>	<b>19</b>	<b>&gt; 99</b>	<b>&gt; 99</b>	<b>32</b>	<b>53</b>
<b>0,15</b>	<b>96</b>	<b>58</b>	<b>29</b>	<b>11</b>	<b>21</b>	<b>&gt; 99</b>	<b>&gt; 99</b>	<b>36</b>	<b>62</b>
<b>0,25</b>	<b>96</b>	<b>57</b>	<b>26</b>	<b>28</b>	<b>19</b>	<b>99</b>	<b>99</b>	<b>36</b>	<b>68</b>
<b>0,50</b>	<b>96</b>	<b>57</b>	<b>22</b>	<b>21</b>	<b>17</b>	<b>ND</b>	<b>ND</b>	<b>35</b>	<b>47</b>
<b>0,75</b>	<b>96</b>	<b>55</b>	<b>25</b>	<b>21</b>	<b>14</b>	<b>&gt; 99</b>	<b>&gt; 99</b>	<b>32</b>	<b>53</b>
<b>1,00</b>	<b>96</b>	<b>54</b>	<b>24</b>	<b>18</b>	<b>16</b>	<b>98</b>	<b>97</b>	<b>32</b>	<b>81</b>
<b>1,50</b>	<b>86</b>	<b>47</b>	<b>11</b>	<b>- 7</b>	<b>9</b>	<b>92</b>	<b>91</b>	<b>10</b>	<b>49</b>
<b>2,00</b>	<b>96</b>	<b>53</b>	<b>21</b>	<b>- 5</b>	<b>9</b>	<b>98</b>	<b>98,1</b>	<b>28</b>	<b>71</b>

**ND : NON-DISPONIBLE**



**Figure Al.27** Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction de la couleur apparente) en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux brutes de l'usine PTM.

PCPI : Polymère Commercial Procédé Industriel



**Figure Al.28** Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction de la DCO soluble et totale) en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux brutes de l'usine PTM.

DCO totale variait entre 47 et 58 % (Tableau AI.35). La figure AI.28 illustre la relation entre la réduction de la DCO totale et la concentration en polymère. D'une façon générale, on note que l'efficacité du traitement tend à décroître légèrement à des concentrations en polymère supérieures à 0,5 g/L.

Comme dans le cas de la réduction de la CA, les performances du traitement, en termes de réduction de la DCO totale, sont supérieures à celles obtenues au moyen du procédé PCPI. Le procédé PCPI produisait ainsi des eaux traitées dont la DCO totale était de 1 380 mg/L (Tableau AI.34). Ce qui représente une réduction de 47 % de la DCO totale (Tableau AI.35).

Au cours des essais de traitabilité, une DCO totale initiale voisine de celle des eaux usées soumises aux essais préliminaires Il aurait vraisemblablement permis d'accroître les performances du traitement lors des essais de traitabilité. Le DCO totale des eaux usées soumises aux essais préliminaires (6 500 mg/L) était ainsi 2,5 fois supérieure à celle des eaux usées soumises aux essais de traitabilité (2 600 mg/L) (Tableaux AI.31 et AI.34). Ce qui pourrait en partie justifier l'écart observé entre les meilleures performances obtenues lors des essais préliminaires (82 %) et de traitabilité (58%) (Tableaux AI.32 et AI.35).

#### **4.4.3 DCO soluble**

La DCO soluble des eaux brutes était de 1 260 mg/L et celle des eaux usées traitées fluctuait entre 890 et 1 120 mg/L (Tableau AI.34). Ceci correspond à des efficacités de réduction de la DCO soluble variant entre 11 et 29 % (Tableau AI.35). La relation entre le taux de réduction de la DCO soluble et la quantité de polymère utilisée n'est pas très évidente (Figure AI.28). D'une façon générale, la meilleure performance est atteinte sous une charge en polymère de 0,15 g/L, puis, on note une chute de l'efficacité du procédé au-delà de cette concentration.

Les eaux usées soumises au procédé PCPI présentaient, après traitement, une DCO soluble de 1 200 mg/L, soit une réduction de 4 % de la DCO soluble initiale (Tableaux AI.34 et AI.35). Comme dans le cas de la réduction de la CA et de la réduction de la DCO totale, les performances du traitement à l'étude, en termes de réduction de la DCO soluble (29 %), sont supérieures à celles obtenues au moyen du procédé PCPI (4 %).

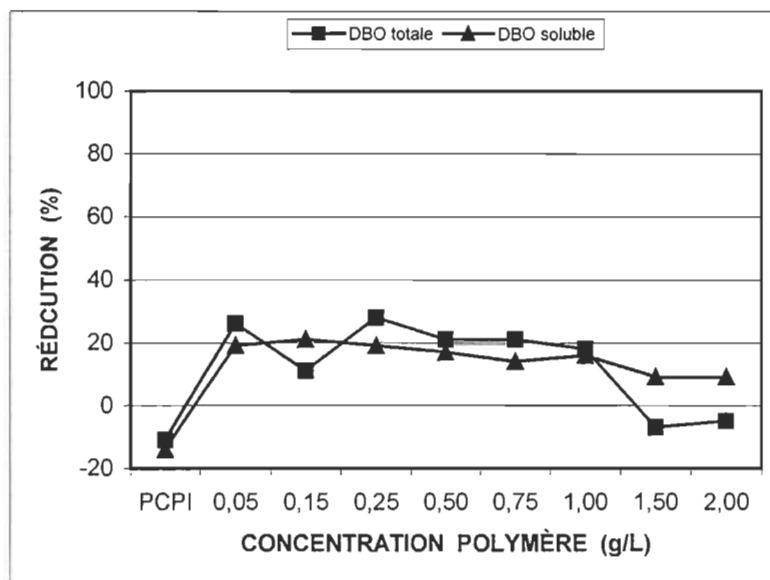
#### 4.4.4 DBO<sub>5</sub> totale

Les eaux usées de l'usine PTM, utilisées pour réaliser les essais de traitabilité, présentaient une DBO<sub>5</sub> totale de 680 mg/L (Tableau AI.34). Cette valeur chutait généralement entre 490 et 600 mg/L dans le cas des eaux usées traitées. L'efficacité du traitement variait ainsi entre 11 et 28 % (Tableau AI.35). Comme dans les cas précédents, les performances du traitement à l'étude, en termes de réduction de la DBO<sub>5</sub> totale, sont supérieures à celles obtenues au moyen du procédé PCPI.

Le traitement de ces eaux usées au moyen de la technologie PCPI générait une augmentation de 11 % de la DBO<sub>5</sub> totale. La DBO<sub>5</sub> totale des eaux usées traitées passait ainsi de 680 à 750 mg/L après traitement. Les essais de traitabilité au moyen du traitement à l'étude ont également démontré sous des charges en polymères de 1,50 et 2,00 g/L des augmentations de la DBO<sub>5</sub> totale initiale des eaux usées. Ce qui résulterait vraisemblablement d'une surdose en polymère.

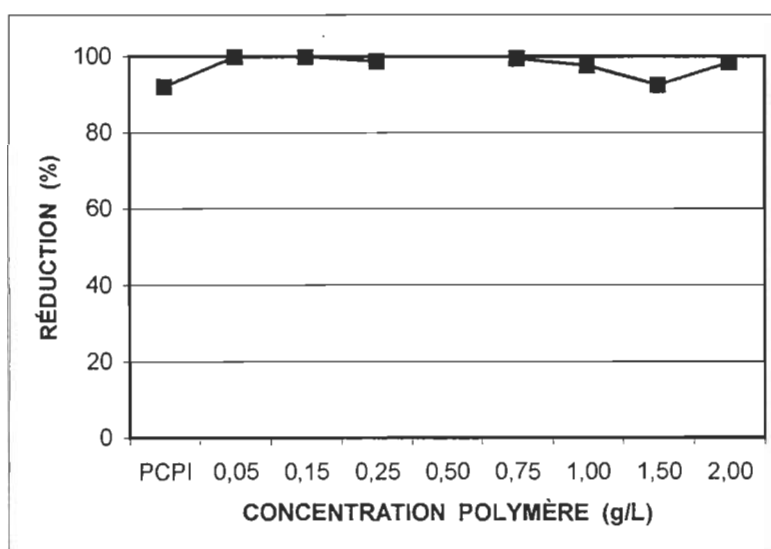
Tout comme dans les cas précédents, la relation entre le taux de réduction de la DBO<sub>5</sub> totale et la quantité de polymère utilisée n'est pas évidente (Figure AI.29). D'une façon générale, l'efficacité maximale du traitement est atteinte sous une charge en polymère de 0,25 g/L. Toute augmentation ultérieure de la charge en polymère tend à décroître l'efficacité du traitement. On constate ainsi que des charges en polymère supérieures à 1,0 g/L génèrent





**Figure Al.29** Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction de la DBO<sub>5</sub>) en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux brutes de l'usine PTM.

PCPI : Polymère Commercial Procédé Industriel



**Figure Al.30** Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction des MES) en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux brutes de l'usine PTM.

une augmentation de la valeur de la DBO<sub>5</sub> totale des eaux usées brutes.

#### 4.4.5 DBO<sub>5</sub> soluble

L'efficacité du traitement à réduire la DBO<sub>5</sub> soluble variait généralement entre 9 et 21 % (Tableau AI.35). Les eaux usées brutes présentaient ainsi une DBO<sub>5</sub> soluble d'environ 530 mg/L, alors que cette valeur fluctuait généralement entre 420 et 480 mg/L dans le cas des eaux usées traitées. Comme dans le cas de la DBO<sub>5</sub> totale, la relation entre la réduction de la DBO<sub>5</sub> soluble et la concentration en polymère n'est pas évidente (Figure AI.29). La meilleure efficacité du traitement est atteinte à de faibles concentrations en polymère. L'augmentation ultérieure de la charge en polymère tend à diminuer l'efficacité du traitement.

Les performances du traitement à l'étude sont encore une fois supérieures à celles du procédé PCPI. Comme dans le cas de la DBO<sub>5</sub> totale, le procédé PCPI tend à accroître la DBO<sub>5</sub> soluble des eaux usées traitées. La DBO<sub>5</sub> soluble des eaux usées brutes était de 530 mg/L, alors que celle des eaux usées traitées au moyen du procédé PCPI était de 600 mg/L. Ce qui représente une augmentation de 14 % de la DBO<sub>5</sub> soluble. Cette augmentation est voisine de celle enregistrée (10 %) lors de l'analyse de l'impact du procédé PCPI sur la DBO<sub>5</sub> totale des eaux usées à l'étude. Le traitement à l'étude pourrait également accroître la DBO<sub>5</sub> soluble des eaux usées lorsque le polymère est utilisé en dose excessive, e.g. DBO<sub>5</sub> totale.

#### 4.4.6 Matières solides

Le contenu en matières solides des eaux usées soumises aux essais de traitabilité était de 935 mg/L de MES, de 780 mg/L de MVES et de 1 930 mg/L de ST (Tableau AI.34). Après traitement, les eaux traitées contenaient de 1 à 71 mg/L de MES et de MVES et de 1 240 à 1 735 mg/L de ST. Les meilleures

efficacités du traitement sont ainsi des réductions supérieures à 99 % des MES et des MVES et de 36 % des ST (Tableau AI.35). Les figures AI.30 et AI.31 démontrent que la relation entre la réduction des matières solides, i.e., MES, MVES et ST, des eaux usées traitées et la concentration en polymère utilisée est peu évidente.

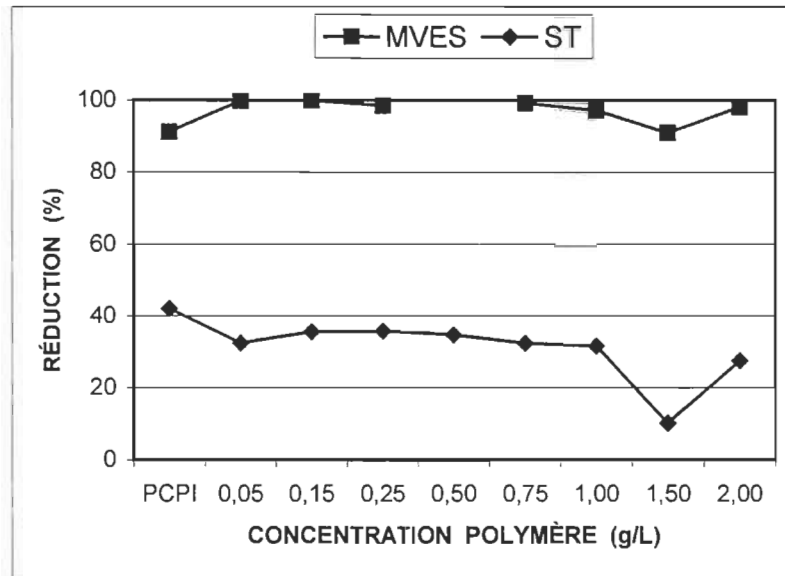
Comme dans les cas précédents, les performances du traitement, i.e., réductions supérieures à 99 % des MES et des MVES, sont supérieures à celles obtenues au moyen du procédé PCPI, i.e., réductions de 92 % des MES et de 91 % des MVES (Tableaux AI.35). La seule supériorité apparente du procédé PCPI sur le traitement à l'étude est que sa performance, en termes de réduction des ST (42 %), est légèrement supérieure à celle du traitement à l'étude (36 %).

#### **4.4.7 ARG**

Les eaux usées de l'usine PTM, soumises aux essais de traitabilité, présentaient un contenu initial en ARG d'environ 7 400 µg/L (Tableau AI.34). Les eaux usées ayant subi le traitement à l'étude présentaient, quant à elles, des contenus en ARG variant entre 1 400 et 3 900 mg/L. Ce qui représente des efficacités de réduction des ARG fluctuant entre 47 et 81 % (Tableau AI.35). Pour ce qui est du procédé PCPI, il produisait un effluent contenant environ 5 000 mg/L d'ARG, soit une efficacité de réduction des ARG de 32 %.

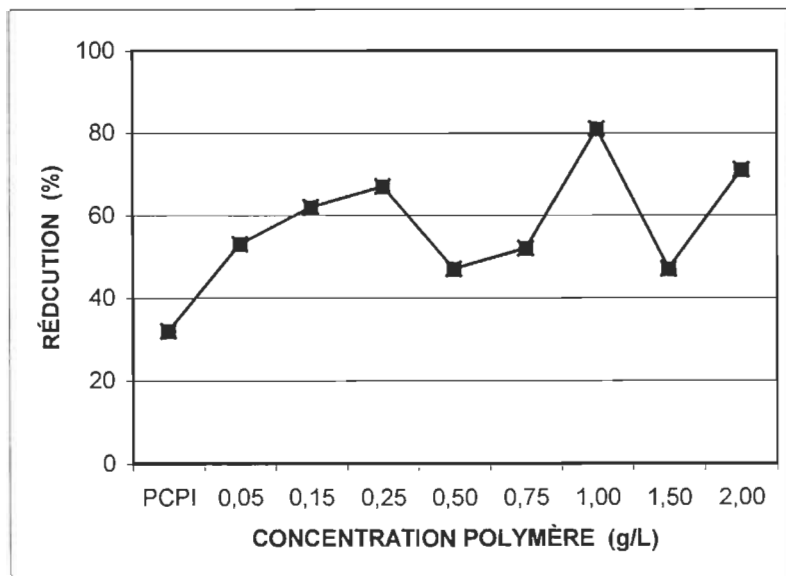
Contrairement aux autres variables, la relation entre la réduction du contenu des eaux usées en ARG et la concentration en polymère est plus évidente. La figure AI.32 démontre ainsi qu'il existe une relation entre ces deux variables. D'une façon générale, on note que l'efficacité du traitement tend à augmenter avec une augmentation de la charge en polymère.

La supériorité du traitement à l'étude face au procédé PCPI est encore une fois très évidente. La meilleure efficacité du traitement est une réduction de



**Figure Al.31** Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction des MVES et ST) en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux brutes de l'usine PTM.

PCPI : Polymère Commercial Procédé Industriel



**Figure Al.32** Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction des ARG) en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux brutes de l'usine PTM.

81 % des ARG contenues dans les eaux usées brutes, alors que le procédé PCPI génère une réduction de 32 %. Le traitement à l'étude serait ainsi 2,5 fois plus efficace que le procédé PCPI.

L'écart dans les caractéristiques des eaux usées soumises aux essais préliminaires et de traitabilité est encore une fois bien évidente. Le contenu en ARG des eaux usées soumises aux essais préliminaires était d'environ 16 500 mg/L comparativement à une valeur de 7 400 mg/L pour les eaux usées soumises aux essais de traitabilité (Tableaux AI.33 et AI.34). Au cours des essais de traitabilité, l'utilisation d'eaux usées présentant un contenu initial en ARG voisin de celui des eaux usées soumises aux essais préliminaires Il aurait vraisemblablement permis d'accroître les performances du traitement. La variation dans les caractéristiques initiales des eaux usées pourrait en partie justifier l'écart observé entre les meilleures performances obtenues lors des essais préliminaires (93 %) et de traitabilité (81%) (Tableaux AI.32 et AI.35).

#### **4.4.8 Production de boues**

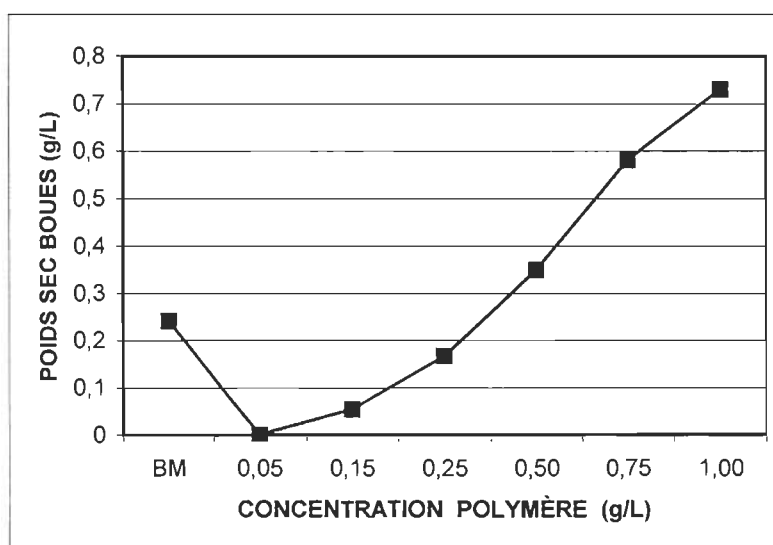
Compte tenu que les volumes initiaux et finaux d'effluents étaient limités, la seconde étude de la quantité de boues générées a été réalisée au cours des essais de traitabilité des eaux usées d'usines PTM. La méthode utilisée est celle décrite antérieurement, e.g., section 2.5.8.

Comme dans les cas des essais préliminaires, les résultats obtenus lors des essais de traitabilité suggèrent que la production de boues était faible et dépendante de la concentration de polymère utilisée (Tableau AI.36). D'une façon générale, on note que la quantité nette de boues produites tend à s'accroître avec toute augmentation de la concentration en polymère (Figure AI.33). La quantité initiale de solides (MES) ou boues primaires dans les eaux usées de l'usine PTM à l'étude a été évaluée à 0,936 g/L. Ce qui est trois fois inférieures à la quantité initiale de MES contenues dans les eaux usées

**Tableau Al.36 Boues produites lors des essais de traitabilité portant sur les eaux usées brutes d'une usine PTM. (Poids sec)**

CONCENTRATION POLYMÈRE (g/L) ( $\pm 0,0002$ )	BOUES COMBINÉES OU TOTALES (g/L) ( $\pm 0,1 \%$ )	MES OU BOUES PRIMAIRES (g/L) ( $\pm 0,1 \%$ )	PRODUCTION NETTE BOUES CHIMIQUES (g/L) ( $\pm 0,1 \%$ )
<b>BRUT</b>	<b>1,150</b>	<b>0,936</b>	<b>0,214*</b>
<b>0,05</b>	<b>0,885</b>	<b>0,936</b>	<b>0,000</b>
<b>0,15</b>	<b>0,990</b>	<b>0,936</b>	<b>0,054</b>
<b>0,25</b>	<b>1,103</b>	<b>0,936</b>	<b>0,167</b>
<b>0,50</b>	<b>1,285</b>	<b>0,936</b>	<b>0,349</b>
<b>0,75</b>	<b>1,517</b>	<b>0,936</b>	<b>0,581</b>
<b>1,00</b>	<b>1,666</b>	<b>0,936</b>	<b>0,730</b>

- Production de boues biologiques basée sur un enlèvement de 100 % des MES contenues dans l'effluent, une DCO totale initiale de 1 360 mg/L (effluent brut filtré), une DCO totale finale de 1 170 mg/L et un rendement en boues biologiques de 70 %.



**Figure Al.33 Courbe de l'évolution de la production nette de boues chimiques (poids sec) en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité portant sur les eaux usées brutes d'une usine PTM. BM : Biomasse**

soumises aux essais préliminaires.

Selon la quantité de polymère utilisée, la production nette de boues chimiques variait alors entre 0 et 0,730 g/L. Pour des concentrations en polymères inférieures à 0,75 g/L, la production nette de boues chimiques est généralement inférieure 0,350 g/L. Ce qui est voisin ou inférieur à la quantité de boues biologiques théoriquement produites, i.e., 0,214 g/L, lors du traitement biologique des eaux usées brutes clarifiées (Figure AI.33, point BM). Cette production de biomasse est basée sur un enlèvement complet par filtration des MES contenus dans l'effluent, une DCO totale initiale résiduelle de 1 200 mg/L (effluent brut filtré ou DCO soluble), une DCO totale finale après traitement biologique de 895 mg/L et un rendement en boues biologiques de 70 %.

D'une façon générale, les résultats obtenus lors des essais de traitabilité supporte l'hypothèse émise lors des essais préliminaires II, à savoir que le traitement des eaux usées produit une faible quantité de boues chimiques. Sous certaines doses de polymère, les quantités de résidus produits sont même inférieures aux quantités de boues biologiques qui seraient normalement produites pour atteindre les mêmes efficacités de traitement. Les quantités de résidus produits lors des essais de traitabilité sont comparables à celles obtenues lors des essais préliminaires II.

## **5 Eaux usées d'usines SC**

L'objectif principal de la présente étude était de déterminer la traitabilité des eaux usées brutes en provenance d'usines SC au moyen de la méthode de traitement à l'étude.

Pour ce qui est de la procédure expérimentale, elle comportait principalement trois étapes expérimentales, soit :

**Essais préliminaires****Essais de traitabilité**

**Essais complémentaires :** Essais complémentaires visant à déterminer sommairement la traitabilité des eaux usées décantées.

**5.1 Principales caractéristiques des eaux usées**

Les principales caractéristiques des eaux usées brutes SC soumises à l'étude ou au traitement sont les suivantes :

<b>Couleur apparente</b>	<b>86 000 ± 690 unités PtCo</b>
<b>Couleur réelle</b>	<b>3 200 ± 26 unités PtCo</b>
<b>DBO<sub>5</sub> soluble</b>	<b>2 800 ± 112 mg / L</b>
<b>DBO<sub>5</sub> totale</b>	<b>3 500 ± 140 mg / L</b>
<b>DCO soluble</b>	<b>6 600 ± 13 mg / L</b>
<b>DCO totale</b>	<b>24 500 ± 50 mg / L</b>
<b>MES</b>	<b>11 600 ± 12 mg / L</b>
<b>Solides dissous</b>	<b>5 240 ± 5 mg / L</b>
<b>Solides totaux</b>	<b>16 100 ± 16 mg / L</b>

Pour ce qui est des principales caractéristiques des eaux usées SC décantées (surnageant des chaudières) utilisées pour réaliser les essais complémentaires, elles étaient les suivantes :

<b>Couleur apparente</b>	<b>27 500 ± 200 unités PtCo</b>
<b>Couleur réelle</b>	<b>3 200 ± 26 unités PtCo</b>
<b>DCO soluble</b>	<b>6 700 ± 13 mg / L</b>
<b>DCO totale</b>	<b>9 100 ± 18 mg / L</b>
<b>MES</b>	<b>1 210 ± 1 mg / L</b>
<b>Solides dissous</b>	<b>5 215 ± 5 mg / L</b>
<b>Solides totaux</b>	<b>5 495 ± 5 mg / L</b>



## **5.2 Essais préliminaires**

Compte tenu de la grande teneur en MES des eaux usées brutes de l'usine SC, la solubilité du polymère semblait diminué et une partie du polymère sous forme solide semblait adhérer aux MES et ne se dissolvait pas ainsi complètement. Les premiers essais préliminaires (Essais préliminaires I) visaient ainsi à comparer l'efficacité du traitement lorsque le polymère était ajouté, sous formes solide et liquide, aux eaux usées. Une fois la forme idéale de polymère déterminée, i.e., meilleure efficacité de traitement, une seconde série d'essais préliminaires a été réalisée (Essais préliminaires II).

### **5.2.1 Essais préliminaires I**

Les essais préliminaires I visaient ainsi à déterminer si le traitement était plus efficace lorsque le polymère était ajouté aux eaux usées sous forme liquide ou solide. Ces essais ont révélé qu'il était très difficile de dissoudre complètement le polymère dans les eaux usées brutes de l'usine SC. La grande quantité de MES favorisait ainsi la formation d'agglomérats ou d'amas MES - polymère réduisant ainsi la solubilité du polymère et de ce fait son efficacité à traiter les eaux usées à l'étude.

Les résultats obtenus démontrent que pour une concentration donnée de polymère, les essais utilisant le polymère sous forme liquide donnent des performances supérieures à celles utilisant la forme solide (Tableau A1.37). L'écart dans les performances, en termes de réduction de la DCO totale, est plus évident que celui ayant trait à la réduction de couleur apparente. Sous une charge en polymère de 0,2 et de 1,0 g/L, l'utilisation du polymère en solution génère des réductions de 99 % de la CA et de 78 à 85 % de la DCO totale, alors que des réductions de 98 % de la CA et de 77 à 78 % de la DCO totale sont obtenues lorsque l'on utilise le polymère sous forme solide.

## **5.2.2 Essais préliminaires II**

Les essais préliminaires II visaient, quant à eux, à déterminer la traitabilité potentielle des eaux usées brutes d'une usine SC et la réactivité du polymère envers ces eaux usées.

### **5.2.2.1 Couleur**

Les eaux usées de l'usine SC, soumises aux essais préliminaires, présentaient une couleur apparente initiale de 86 000 unités PtCo et la couleur des eaux usées traitées variait entre 630 et 910 unités PtCo (Tableau AI.38). Le traitement permettait ainsi de réductions de la CA initiale supérieures ou égales à 99 %. Sous les charges de polymère utilisées, on note que l'efficacité du traitement n'est pas grandement affecté par la charge utilisée (Figure AI.34).

### **5.2.2.2 DCO totale**

La concentration en DCO totale des eaux usées à l'étude était d'environ 24 500 mg/L, alors que les concentrations en DCO des eaux après traitement variaient entre 3 260 et 4 880 mg/L (Tableau AI.38). Ceci représente des efficacités de réduction de la DCO totale fluctuant entre 80 et 87 %. La courbe de l'évolution de la réduction de la DCO totale en fonction de la concentration en polymère révèle que l'efficacité de réduction s'accroît légèrement lorsque la concentration en polymère augmente (Figure AI.35). Toutefois, sous des concentrations supérieures à 1,5 g/L, l'efficacité du traitement diminue légèrement.

## **5.3 Essais de traitabilité**

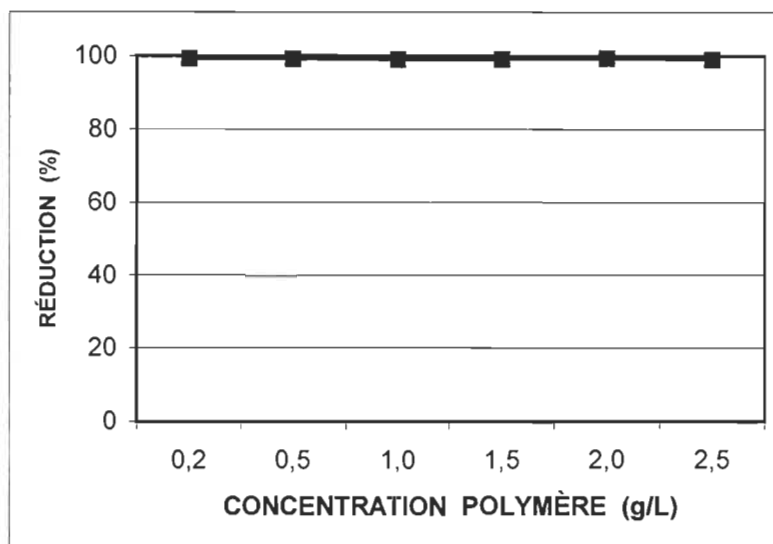
Les eaux usées brutes de l'usine SC, soumises aux essais de traitabilité, présentaient des caractéristiques identiques à celles utilisées pour réaliser les

**Tableau A1.37 Résultats et performances obtenus lors des essais préliminaires I portant sur les eaux usées brutes d'une usine SC.**

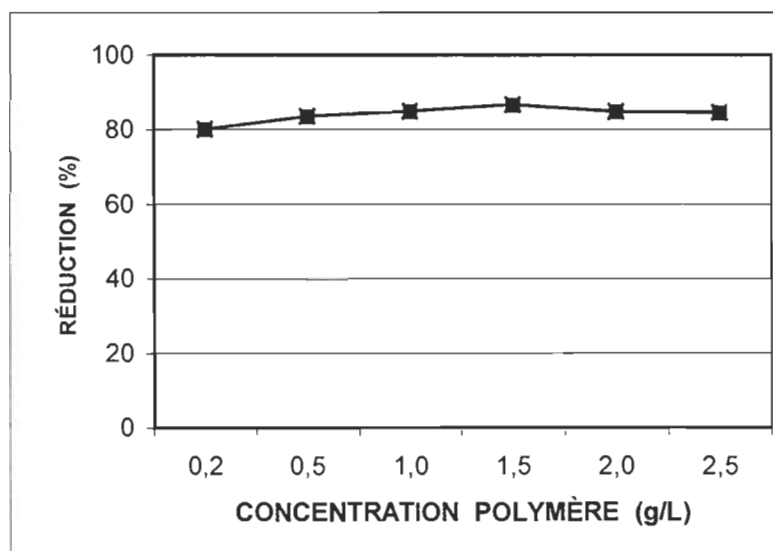
CONCENTRATION POLYMÈRE (g/L) ( $\pm 0,002$ )	COULEUR APPARENTE (PtCo)	RÉDUCTION CA (%)	DCO TOTALE (mg/L)	RÉDUCTION DCO TOTALE (%)
<b>BRUTE</b>	<b>86 000 <math>\pm</math> 690</b>		<b>24 500 <math>\pm</math> 50</b>	
<b>Solide 0,2</b>	<b>1 830 <math>\pm</math> 15</b>	<b>98 <math>\pm</math> 1,9</b>	<b>5 470 <math>\pm</math> 11</b>	<b>78 <math>\pm</math> 0,5</b>
<b>Solide 1,0</b>	<b>1 750 <math>\pm</math> 14</b>	<b>98 <math>\pm</math> 1,9</b>	<b>5 710 <math>\pm</math> 11</b>	<b>77 <math>\pm</math> 0,5</b>
<b>Liquide 0,2</b>	<b>1 270 <math>\pm</math> 10</b>	<b>99 <math>\pm</math> 1,9</b>	<b>5 380 <math>\pm</math> 11</b>	<b>78 <math>\pm</math> 0,5</b>
<b>Liquide 1,0</b>	<b>650 <math>\pm</math> 5</b>	<b>99 <math>\pm</math> 1,9</b>	<b>3 710 <math>\pm</math> 7</b>	<b>85 <math>\pm</math> 0,5</b>

**Tableau A1.38 Résultats et performances obtenus lors des essais préliminaires II portant sur les eaux usées brutes d'une usine SC.**

CONCENTRATION POLYMÈRE (g/L) ( $\pm 0,0002$ )	COULEUR APPARENTE (PtCo)	RÉDUCTION CA (%)	DCO TOTALE (mg/L)	RÉDUCTION DCO TOTALE (%)
<b>BRUTE</b>	<b>86 000 <math>\pm</math> 690</b>		<b>24 500 <math>\pm</math> 50</b>	
<b>0,2</b>	<b>690 <math>\pm</math> 6</b>	<b>&gt; 99 <math>\pm</math> 1,9</b>	<b>4 880 <math>\pm</math> 10</b>	<b>80 <math>\pm</math> 0,5</b>
<b>0,5</b>	<b>770 <math>\pm</math> 6</b>	<b>&gt; 99 <math>\pm</math> 1,9</b>	<b>4 040 <math>\pm</math> 8</b>	<b>84 <math>\pm</math> 0,5</b>
<b>1,0</b>	<b>820 <math>\pm</math> 7</b>	<b>&gt; 99 <math>\pm</math> 1,9</b>	<b>3 690 <math>\pm</math> 7</b>	<b>85 <math>\pm</math> 0,5</b>
<b>1,5</b>	<b>760 <math>\pm</math> 6</b>	<b>&gt; 99 <math>\pm</math> 1,9</b>	<b>3 260 <math>\pm</math> 7</b>	<b>87 <math>\pm</math> 0,5</b>
<b>2,0</b>	<b>630 <math>\pm</math> 5</b>	<b>&gt; 99 <math>\pm</math> 1,9</b>	<b>3 740 <math>\pm</math> 7</b>	<b>85 <math>\pm</math> 0,5</b>
<b>2,5</b>	<b>910 <math>\pm</math> 7</b>	<b>99 <math>\pm</math> 1,9</b>	<b>3 800 <math>\pm</math> 8</b>	<b>85 <math>\pm</math> 0,5</b>



**Figure Al.34** Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction de la couleur apparente) en fonction de la concentration en polymère lors des essais préliminaires portant sur les eaux usées brutes SC.



**Figure Al.35** Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction de la DCO totale) en fonction de la concentration en polymère lors des essais préliminaires portant sur les eaux usées brutes SC.

essais préliminaires.

En raison du caractère exploratoire de la présente étude et de l'absence d'optimisation du procédé en fonction de ce type d'eaux usées, il aurait été également intéressant de réaliser des essais préliminaires et de traitabilité sur des eaux usées clarifiées, i.e., après traitement primaire. Une telle pratique aurait permis d'obtenir des performances supérieures et de vraiment évaluer l'applicabilité du procédé pour le traitement de ces eaux usées.

La réalisation des essais de traitabilité sous de telles conditions, i.e., eaux usées fortement chargées en MES et ST, sous-évaluera les performances du procédé et surévaluera la quantité de polymère nécessaire pour le traitement desdites eaux usées, i.e., surévaluation des coûts potentiels du traitement.

### **5.3.1 Couleur**

Les eaux usées SC soumises aux essais de traitabilité présentaient une couleur apparente (CA) initiale de 86 000 unités PtCo et une couleur réelle (CR) de 3 200 unités PtCo, alors que les CA et les CR des eaux usées après traitement variaient généralement entre 940 et 3 000 unités PtCo et entre 200 et 520 unités PtCo respectivement (Tableau AI.39). Ce qui correspond à des réductions de couleur variant entre 97 et 99 % dans le cas de la CA et entre 84 et 94 % dans le cas de la CR (Tableau AI.40). Le traitement permettait ainsi une réduction optimale de 99 % de la CA et de 94 % de la CR.

D'une façon générale, la courbe de l'évolution du traitement en fonction de la charge en polymère révèle que l'efficacité du traitement tend à s'accroître légèrement au fur et à mesure que la charge en polymère augmente (Figure AI.36). Ce qui était prévisible, si l'on considère l'importante quantité de MES et de ST contenus dans les eaux usées soumises à l'étude. Normalement, sous de telles charges en polymère, on note une réduction importante des efficacités et

**Tableau A1.39 Résultats obtenus lors des essais de traitabilité des eaux usées brutes SC.**

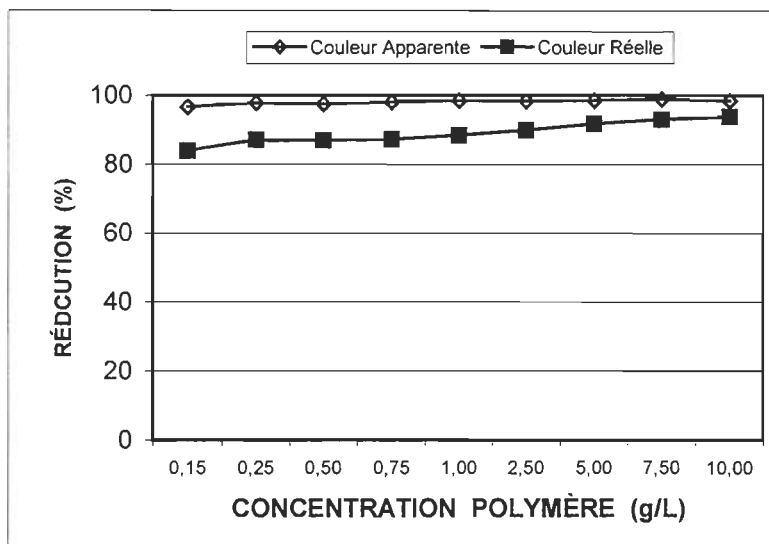
[POLYMÈRE] (g/L) (± 0,0002 g/L)	CA (PtCo) (± 0,8 %)	CR (PtCo) (± 0,8 %)	DCO T (mg/L) (± 0,2 %)	DCO S (mg/L) (± 0,2 %)	MES (mg/L) (± 0,1 %)	ST (mg/L) (± 0,1 %)	SD (mg/L) (± 0,1 %)	DBO <sub>5</sub> T (mg/L) (± 4,0 %)	DBO <sub>5</sub> S (mg/L) (± 4,0 %)
<b>BRUT</b>	<b>86 200</b>	<b>3 200</b>	<b>24 500</b>	<b>6 600</b>	<b>11 600</b>	<b>16 100</b>	<b>5 240</b>	<b>3 500</b>	<b>2 800</b>
<b>0,15</b>	<b>3 000</b>	<b>520</b>	<b>6 200</b>	<b>5 900</b>	<b>75</b>	<b>4 860</b>	<b>4 850</b>	<b>2 750</b>	<b>2 750</b>
<b>0,25</b>	<b>1 970</b>	<b>410</b>	<b>5 750</b>	<b>5 700</b>	<b>53</b>	<b>4 900</b>	<b>4 860</b>	<b>2 600</b>	<b>2 650</b>
<b>0,50</b>	<b>2 220</b>	<b>420</b>	<b>5 900</b>	<b>5 750</b>	<b>48</b>	<b>5 045</b>	<b>5 030</b>	<b>2 600</b>	<b>2 550</b>
<b>0,75</b>	<b>1 690</b>	<b>410</b>	<b>5 900</b>	<b>5 850</b>	<b>40</b>	<b>4 700</b>	<b>4 670</b>	<b>2 500</b>	<b>2 400</b>
<b>1,0</b>	<b>1 350</b>	<b>370</b>	<b>5 600</b>	<b>5 600</b>	<b>40</b>	<b>4 595</b>	<b>4 580</b>	<b>2 300</b>	<b>2 300</b>
<b>2,5</b>	<b>1 440</b>	<b>320</b>	<b>5 300</b>	<b>5 250</b>	<b>44</b>	<b>4 440</b>	<b>4 265</b>	<b>2 250</b>	<b>2 100</b>
<b>5,0</b>	<b>1 260</b>	<b>260</b>	<b>5 100</b>	<b>4 950</b>	<b>43</b>	<b>4 325</b>	<b>4 160</b>	<b>2 000</b>	<b>2 050</b>
<b>7,5</b>	<b>940</b>	<b>220</b>	<b>4 850</b>	<b>4 800</b>	<b>37</b>	<b>4 310</b>	<b>4 090</b>	<b>1 900</b>	<b>1 850</b>
<b>10,0</b>	<b>890</b>	<b>200</b>	<b>4 550</b>	<b>4 450</b>	<b>40</b>	<b>4 000</b>	<b>3 960</b>	<b>1 850</b>	<b>1 900</b>

CA    Couleur Apparente    ST    Solides Totaux    T    Totale  
 CR    Couleur Réelle        SD    Solides Dissous    S    Soluble

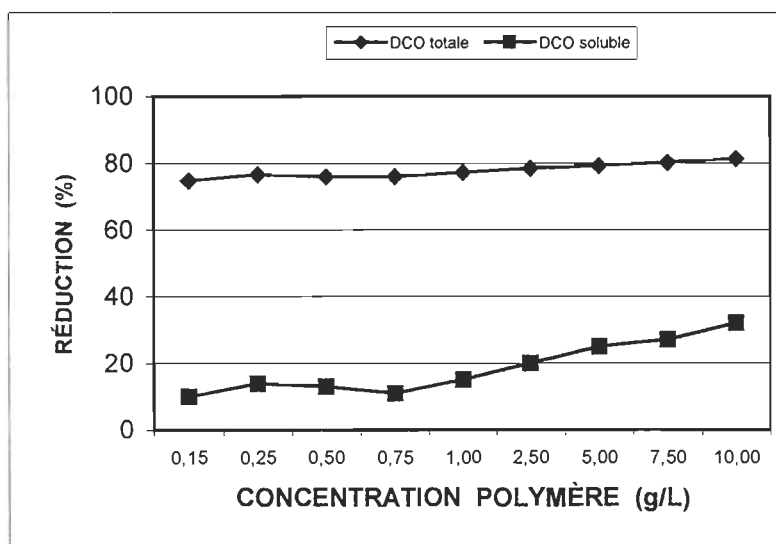
**Tableau AI.40 Performances obtenues lors des essais de traitabilité des eaux usées brutes SC.**

[POLYMÈRE] (g/L) (± 0,0002 g/L)	RÉDUCTION CA (%) (± 2,4 %)	RÉDUCTION CR (%) (± 2,4 %)	RÉDUCTION DCO T (%) (± 0,6 %)	RÉDUCTION DCO S (%) (± 0,6 %)	RÉDUCTION MES (%) (± 0,1 %)	RÉDUCTION ST (%) (± 0,1 %)	RÉDUCTION SD (%) (± 0,1 %)	RÉDUCTION DBO <sub>5</sub> T (%) (± 12 %)	RÉDUCTION DBO <sub>5</sub> S (%) (± 12 %)
<b>0,15</b>	<b>97</b>	<b>84</b>	<b>75</b>	<b>10</b>	<b>&gt; 99</b>	<b>70</b>	<b>7</b>	<b>21</b>	<b>2</b>
<b>0,25</b>	<b>98</b>	<b>87</b>	<b>77</b>	<b>14</b>	<b>&gt; 99</b>	<b>67</b>	<b>7</b>	<b>25</b>	<b>5</b>
<b>0,50</b>	<b>97</b>	<b>87</b>	<b>76</b>	<b>13</b>	<b>&gt; 99</b>	<b>69</b>	<b>4</b>	<b>25</b>	<b>9</b>
<b>0,75</b>	<b>98</b>	<b>87</b>	<b>76</b>	<b>11</b>	<b>&gt; 99</b>	<b>71</b>	<b>11</b>	<b>28</b>	<b>14</b>
<b>1,0</b>	<b>98</b>	<b>88</b>	<b>77</b>	<b>15</b>	<b>&gt; 99</b>	<b>72</b>	<b>13</b>	<b>34</b>	<b>18</b>
<b>2,5</b>	<b>98</b>	<b>90</b>	<b>78</b>	<b>20</b>	<b>&gt; 99</b>	<b>72</b>	<b>19</b>	<b>35</b>	<b>25</b>
<b>5,0</b>	<b>99</b>	<b>92</b>	<b>79</b>	<b>25</b>	<b>&gt; 99</b>	<b>73</b>	<b>21</b>	<b>42</b>	<b>27</b>
<b>7,5</b>	<b>99</b>	<b>93</b>	<b>80</b>	<b>27</b>	<b>&gt; 99</b>	<b>73</b>	<b>22</b>	<b>45</b>	<b>34</b>
<b>10,0</b>	<b>99</b>	<b>94</b>	<b>81</b>	<b>32</b>	<b>&gt; 99</b>	<b>75</b>	<b>24</b>	<b>47</b>	<b>32</b>

CA    Couleur Apparente    ST    Solides Totaux    T    Totale  
 CR    Couleur Réelle        SD    Solides Dissous    S    Soluble



**Figure Al.36** Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction de la couleur) en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux usées brutes SC.



**Figure Al.37** Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction de la DCO) en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux usées brutes SC.



même parfois une augmentation de la charge polluante. La relation est toutefois plus évidente dans le cas de la CA que dans le cas de la CR. Le fait d'accroître la charge en polymère de 0,15 à 7,5 g/L ne génère ainsi qu'une augmentation de 2 % de la réduction de la CA (97 vs 99 %), alors que celle-ci est de 9 % dans le cas de la réduction de la CR (84 vs 94 %).

### 5.3.2 DCO

La concentration en DCO totale des eaux usées soumises à l'étude était de 24 500 mg/L, alors que les concentrations en DCO totale des eaux après traitement variaient entre 4 550 et 6200 mg/L (Tableau AI.39). Ceci représente des efficacités de réduction de la DCO totale fluctuant entre 75 et 81 % (Tableau AI.40). Pour ce qui était de la DCO soluble de ces eaux, elle était de 6 600 mg/L. Cette valeur chutait, après traitement, à des valeurs de 4 450 à 5 900 mg/L. L'efficacité du traitement, en qui a trait à la réduction de la DCO soluble, variait ainsi entre 10 et 32 % (Tableau AI.40).

La figure AI.37 illustre la relation entre la réduction des DCO totale et soluble et la concentration en polymère. Comme dans le cas de la couleur, les courbes de l'évolution de la réduction de la DCO en fonction de la concentration en polymère révèlent que l'efficacité du traitement tend à s'accroître avec toute augmentation de la charge en polymère. Pour les raisons citées antérieurement, ces relations étaient prévisibles. L'efficacité du traitement en termes de réduction de la DCO soluble est toutefois plus dépendante de la charge en polymère que ne l'est la réduction de la DCO totale. Une augmentation de la charge en polymère de 9,85 g/L (0,15 vs 10,0 g/L) générerait ainsi une augmentation de 6 % de la réduction de la DCO totale (75 vs 81 %), alors que celle-ci serait de 22 % dans le cas de la réduction de la DCO soluble.

Les fortes charges en polymères utilisées sont surprenantes car des concentrations supérieures à 1 g/L et même à 0,01 g/L génèrent normalement

une augmentation de la charge initiale en DCO. Dans cette situation ou sous ces charges, il s'agit d'une situation de surdosage.

### 5.3.3 DBO<sub>5</sub>

Les eaux usées brutes de l'usine SC, utilisées pour réaliser les essais de traitabilité, présentaient une DBO<sub>5</sub> totale d'environ 3 500 mg/L (Tableau AI.39). Cette valeur chutait généralement entre 1 850 et 2 750 mg/L dans le cas des eaux usées traitées. L'efficacité du traitement variait ainsi entre 21 et 47 % (Tableau AI.40).

L'efficacité du traitement à réduire la DBO<sub>5</sub> soluble variait entre 2 et 34 % (Tableau AI.40). Les eaux usées brutes présentaient ainsi une DBO<sub>5</sub> soluble d'environ 2 800 mg/L, alors que cette valeur fluctuait généralement entre 1 850 et 2 750 mg/L dans le cas des eaux usées traitées.

Tout comme dans les cas précédents, les courbes de l'évolution de l'efficacité du traitement en fonction de la charge polymérique révèle que son efficacité, en termes de réductions de la DBO<sub>5</sub> totale et soluble, tend à s'accroître au fur et à mesure que la charge polymérique augmente (Figure AI.38). La relation est très évidente et les courbes de l'évolution des performances, en termes de DBO<sub>5</sub> totale et soluble, sont comparables. Ce qui était prévisible, si l'on considère l'importante quantité de MES et de ST contenus dans les eaux usées soumises à l'étude. Normalement, sous de telles charges en polymère, on note une réduction importante des efficacités et même parfois une augmentation de la charge polluante.

### 5.3.4 Matières solides

Le contenu en matières solides des eaux usées soumises aux essais de traitabilité était de 16 100 mg/L de ST, 11 625 mg/L de MES et 5 240 mg/L de

SD (Tableau AI.39). Après traitement, les eaux traitées contenaient de 37 à 75 mg/L de MES, de 4 000 à 5 045 mg/L de ST et de 3 960 à 5 030 mg/L de SD. Les meilleures performances du traitement sont ainsi des réductions supérieures à 99 % des MES, de 75 % des ST et de 24 % des SD (Tableau AI.40).

Les courbes de l'évolution des performances du procédé, en termes de réduction des matières solides, révèlent que celles-ci tendent à s'accroître légèrement avec une augmentation de la charge en polymère (Figure AI.39). Les taux de réduction des ST et des SD augmentent avec la charge en polymère. Les meilleures performances sont ainsi obtenues sous les plus fortes charges en polymères. Compte tenu de l'importance de la teneur en ST et en SD des eaux usées brutes, la relation établie entre ces performances et la charge polymérique était prévisible.

L'efficacité du traitement à réduire le contenu en MES, ne semble toutefois pas être influencée par la charge polymérique. Ainsi, sous des charges de 0,15 à 10,0 g/L de polymère, les taux de réduction des MES étaient toujours supérieurs à 99 %. L'absence de relation apparente entre l'efficacité du traitement et la charge en polymère résulterait principalement d'une trop grande concentration en MES et de la taille relativement importante de ces MES. L'étape de la filtration grossière incluse dans le traitement, i.e., récupération des floccs formés, retiendrait la majorité des MES contenues dans les eaux usées à l'étude. Ces constatations supportent l'hypothèse émise initialement, à savoir que la majorité de la charge polluante de ces eaux usées proviendrait des MES. Une simple clarification, i.e., filtration, décantation ou flottation, de ces eaux usées permettrait de réduire d'une façon considérable la charge polluante de ces eaux usées.

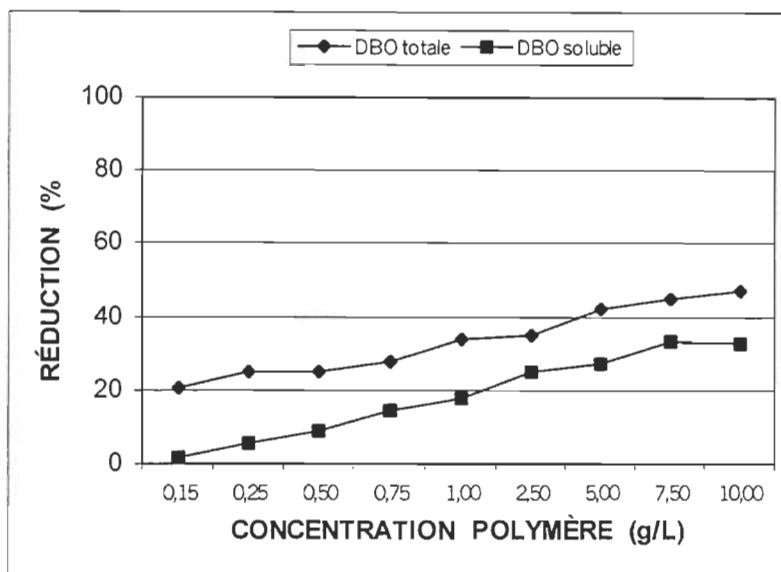


Figure Al.38 Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction de la DBO<sub>5</sub>) en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux usées brutes SC.

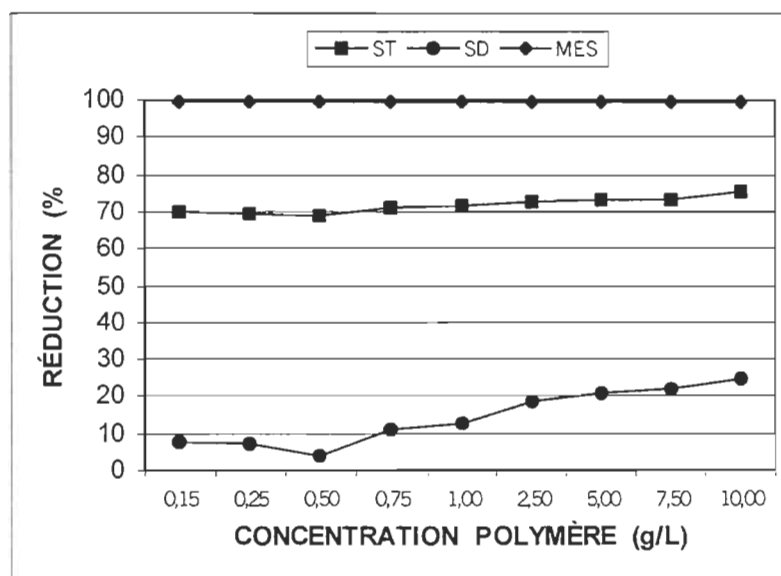


Figure Al.39 Courbe de l'évolution de l'efficacité (réduction des MES, ST et SD) en fonction de la concentration en polymère lors des essais de traitabilité des eaux usées brutes SC.

## 5.4 Essais complémentaires

Les essais complémentaires avaient comme principal objectif de déterminer l'impact de la décantation sur les caractéristiques des eaux usées brutes SC. Pour réaliser cette étude, le liquide surnageant dans les réservoirs d'entreposage des eaux usées était récolté, analysé et soumis au traitement.

Les essais visaient également à déterminer sommairement la traitabilité des eaux usées SC décantées. Ils avaient ainsi pour but de déterminer si la réduction du taux de solides améliorerait l'efficacité du traitement ou réduirait la quantité de polymère utilisée pour effectuer le traitement de ces eaux usées.

Le tableau AI.41 révèle que la simple décantation des eaux usées brutes SC améliore de beaucoup leurs caractéristiques. La décantation des eaux usées brutes SC permettrait ainsi d'obtenir des réductions de 90 % des MES, de 68 % de la CA, de 66 % des ST et de 63 % de la DCO totale. Pour ce qui est de la CR, de la DCO soluble et du contenu en SD, ils seraient peu affectés par l'opération.

Le traitement des eaux usées décantées a tout de même généré des réductions de 88 à 97 % de la CA et de 35 à 52 % de la DCO totale (Tableau AI.42). Les efficacités enregistrées lors des essais complémentaires sont légèrement inférieures à celles obtenues lors des essais de traitabilité. Ce qui était prévisible puisque les conditions expérimentales ont été sélectionnées initialement pour les eaux usées brutes SC et appliquées par la suite à des eaux usées décantées dont les caractéristiques étaient très différentes.

D'une façon générale, les résultats obtenus supportent les hypothèses émises antérieurement, à savoir, que la charge polluante des eaux usées brutes serait principalement attribuable aux MES et aux ST contenus dans lesdites eaux usées.

**Tableau Al.41 Impact de la décantation sur les principales caractéristiques des eaux usées brutes SC.**

PARAMÈTRE	EAUX USÉES BRUTES	EAUX USÉES DÉCANTÉES	RÉDUCTION (%)
CA (PtCo)	86 200 ± 690	27 500 ± 220	68 ± 1,4
DCO tot. (mg/L)	24 500 ± 196	9 100 ± 73	63 ± 0,4
ST (mg/L)	16 100 ± 129	5 500 ± 44	66 ± 0,2
MES (mg/L)	11 600 ± 93	1 200 ± 10	90 ± 0,3
DCO sol. (mg/L)	6 600 ± 53	6 700 ± 54	- 2 ± 0,01
SD (mg/L)	5 240 ± 42	5 220 ± 42	0,5 ± 0,01
CR (mg/L)	3 200 ± 26	3 200 ± 26	0

**Tableau Al.42 Résultats et performances obtenus lors des essais complémentaires de traitabilité des eaux usées SC décantées.**

CONCENTRATION POLYMÈRE (g/L) (± 0,0002)	CA (PtCo)	RÉDUCTION CA (%)	DCO TOTALE (mg/L)	RÉDUCTION DCO TOTALE (%)
DÉCANTÉES	27 500 ± 220		9 100 ± 18	
0,25	3 290 ± 26	88 ± 1,8	5 890 ± 12	35 ± 0,2
0,50	1 690 ± 14	94 ± 1,9	5 660 ± 11	38 ± 0,2
1,00	1 330 ± 11	95 ± 1,9	5 520 ± 11	39 ± 0,2
5,00	880 ± 7	97 ± 1,9	4 630 ± 9	49 ± 0,3
7,50	770 ± 6	97 ± 1,9	4 330 ± 9	52 ± 0,3

**ANNEXE II**  
**MODÉLISATION**

## ANNEXE II

### MODÉLISATION

#### 1 Première étude de modélisation

##### 1.1 Réduction de la DCO totale

Les résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction de la DCO totale en fonction des variables indépendantes sont consignés au tableau A2.1. Il appert que, parmi les variables indépendantes à l'étude, la température ( $A^2$ ) et la charge en polymère (D) auraient un effet statistiquement significatif, i.e., intervalle de confiance de 95 %, sur la méthode de traitement à l'étude en terme de réduction de la DCO totale.

Les valeurs des effets  $A^2$  et D sont ainsi supérieures aux valeurs critiques et leurs valeurs de P(2-tail) sont inférieures ou égales à 0,05. Le diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction de la DCO totale des eaux PCTM révèle également que ces variables indépendantes seraient les plus importantes par leurs effets sur la réduction de la DCO (Figure A2.1). L'équation de prédiction de la réduction de la DCO totale des eaux usées PCTM au moyen du traitement est la suivante :

$$Y = 56,84 + 0,73 A^2 + 0,41 D.$$

Les coefficients de corrélation et de détermination et la valeur de F suggèrent que le modèle ou l'équation de prédiction soit statistiquement significatif. Selon le coefficient de détermination, environ 80 % de la variabilité



**Tableau A2.1 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction de la DCO totale des eaux usées PCTM. Modélisation # 1.**

EFFET	COEFFICIENT	T	F	P(2-tail)
<b>CONSTANTE</b>	<b>56,84 ± 0,3</b>	<b>154,82</b>	<b>23 969</b>	<b>0</b>
<b>A</b>	<b>- 0,188</b>	<b>- 1,000</b>	<b>1,000</b>	<b>0,339</b>
<b>B</b>	<b>- 0,237</b>	<b>- 1,262</b>	<b>1,593</b>	<b>0,233</b>
<b>C</b>	<b>0,065</b>	<b>0,344</b>	<b>0,118</b>	<b>0,738</b>
<b>D</b>	<b>0,409</b>	<b>2,176</b>	<b>4,735</b>	<b>0,050</b>
<b>E</b>	<b>0,175</b>	<b>0,934</b>	<b>0,872</b>	<b>0,371</b>
<b>A<sup>2</sup></b>	<b>0,726</b>	<b>4,271</b>	<b>18,241</b>	<b>0,001</b>
<b>B<sup>2</sup></b>	<b>- 0,023</b>	<b>- 0,120</b>	<b>0,015</b>	<b>0,907</b>
<b>C<sup>2</sup></b>	<b>0,330</b>	<b>1,940</b>	<b>3,764</b>	<b>0,079</b>
<b>D<sup>2</sup></b>	<b>0,045</b>	<b>0,263</b>	<b>0,069</b>	<b>0,798</b>
<b>E<sup>2</sup></b>	<b>0,158</b>	<b>0,932</b>	<b>0,869</b>	<b>0,371</b>
<b>AB</b>	<b>- 0,377</b>	<b>- 1,638</b>	<b>2,683</b>	<b>0,130</b>
<b>AC</b>	<b>- 0,062</b>	<b>- 0,269</b>	<b>0,072</b>	<b>0,793</b>
<b>AD</b>	<b>0,082</b>	<b>0,356</b>	<b>0,127</b>	<b>0,729</b>
<b>AE</b>	<b>0,118</b>	<b>0,513</b>	<b>0,263</b>	<b>0,618</b>
<b>BC</b>	<b>- 0,089</b>	<b>- 0,388</b>	<b>0,151</b>	<b>0,705</b>
<b>BD</b>	<b>- 0,233</b>	<b>- 1,013</b>	<b>1,026</b>	<b>0,333</b>
<b>BE</b>	<b>0,018</b>	<b>0,079</b>	<b>0,006</b>	<b>0,939</b>
<b>CD</b>	<b>0,112</b>	<b>0,486</b>	<b>0,236</b>	<b>0,636</b>
<b>CE</b>	<b>0,118</b>	<b>0,513</b>	<b>0,263</b>	<b>0,618</b>
<b>DE</b>	<b>0,089</b>	<b>0,388</b>	<b>0,151</b>	<b>0,705</b>
<b>Valeurs critiques</b>		<b>2,052</b>	<b>4,211</b>	

$$R^2 = 0,759$$

$$R = 0,871$$

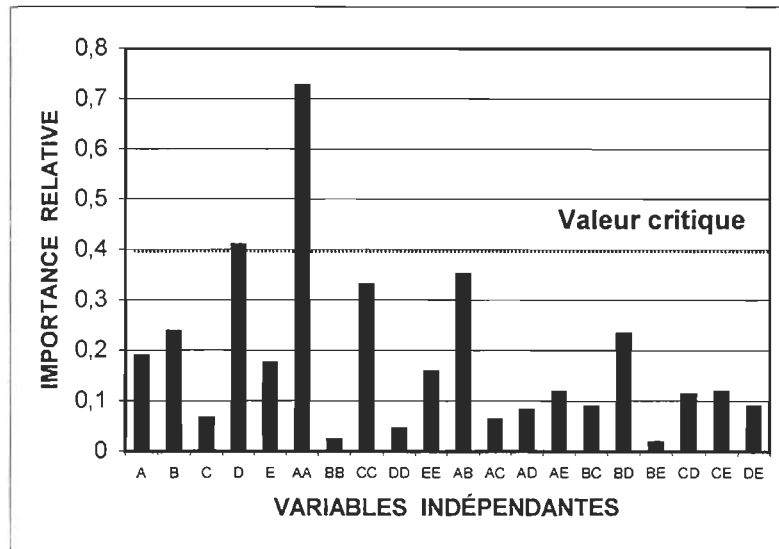


Figure A2.1 Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction de la DCO totale des eaux usées PCTM. Modélisation # 1. Valeur critique approximative.

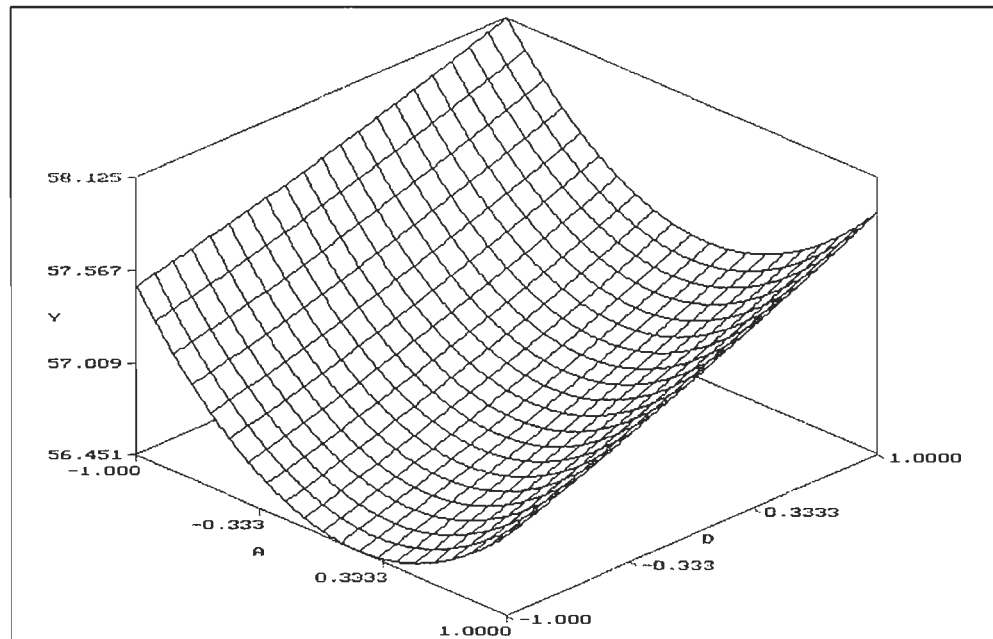


Figure A2.2 Surface de réponse de l'interaction de la concentration en polymère (D) et de la température (A) sur la réduction de la DCO totale des eaux usées PCTM. Modélisation # 1.

A (-1 = 5 °C ; - 0,3 = 13 °C ; 0,3 = 31 °C ; 1 = 40 °C)

D (-1 = 0,05 g/L ; - 0,3 = 0,2875 g/L ; 0,3 = 0,7625 g/L ; 1 = 1,0 g/L)

observée dans la réduction de la DCO totale serait expliquée par ladite équation.

Aucune interaction significative de deuxième ordre, i.e., intervariable, n'a été identifiée entre les variables indépendantes à l'étude. Malgré ce fait, un graphique des surfaces de réponse entre la température (A) et la concentration en polymère (D) a été tracé afin de tout de même déterminer la tendance générale (Figure A2.2). Le taux de réduction de la DCO totale tend à croître lorsque la concentration en polymère augmente. Dans le cas de la température, la relation est plus complexe. À partir d'un point médian de température, le taux de réduction de la DCO augmente avec toute augmentation ou réduction de la température.

La meilleure efficacité est obtenue sous la charge polymérique expérimentale la plus élevée, i.e., 1,0 g/L, et la plus basse température expérimentale, i.e., 5°C. N'étant pas en situation de surdosage, la relation observée entre la performance et la charge polymérique était prévisible. Quant à la relation entre la température et l'efficacité du traitement, la relation probable était inconnue. Elle démontre toutefois que le traitement peut également être utilisé, en hiver, pour traiter les eaux usées issues de système de traitement exigeant de grand temps de rétention, e.g., lagunes aérées dont la température hivernale de l'effluent final peut être de 5 °C.

## 1.2 Réduction des ST

Selon les valeurs calculées de  $t$ , de  $F$  et de  $P(2\text{-tail})$ , le temps de rétention hydraulique ou le temps de réaction (C) et le pH (B) auraient, à l'intervalle de confiance de 95 %, un effet significatif sur les performances du traitement en termes de réduction du contenu en ST des eaux usées PCTM à l'étude (Tableau A2.2). Le diagramme de Pareto illustre bien le fait que ces variables aient une importance relative importante sur les performances, i.e.,

**Tableau A2.2 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction du contenu en ST des eaux usées PCTM. Modélisation # 1.**

EFFET	COEFFICIENT	T	F	P(2-tail)
CONSTANTE	30,63 ± 0,1	31,88	1 016	0
A	- 0,529	- 1,076	1,158	0,305
B	0,463	0,941	0,886	0,367
C	- 1,170	- 2,380	5,664	0,037
D	0,122	0,248	0,062	0,809
E	0,143	0,290	0,084	0,777
A <sup>2</sup>	- 0,427	- 1,085	1,177	0,301
B <sup>2</sup>	- 0,951	- 2,139	4,575	0,050
C <sup>2</sup>	0,412	0,927	0,859	0,374
D <sup>2</sup>	0,589	-1,324	1,753	0,212
E <sup>2</sup>	0,629	1,414	1,999	0,185
AB	0,069	0,114	0,013	0,911
AC	- 0,886	- 1,472	2,167	0,169
AD	0,168	0,278	0,077	0,786
AE	0,536	0,891	0,794	0,392
BC	- 0,038	- 0,062	0,004	0,952
BD	- 0,311	- 0,517	0,267	0,616
BE	0,188	0,311	0,097	0,761
CD	- 0,109	- 0,181	0,033	0,860
CE	- 0,030	- 0,050	0,003	0,961
DE	0,169	0,280	0,078	0,785
Valeurs critiques		2,052	4,211	

$$R^2 = 0,670$$

$$R = 0,819$$

réduction du contenu des eaux usées en ST, du traitement (Figure A2.3). Lesdites performances peuvent être modélisées au moyen de l'équation suivante :

$$Y = 30,63 - 1,17 C - 0,95 B^2.$$

Le coefficient de détermination suggère que près de 70 % de la variabilité totale dans la variable dépendante, i.e., réduction des ST, soit expliquée par le modèle.

Malgré le fait qu'il n'existe aucune interaction signification de deuxième ordre entre les variables indépendantes, un graphique de la surface de réponse a été tracé afin d'essayer de déterminer les tendances générales en ce qui a trait aux relations entre les variables indépendantes influentes, i.e., pH, TRH, et l'efficacité du traitement (Figure A2.4). Selon ledit graphique, il appert que les performances du traitement, i.e., réduction des ST contenus dans les eaux usées, tendent à augmenter lorsque la TRH diminue. La relation entre les performances et le pH est plus complexe. La meilleure performance est obtenue sous une valeur moyenne de pH et toute augmentation ou réduction de la valeur pH tend à réduire les performances. D'une façon générale, la meilleure efficacité est obtenue sous le TRH expérimental le plus court et la valeur expérimentale moyenne du pH. La relation observée entre le taux de réduction des ST et le TRH suggère que l'augmentation du TRH tend à réduire l'efficacité. Ce qui pourrait résulter en partie d'une dissolution temporelle des MES contenus dans lesdites eaux usées.

### **1.3 Réduction de la DBO<sub>5</sub> totale**

Tel que mentionné antérieurement, la relation entre les variables indépendantes et le taux de réduction de la DBO<sub>5</sub> totale n'est pas claire. À l'intervalle de confiance de 95 %, aucune des variables indépendantes à l'étude

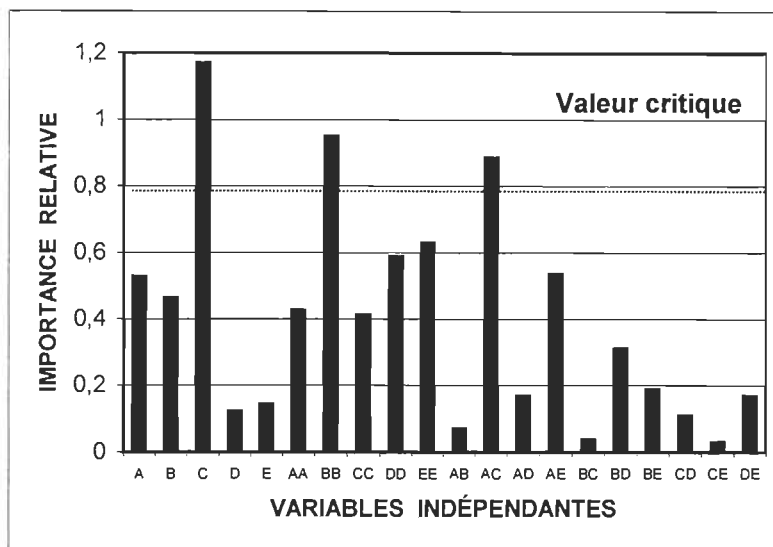


Figure A2.3 Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction des ST contenus dans les eaux usées PCTM. Modélisation # 1. Valeur critique approximative.

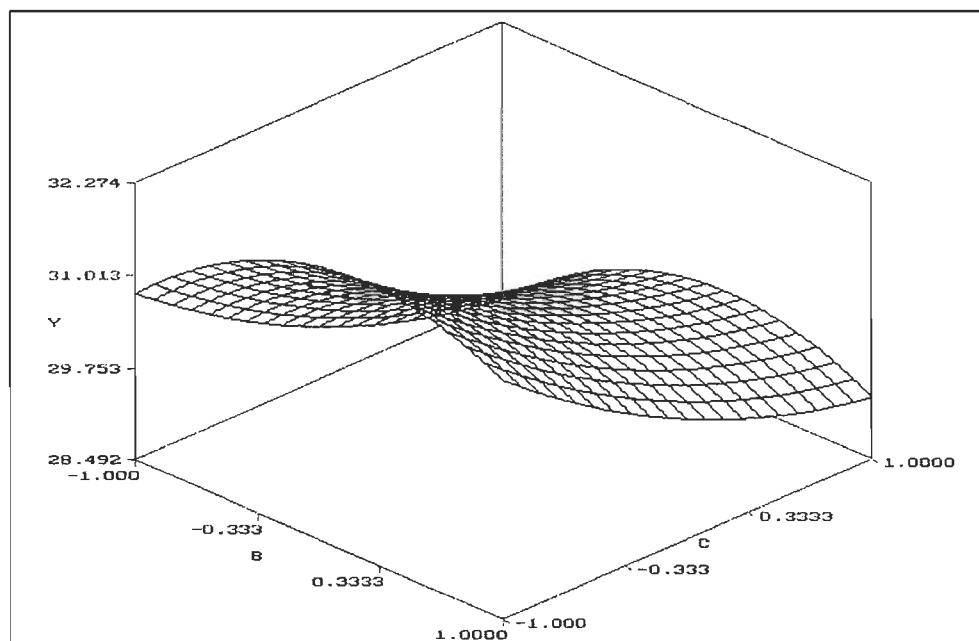


Figure A2.4 Surface de réponse de l'interaction du pH (B) et du temps de réaction (C) sur la réduction du contenu en ST des eaux usées PCTM. Modélisation # 1. B (-1 = 2,0 ; -0,3 = 2,5 ; 0,3 = 3,5 ; 1 = 4,0) C (-1 = 1 min. ; -0,3 = 2 min. ; 0,3 = 4 min. ; 1 = 5 min.)

n'aurait un effet statistiquement significatif sur les performances du traitement en termes de réduction de la DBO<sub>5</sub> totale. Les valeurs calculées de t et de F pour les effets, i.e., effets spécifiques des variables indépendantes et interactions entre ces variables, sont ainsi inférieures aux valeurs critiques de t et de F (Tableau A2.3). De plus, les valeurs de P(2-tail) sont toujours supérieures à 0,05, i.e., ((1- 0,05) X 100 = 95 %). L'intervalle de confiance dans le modèle ou l'équation de prédiction serait ainsi inférieure à 95%.

## **2 Seconde étude de modélisation**

### **2.1 Réduction de la DCO totale**

Les résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction de la DCO totale en fonction des variables d'opération sont consignés au tableau A2.4. Les valeurs calculées et critiques (t, F et P(2-tail)) révèlent, qu'à l'intervalle de 95 %, la concentration en polymère (D, D<sup>2</sup>) aurait un effet significatif sur la réduction de la DCO totale. Le diagramme de Pareto de l'importance relative des variables d'opération sur la réduction de la DCO totale illustre bien ce phénomène (Figure A2.5).

Le modèle ou l'équation de prédiction de la réduction de la DCO totale des eaux usées PCTM à l'étude au moyen du traitement est le suivant :

$$Y = 65,99 + 2,283 D - 1,59 D^2.$$

Selon les valeurs calculées et critiques, cette équation serait statistiquement significative à l'intervalle de confiance de 95 %. Le coefficient de détermination révèle que près de 85 % de la variabilité observée dans la réduction de la DCO totale serait justifiée par ladite équation.

**Tableau A2.3 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction de la DBO<sub>5</sub> totale des eaux usées PCTM. Modélisation # 1.**

<b>EFFET</b>	<b>COEFFICIENT</b>	<b>T</b>	<b>F</b>	<b>P(2-tail)</b>
<b>CONSTANTE</b>	<b>48,65 ± 6</b>	<b>11,69</b>	<b>137</b>	<b>0</b>
<b>A</b>	<b>0,454</b>	<b>0,213</b>	<b>0,045</b>	<b>0,835</b>
<b>B</b>	<b>- 1,463</b>	<b>- 0,687</b>	<b>0,472</b>	<b>0,506</b>
<b>C</b>	<b>- 2,330</b>	<b>- 1,095</b>	<b>1,199</b>	<b>0,297</b>
<b>D</b>	<b>0,566</b>	<b>0,261</b>	<b>0,068</b>	<b>0,799</b>
<b>E</b>	<b>1,093</b>	<b>0,513</b>	<b>0,263</b>	<b>0,618</b>
<b>A<sup>2</sup></b>	<b>- 1,310</b>	<b>- 0,680</b>	<b>0,462</b>	<b>0,511</b>
<b>B<sup>2</sup></b>	<b>0,175</b>	<b>0,091</b>	<b>0,008</b>	<b>0,929</b>
<b>C<sup>2</sup></b>	<b>-1,405</b>	<b>- 0,730</b>	<b>0,533</b>	<b>0,481</b>
<b>D<sup>2</sup></b>	<b>- 0,444</b>	<b>- 0,230</b>	<b>0,053</b>	<b>0,822</b>
<b>E<sup>2</sup></b>	<b>3,889</b>	<b>2,020</b>	<b>4,080</b>	<b>0,069</b>
<b>AB</b>	<b>- 1,052</b>	<b>0,403</b>	<b>0,162</b>	<b>0,694</b>
<b>AC</b>	<b>1,827</b>	<b>0,701</b>	<b>0,491</b>	<b>0,498</b>
<b>AD</b>	<b>0,433</b>	<b>0,166</b>	<b>0,028</b>	<b>0,871</b>
<b>AE</b>	<b>- 0,619</b>	<b>- 0,238</b>	<b>0,057</b>	<b>0,817</b>
<b>BC</b>	<b>- 0,496</b>	<b>- 0,190</b>	<b>0,036</b>	<b>0,852</b>
<b>BD</b>	<b>- 0,214</b>	<b>- 0,082</b>	<b>0,007</b>	<b>0,936</b>
<b>BE</b>	<b>- 0,897</b>	<b>- 0,344</b>	<b>0,118</b>	<b>0,737</b>
<b>CD</b>	<b>- 0,123</b>	<b>- 0,047</b>	<b>0,002</b>	<b>0,963</b>
<b>CE</b>	<b>- 1,918</b>	<b>- 0,736</b>	<b>0,542</b>	<b>0,477</b>
<b>DE</b>	<b>1,516</b>	<b>0,581</b>	<b>0,338</b>	<b>0,573</b>
<b>Valeurs critiques</b>		<b>2,052</b>	<b>4,211</b>	

$$R^2 = 0,461$$

$$R = 0,679$$



**Tableau A2.4 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction de la DCO totale des eaux usées PCTM. Modélisation # 2.**

EFFET	COEFFICIENT	t	F	P(2-tail)
CONSTANTE	65,99 ± 0,4	85,96	7 389	0
A	0,024	0,056	0,003	0,956
B	- 0,743	- 1,756	3,084	0,105
C	- 0,012	- 0,029	0,001	0,978
D	2,283	5,397	29,128	0,001
E	0,327	0,771	0,594	0,455
A <sup>2</sup>	- 0,491	- 1,301	1,693	0,218
B <sup>2</sup>	- 0,479	- 1,271	1,615	0,228
C <sup>2</sup>	- 0,332	- 0,880	0,774	0,396
D <sup>2</sup>	- 1,599	- 4,243	18,003	0,001
E <sup>2</sup>	0,001	0,002	0	0,998
AB	0,087	0,168	0,028	0,870
AC	- 0,782	- 1,509	2,277	0,157
AD	- 0,637	- 1,229	1,510	0,243
AE	- 0,374	- 0,723	0,523	0,484
BC	0,227	0,438	0,192	0,669
BD	0,094	0,183	0,034	0,859
BE	0,764	1,476	2,179	0,166
CD	- 0,064	- 0,124	0,015	0,903
CE	- 0,397	- 0,766	0,587	0,458
DE	- 0,589	- 1,138	1,295	0,277
Valeurs critiques		2,052	4,211	

$$R^2 = 0,838$$

$$R = 0,915$$

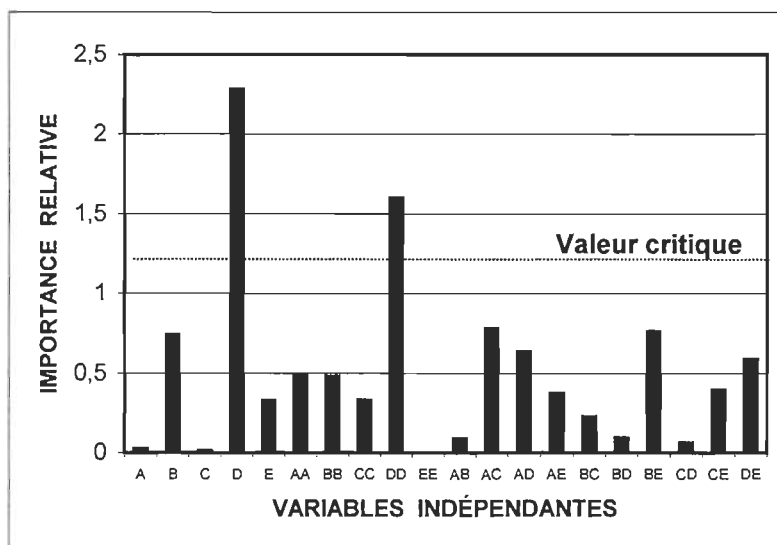


Figure A2.5 Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction de la DCO totale des eaux usées PCTM. Modélisation # 2. Valeur critique approximative.

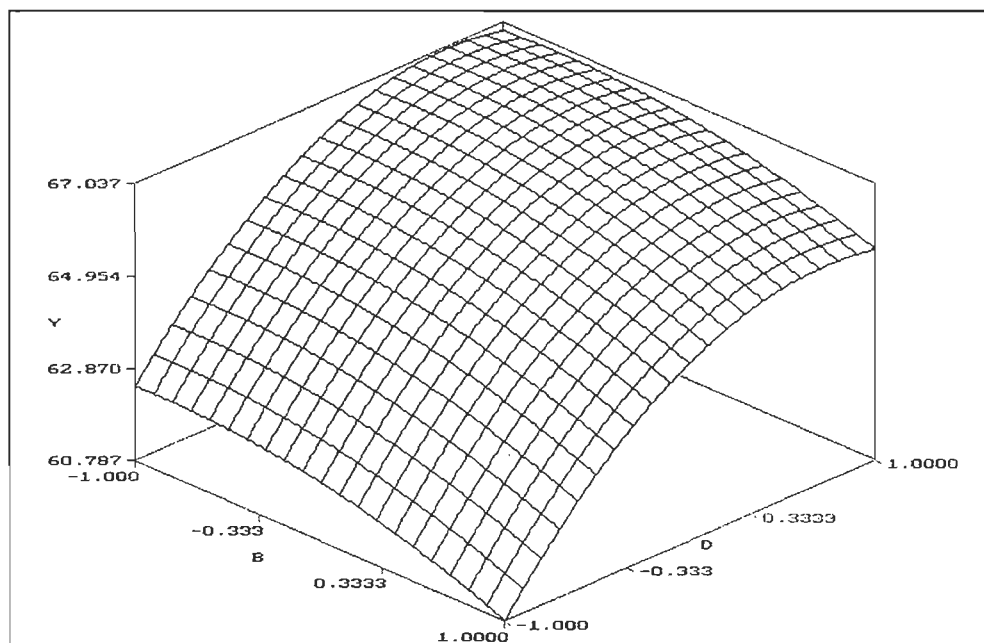


Figure A2.6 Surface de réponse de l'interaction du pH (B) et de la concentration en polymère (D) sur la réduction de la DCO totale des eaux usées PCTM. Modélisation # 2.

B (-1 = 2,0 ; - 0,3 = 2,5 ; 0,3 = 3,5 ; 1 = 4,0)

D (-1 = 0,05 g/L ; - 0,3 = 0,2875 g/L ; 0,3 = 0,7625 g/L ; 1 = 1,0 g/L)

Outre l'interaction de deuxième ordre DD ou D<sup>2</sup>, aucune interaction significative de deuxième ordre n'a été identifiée entre les variables indépendantes à l'étude. Un graphique de la surface de réponse, a tout de même été tracé, afin de déterminer s'il existe une tendance ou relation générale entre la concentration en polymère et la performance du traitement (Figure A2.6). Ce graphique suggère que le taux de réduction de la DCO totale tend à accroître avec une augmentation de la charge polymérique jusqu'à l'atteinte de la meilleure performance prédite après quoi toute augmentation additionnelle de la charge polymérique se traduit en une chute de l'efficacité. L'effet du pH n'est pas décrit puisque non significatif.

## 2.2 Réduction de la DCO soluble

L'étude de la régression multiple de la réduction de la DCO soluble en fonction des variables indépendantes révèle, qu'à l'intervalle de confiance de 95 %, la concentration en polymère (D) et le pH (B) aurait un effet significatif sur l'efficacité du procédé en termes de réduction de la DCO soluble (Tableau A2.5). Le diagramme de Pareto illustre bien que la concentration en polymère (D, DD) et le pH (B) sont les variables les plus influentes sur la réduction de la DCO soluble (Figure A2.7).

Le modèle ou l'équation de prédiction résultant :

$$Y = 34,04 + 2,057 D - 1,28 D^2 - 1,41 B$$

pourrait expliquer plus de 70 % de la variabilité totale observée dans la réduction de la DCO soluble.

Malgré l'absence d'interaction significative entre la concentration en polymère et le pH, en ce qui a trait à la modélisation de la réduction de la DCO soluble, un graphique de la surface de réponse, a tout de même été tracé, afin

**Tableau A2.5 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction de la DCO soluble des eaux usées PCTM. Modélisation # 2.**

EFFET	COEFFICIENT	t	F	P(2-tail)
CONSTANTE	34,04 ± 0,2	28,88	834	0
A	- 0,003	- 0,005	0	0,996
B	- 1,413	- 2,177	4,739	0,050
C	0,414	0,638	0,407	0,536
D	2,058	3,169	10,043	0,008
E	0,041	0,063	0,004	0,951
A <sup>2</sup>	- 0,931	- 1,609	2,589	0,134
B <sup>2</sup>	- 0,396	- 0,685	0,469	0,507
C <sup>2</sup>	- 0,594	- 1,026	1,053	0,325
D <sup>2</sup>	- 1,281	- 2,214	4,902	0,047
E <sup>2</sup>	0,476	0,823	0,677	0,426
AB	- 0,811	- 1,020	1,040	0,328
AC	- 0,375	- 0,472	0,223	0,646
AD	- 0,365	- 0,459	0,211	0,654
AE	- 0,518	- 0,651	0,424	0,528
BC	- 0,140	- 0,176	0,031	0,863
BD	0,523	0,657	0,432	0,524
BE	1,013	1,273	1,621	0,227
CD	0,184	0,231	0,053	0,821
CE	- 0,604	- 0,759	0,576	0,462
DE	- 0,241	- 0,303	0,092	0,767
Valeurs critiques		2,052	4,211	

$$R^2 = 0,708$$

$$R = 0,841$$

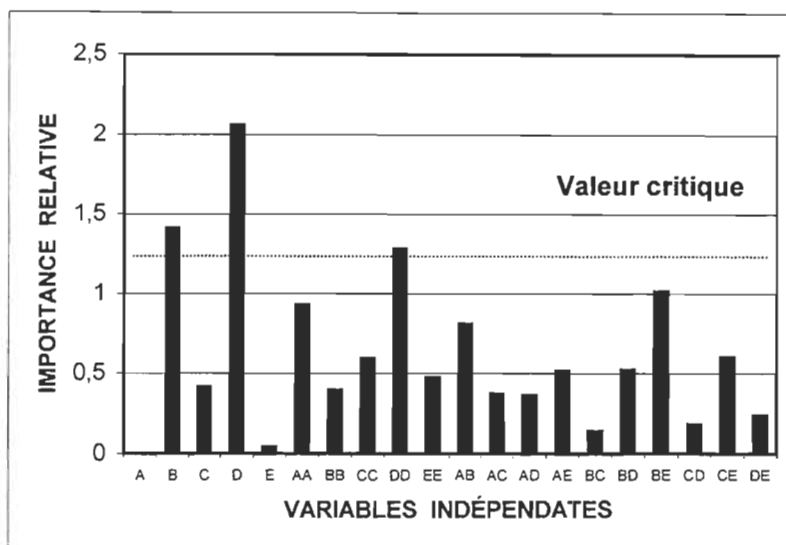


Figure A2.7 Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction de la DCO soluble des eaux usées PCTM. Modélisation # 2. Valeur critique approximative.

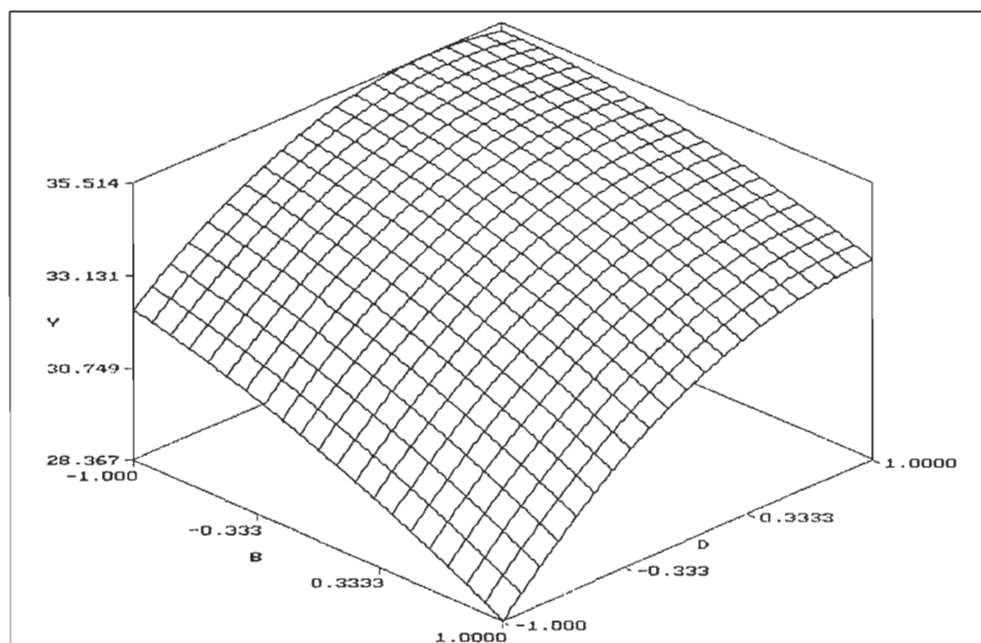


Figure A2.8 Surface de réponse de l'interaction du pH (B) et de la concentration en polymère (D) sur la réduction de la DCO soluble des eaux usées PCTM. Modélisation # 2.

B (-1 = 2,0 ; -0,3 = 2,5 ; 0,3 = 3,5 ; 1 = 4,0)

D (-1 = 0,05 g/L ; -0,3 = 0,2875 g/L ; 0,3 = 0,7625 g/L ; 1 = 1,0 g/L)

d'illustrer les tendances générales spécifiques (Figure A2.8). Ce graphique révèle que la tendance entre les variables indépendantes, i.e., concentration en polymère et pH, et le taux de réduction de la DCO soluble est similaire à celle observée dans le cas de la DCO totale. Le taux de réduction de la DCO soluble tend à s'accroître avec une réduction de la valeur du pH et avec une augmentation de la charge polymérique jusqu'à l'atteinte de la meilleure performance prédite après quoi toute augmentation additionnelle de la charge polymérique se traduit en une chute de l'efficacité. La meilleure efficacité est ainsi obtenue sous la plus faible valeur expérimentale de pH (2,0) et sous une charge polymérique expérimentale voisine de la charge maximale (1,0 g/L).

### **3 Troisième étude de modélisation**

#### **3.1 Réduction de la couleur apparente**

L'efficacité du traitement, en termes de réduction de la couleur apparente, est significativement influencée par la concentration en polymère utilisée lors du traitement des eaux usées PCTM. L'analyse de la régression multiple des résultats obtenus a permis de quantifier cette influence (Tableau A2.6). Quant au diagramme de Pareto, il illustre bien que la concentration (D, DD) est la seule variable indépendante à avoir un effet significatif sur le taux de réduction de la couleur apparente (Figure A2.9).

Près de 70 % de la variabilité totale observée dans la réduction de la couleur apparente pourrait être expliquée par le modèle ou l'équation de prédiction suivant :

$$Y = 97,80 - 5,33 D^2 + 5,05 D.$$

Le modèle ou l'équation de régression calculé présente un coefficient de corrélation de 0,812.

**Tableau A2.6 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction de la couleur apparente des eaux usées PCTM. Modélisation # 3.**

<b>EFFET</b>	<b>COEFFICIENT</b>	<b>t</b>	<b>F</b>	<b>P(2-tail)</b>
<b>CONSTANTE</b>	<b>97,81 ± 1,9</b>	<b>31,48</b>	<b>991</b>	<b>0</b>
<b>A</b>	<b>- 0,111</b>	<b>- 0,065</b>	<b>0,004</b>	<b>0,949</b>
<b>B</b>	<b>- 0,897</b>	<b>- 0,524</b>	<b>0,275</b>	<b>0,610</b>
<b>C</b>	<b>- 0,280</b>	<b>- 0,164</b>	<b>0,027</b>	<b>0,873</b>
<b>D</b>	<b>5,052</b>	<b>2,951</b>	<b>8,708</b>	<b>0,012</b>
<b>E</b>	<b>0,016</b>	<b>0,009</b>	<b>0</b>	<b>0,993</b>
<b>A<sup>2</sup></b>	<b>0,356</b>	<b>0,233</b>	<b>0,054</b>	<b>0,820</b>
<b>B<sup>2</sup></b>	<b>0,757</b>	<b>0,496</b>	<b>0,246</b>	<b>0,629</b>
<b>C<sup>2</sup></b>	<b>1,032</b>	<b>0,677</b>	<b>0,458</b>	<b>0,512</b>
<b>D<sup>2</sup></b>	<b>- 5,332</b>	<b>- 3,495</b>	<b>12,215</b>	<b>0,004</b>
<b>E<sup>2</sup></b>	<b>0,945</b>	<b>0,619</b>	<b>0,383</b>	<b>0,547</b>
<b>AB</b>	<b>0,324</b>	<b>0,154</b>	<b>0,024</b>	<b>0,880</b>
<b>AC</b>	<b>- 0,344</b>	<b>- 0,164</b>	<b>0,027</b>	<b>0,873</b>
<b>AD</b>	<b>- 0,188</b>	<b>- 0,089</b>	<b>0,008</b>	<b>0,930</b>
<b>AE</b>	<b>0,208</b>	<b>0,099</b>	<b>0,010</b>	<b>0,923</b>
<b>BC</b>	<b>- 0,201</b>	<b>- 0,096</b>	<b>0,009</b>	<b>0,925</b>
<b>BD</b>	<b>0,618</b>	<b>0,295</b>	<b>0,087</b>	<b>0,773</b>
<b>BE</b>	<b>0,095</b>	<b>0,045</b>	<b>0,002</b>	<b>0,965</b>
<b>CD</b>	<b>0,140</b>	<b>0,067</b>	<b>0,004</b>	<b>0,948</b>
<b>CE</b>	<b>- 0,218</b>	<b>- 0,104</b>	<b>0,011</b>	<b>0,919</b>
<b>DE</b>	<b>0,064</b>	<b>0,030</b>	<b>0,001</b>	<b>0,976</b>
<b>Valeurs critiques</b>		<b>2,052</b>	<b>4,211</b>	

$$R^2 = 0,659$$

$$R = 0,812$$

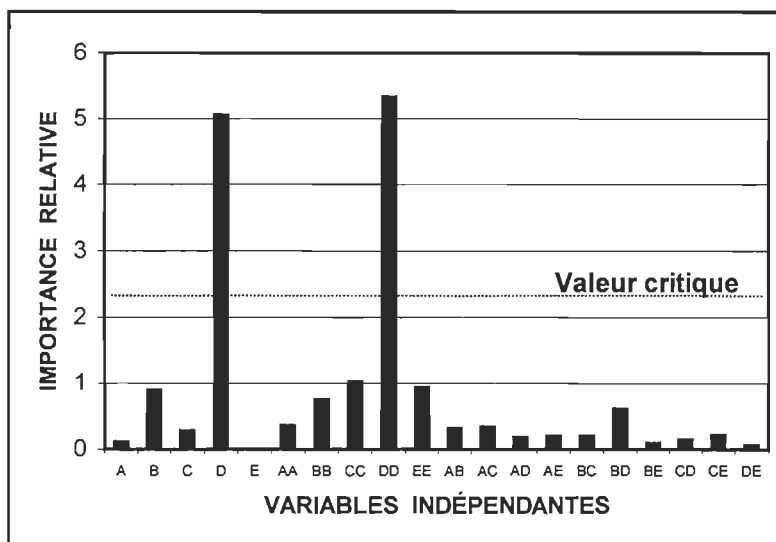


Figure A2.9 Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction de la couleur apparente des eaux usées PCTM. Modélisation # 3. Valeur critique approximative.

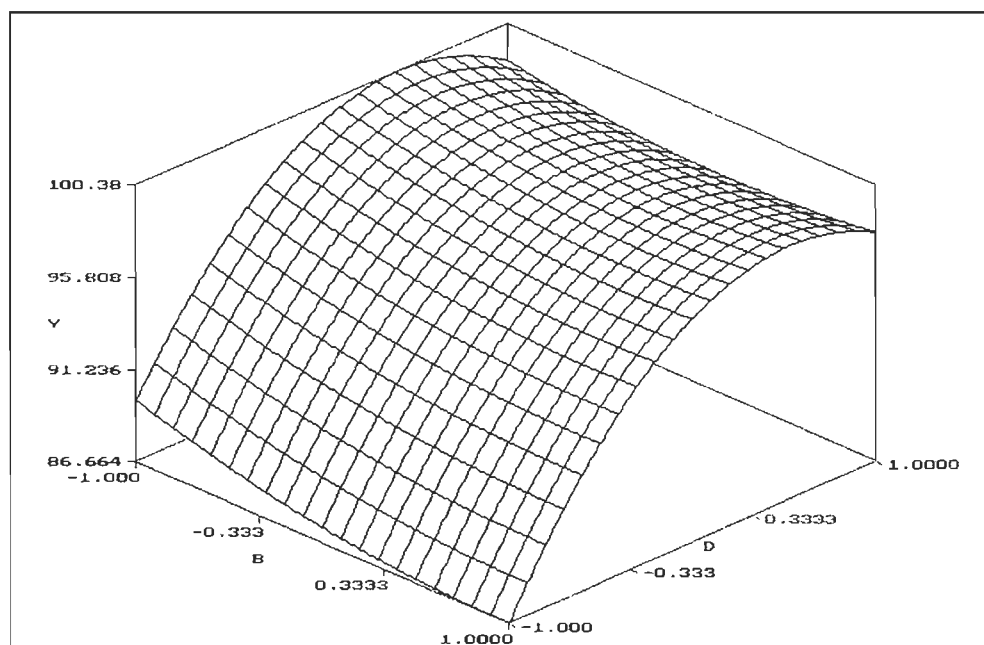


Figure A2.10 Surface de réponse de l'interaction du pH (B) et de la concentration en polymère (D) sur la réduction de la couleur apparente des eaux usées PCTM. Modélisation # 3.

B (-1 = 2,0 ; -0,3 = 2,5 ; 0,3 = 3,5 ; 1 = 4,0)

D (-1 = 0,05 g/L ; -0,3 = 0,2875 g/L ; 0,3 = 0,7625 g/L ; 1 = 1,0 g/L)



Malgré le fait que l'interaction BD n'a pas d'effet significatif sur la réduction de la couleur apparente, le graphique de la surface de réponse de l'interaction de B et D a été tracé pour illustrer la relation générale qu'il existe entre l'efficacité et charge polymérique (Figure A2.10). Ce graphique révèle que l'efficacité du procédé à réduire la CA s'accroît avec une augmentation de la charge polymérique. À une charge polymérique d'environ 0,7 g/L, une efficacité optimale est atteinte et toute augmentation additionnelle de la charge polymérique se traduira par une chute de l'efficacité.

### 3.2 Réduction de la DCO

Comme dans le cas de la couleur apparente, la concentration en polymère serait la seule variable indépendante à présenter une influence statistiquement significative sur l'efficacité du traitement à réduire les DCO totale et soluble. Les valeurs calculées pour l'effet de la concentration en polymère sont ainsi supérieures aux valeurs critiques, alors que ses valeurs de P(2-tail) sont inférieures à 0,05, i.e., intervalle de confiance supérieure à 95 % (Tableaux A2.7 et A2.8). L'influence prédominante de la concentration en polymère (DD) sur l'efficacité du traitement est bien perceptible aux figures A2.11 et A2.13.

La modélisation de l'influence de la charge polymérique sur la réduction de la DCO totale et soluble a conduit à la construction des équations suivantes :

$$Y = 60,31 + 1,42 D^2, \text{ et}$$

$$Y = 28,35 + 3,52 D^2,$$

pour la réduction de la DCO totale et soluble respectivement. Le niveau de signification dans l'équation de prédiction de la réduction de la DCO totale serait plus élevé que celui de la DCO soluble. Les valeurs calculées des coefficients  $R^2$  et  $R$  sont également plus élevées dans le cas de l'équation de prédiction du taux de réduction de la DCO totale (Tableaux A2.7 et A2.8).

**Tableau A2.7 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction de la DCO totale des eaux usées PCTM. Modélisation # 3.**

EFFET	COEFFICIENT	t	F	P(2-tail)
CONSTANTE	60,31 ± 0,4	57,55	3 312	0
A	0,092	0,159	0,025	0,876
B	- 0,701	- 1,214	1,474	0,248
C	- 0,276	- 0,478	0,229	0,641
D	- 0,908	- 1,572	2,471	0,142
E	0,108	0,186	0,035	0,855
A <sup>2</sup>	- 0,821	- 1,595	2,544	0,137
B <sup>2</sup>	- 0,606	- 1,178	1,388	0,262
C <sup>2</sup>	0,043	0,084	0,007	0,935
D <sup>2</sup>	1,422	2,763	7,634	0,017
E <sup>2</sup>	0,079	0,154	0,024	0,880
AB	0,989	1,398	1,954	0,187
AC	- 0,630	- 0,891	0,794	0,391
AD	- 0,221	- 0,313	0,098	0,760
AE	1,061	1,501	2,253	0,159
BC	0,174	0,246	0,061	0,810
BD	0,030	0,042	0,002	0,967
BE	- 0,630	- 0,891	0,794	0,391
CD	0,089	0,126	0,016	0,902
CE	0,414	0,585	0,342	0,569
DE	0,270	0,382	0,146	0,709
<b>Valeurs critiques</b>		<b>2,052</b>	<b>4,211</b>	

$$R^2 = 0,657$$

$$R = 0,811$$

Tableau A2.8 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction de la DCO soluble des eaux usées PCTM. Modélisation # 3.

EFFET	COEFFICIENT	t	F	P(2-tail)
CONSTANTE	28,35 ± 0,2	10,72	115	0
A	0,678	0,465	0,216	0,650
B	- 1,414	- 0,970	0,941	0,351
C	- 0,106	- 0,073	0,005	0,943
D	- 1,805	- 1,239	1,535	0,239
E	0,435	0,299	0,089	0,770
A <sup>2</sup>	- 1,437	- 1,107	1,226	0,290
B <sup>2</sup>	- 1,122	- 0,864	0,747	0,404
C <sup>2</sup>	0,052	0,040	0,002	0,969
D <sup>2</sup>	3,523	2,717	7,382	0,019
E <sup>2</sup>	- 0,083	- 0,064	0,005	0,950
AB	0,542	0,304	0,092	0,767
AC	0,429	0,241	0,058	0,814
AD	0,768	0,431	0,186	0,675
AE	1,467	0,822	0,676	0,427
BC	- 0,361	- 0,202	0,041	0,843
BD	- 0,609	- 0,341	0,116	0,739
BE	- 0,181	- 0,101	0,010	0,921
CD	0,678	0,380	0,144	0,711
CE	0,067	0,038	0,001	0,971
DE	- 0,359	- 0,201	0,040	0,844
Valeurs critiques		2,052	4,211	

$$R^2 = 0,539$$

$$R = 0,734$$

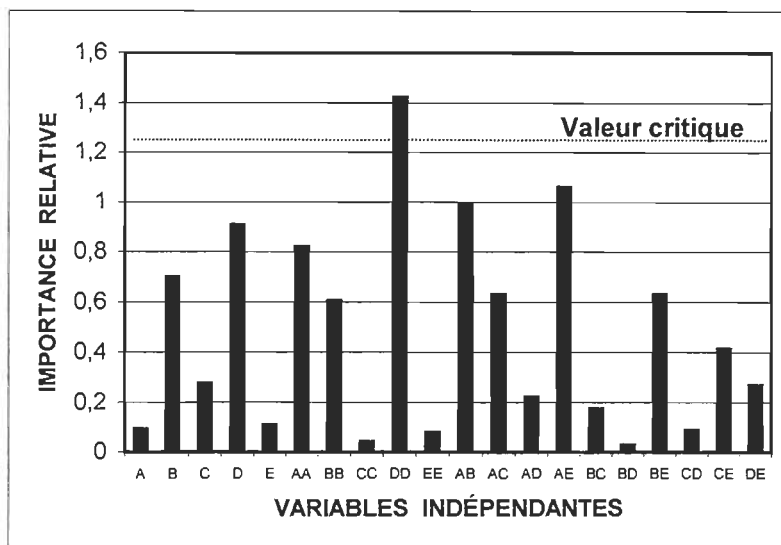


Figure A.211 Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction de la DCO totale des eaux usées PCTM. Modélisation # 3. Valeur critique approximative.

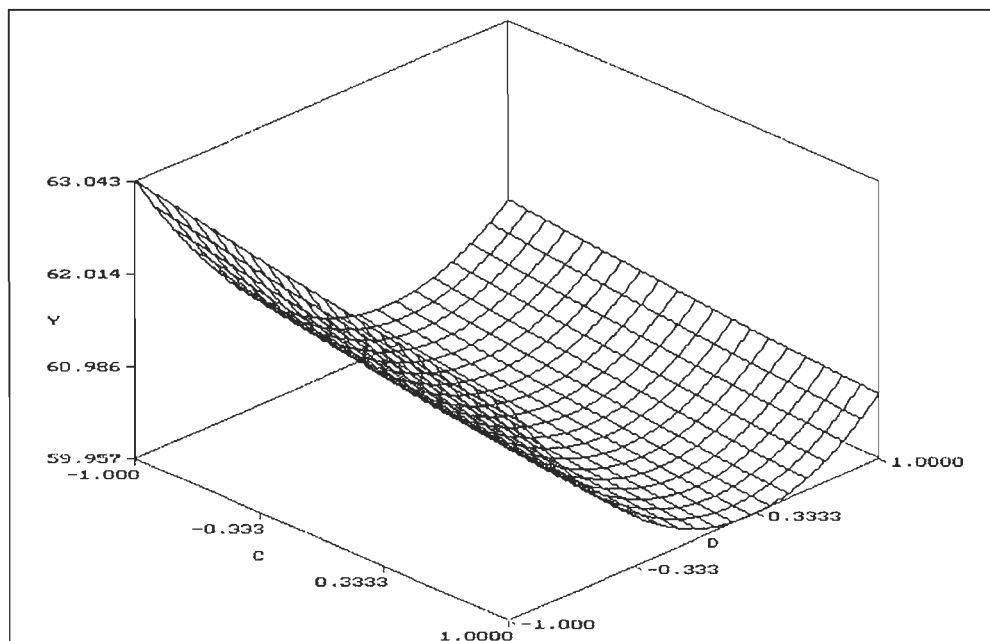


Figure A2.12 Surface de réponse de l'interaction du temps de réaction (C) et de la concentration en polymère (D) sur la réduction de la DCO totale des eaux usées PCTM. Modélisation # 3.

C (-1 = 1 min. ; -0,3 = 2 min. ; 0,3 = 4 min.; 1 = 5 min.)

D (-1 = 0,05 g/L ; -0,3 = 0,2875 g/L ; 0,3 = 0,7625 g/L ; 1 = 1,0 g/L)

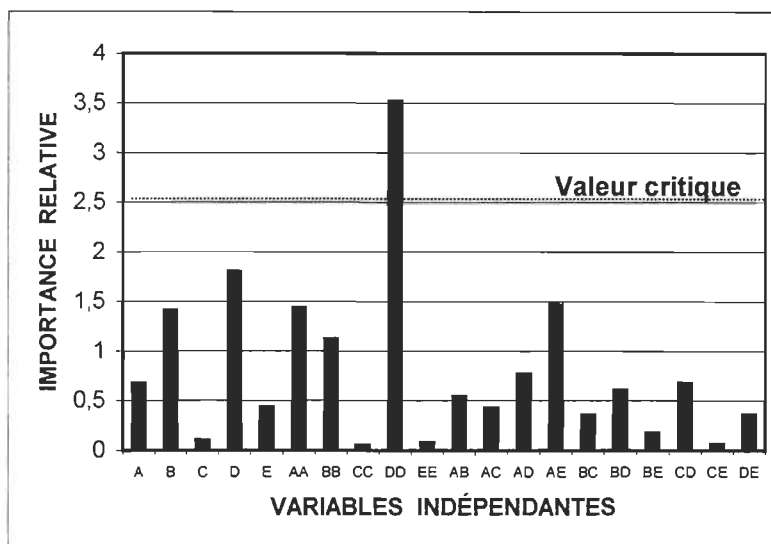


Figure A2.13 Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction de la DCO soluble des eaux usées PCTM. Modélisation # 3. Valeur critique approximative.

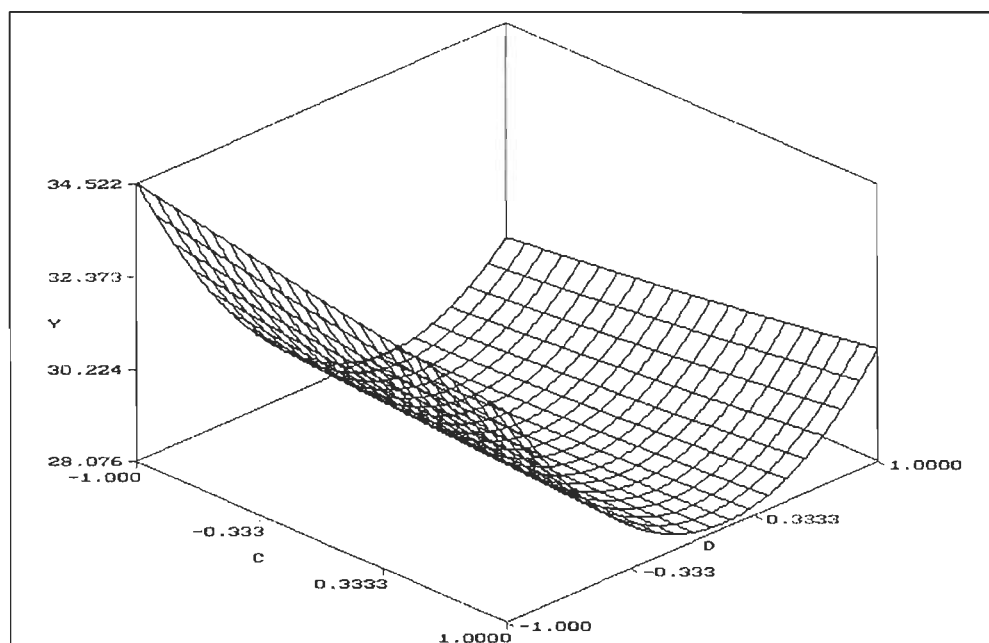


Figure A2.14 Surface de réponse de l'interaction du temps de réaction (C) et de la concentration en polymère (D) sur la réduction de la DCO soluble des eaux usées PCTM. Modélisation # 3.

C (-1 = 1 min. ; -0,3 = 2 min. ; 0,3 = 4 min.; 1 = 5 min.)

D (-1 = 0,05 g/L ; -0,3 = 0,2875 g/L ; 0,3 = 0,7625 g/L ; 1 = 1,0 g/L)

D'une façon générale, le traitement présente de meilleures réductions de la DCO sous la plus faible charge expérimentale, i.e., environ 0,05 g/L (Figures A2.12 et A2.14). Lors de la modélisation, les moins bonnes performances ont été obtenues sous une charge moyenne, i.e., ~ 0,5 g/L. Une augmentation ou réduction de la charge se traduisait par une augmentation des performances.

### 3.3 Réduction des MES

L'étude de la régression multiple de la réduction du contenu des eaux usées en MES en fonction des variables indépendantes révèle, qu'à l'intervalle de confiance de 95 %, la concentration en polymère et le pH aurait un effet significatif sur l'efficacité du traitement (Tableau A2.9). Le diagramme de Pareto illustre bien que la concentration en polymère (D, DD) et le pH (B) sont les variables les plus influentes sur la réduction de la DCO soluble (Figure A2.15).

Le coefficient de détermination révèle que plus de 70 % de la variabilité totale observée dans la réduction du contenu en MES des eaux usées à l'étude pourrait être expliquée par le modèle ou l'équation de prédiction suivante :

$$Y = 98,09 - 1,02 D^2 - 0,72 B + 0,70 D.$$

Le coefficient de corrélation de ladite régression serait de l'ordre de 0,840.

La figure A2.16 révèle que les performances, i.e., réduction du contenu en MES, tendent à s'accroître avec l'augmentation de la charge polymérique jusqu'à l'atteinte d'une performance optimale sous une charge d'environ 0,7 g/L. Toute augmentation ultérieure de la charge se traduisait en une chute de l'efficacité du traitement.

**Tableau A2.9 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction du contenu en MES des eaux usées PCTM. Modélisation # 3.**

EFFET	COEFFICIENT	T	F	P(2-tail)
CONSTANTE	98,09 ± 0,3	160,76	25 844	0
A	0,047	0,140	0,020	0,891
B	- 0,720	- 2,140	4,580	0,050
C	- 0,119	- 0,353	0,125	0,730
D	0,700	2,081	4,331	0,052
E	- 0,380	-1,129	1,275	0,281
A <sup>2</sup>	- 0,194	- 0,647	0,419	0,530
B <sup>2</sup>	- 0,197	- 0,659	0,434	0,522
C <sup>2</sup>	- 0,099	- 0,330	0,109	0,748
D <sup>2</sup>	-1,027	- 3,430	11,765	0,005
E <sup>2</sup>	0,019	0,063	0,004	0,951
AB	0,497	1,164	1,355	0,267
AC	- 0,176	- 0,427	0,182	0,677
AD	- 0,152	- 0,367	0,135	0,719
AE	0,098	0,238	0,057	0,816
BC	0,266	0,645	0,416	0,531
BD	- 0,051	- 0,123	0,015	0,904
BE	- 0,383	- 0,930	0,865	0,371
CD	0,574	1,395	1,946	0,188
CE	- 0,101	- 0,244	0,060	0,811
DE	- 0,432	- 1,049	1,100	0,315
Valeurs critiques		2,052	4,211	

$$R^2 = 0,706$$

$$R = 0,840$$

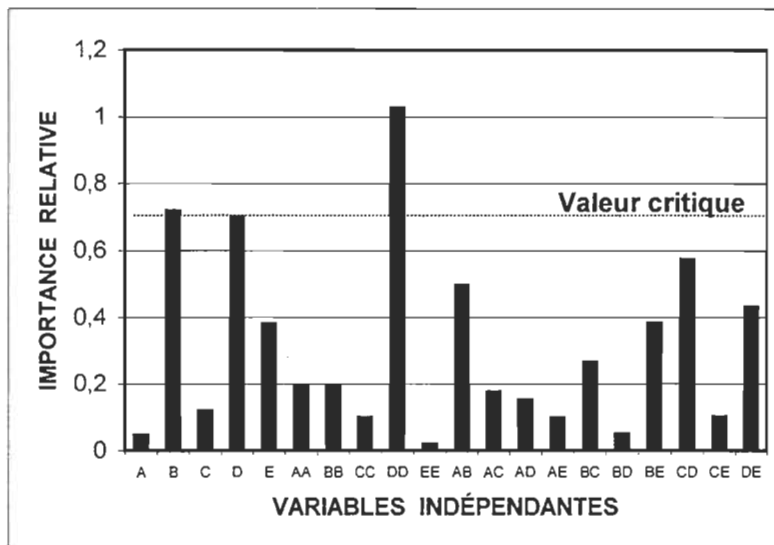


Figure A2.15 Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction du contenu en MES des eaux usées PCTM. Modélisation # 3. Valeur critique approximative.

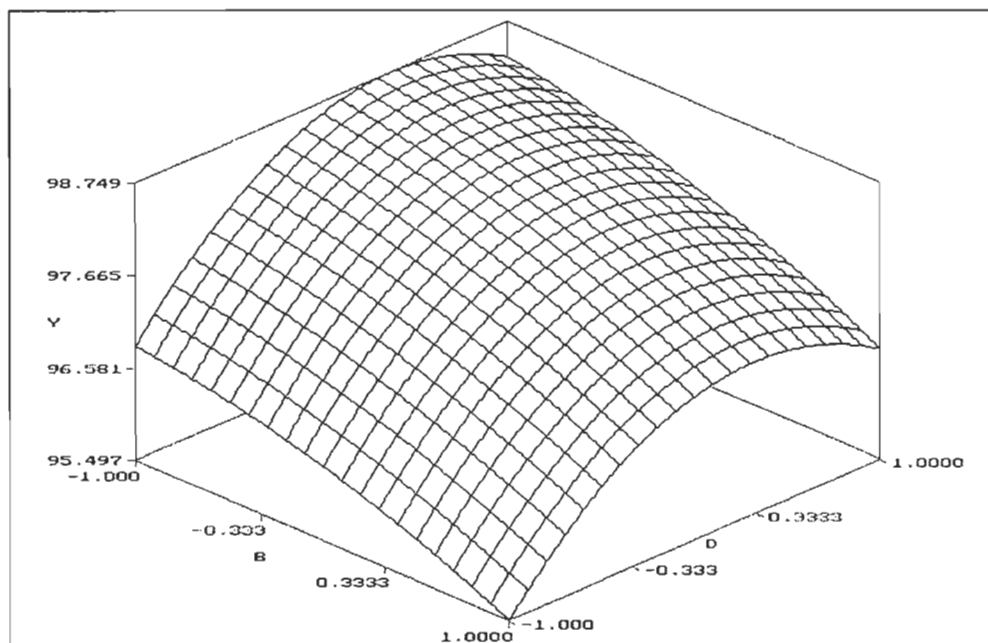


Figure A2.16 Surface de réponse de l'interaction du pH (B) et de la concentration en polymère (D) sur la réduction du contenu en MES des eaux usées PCTM. Modélisation # 3.

B (-1 = 2,0 ; - 0,3 = 2,5 ; 0,3 = 3,5 ; 1 = 4,0)

D (-1 = 0,05 g/L ; - 0,3 = 0,2875 g/L ; 0,3 = 0,7625 g/L ; 1 = 1,0 g/L)



### 3.4 Réduction des ST

La modélisation de l'effet des variables indépendantes sur l'efficacité du traitement a révélé que la réduction du contenu des eaux usées en ST est principalement influencée par le pH. Il serait ainsi la seule variable indépendante à avoir un effet significatif, i.e., intervalle de confiance de 95 %, sur le taux de réduction des ST (Tableau A2.10). Le diagramme de Pareto illustre bien l'importance relative du pH (B, BB) sur l'efficacité du procédé (Figure A2.17).

Près de 60 % de la variabilité totale observée dans la réduction du contenu des eaux usées en MES pourrait être expliquée par l'équation de prédiction ( $R = 0,763$ ) suivante :

$$Y = 31,95 - 1,72 B^2 + 1,63 B.$$

Bien que l'interaction entre la température (A) et la pH (B) sur la réduction du contenu des eaux usées en ST n'est pas statistiquement significative, le graphique illustrant cette interaction a été utilisé pour illustrer l'évolution de l'efficacité du traitement en fonction du pH expérimental (Figure A2.18). On constate que son efficacité tend généralement à s'accroître avec une augmentation de la valeur du pH. La meilleure performance est alors obtenue sous une valeur expérimentale de pH d'environ 3,5. L'efficacité du traitement tend à diminuer sous des valeurs supérieures de pH.

## 4 Quatrième étude de modélisation

### 4.1 Réduction de la couleur

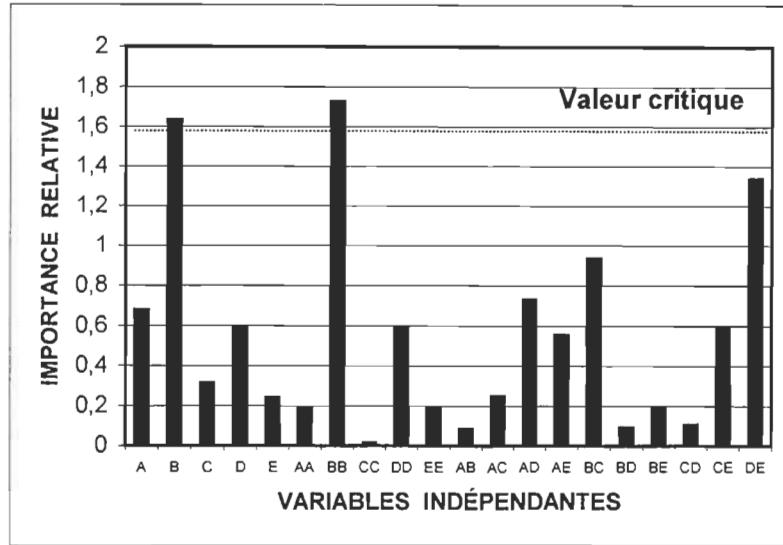
Les données utilisées pour construire le modèle de prédiction de la réduction de la couleur des eaux usées à l'étude sont consignées aux tableaux A2.11 et A2.12. À l'intervalle de confiance de 95 %, la température (A), le pH (B)

**Tableau A2.10 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction du contenu en ST des eaux usées PCTM. Modélisation # 3.**

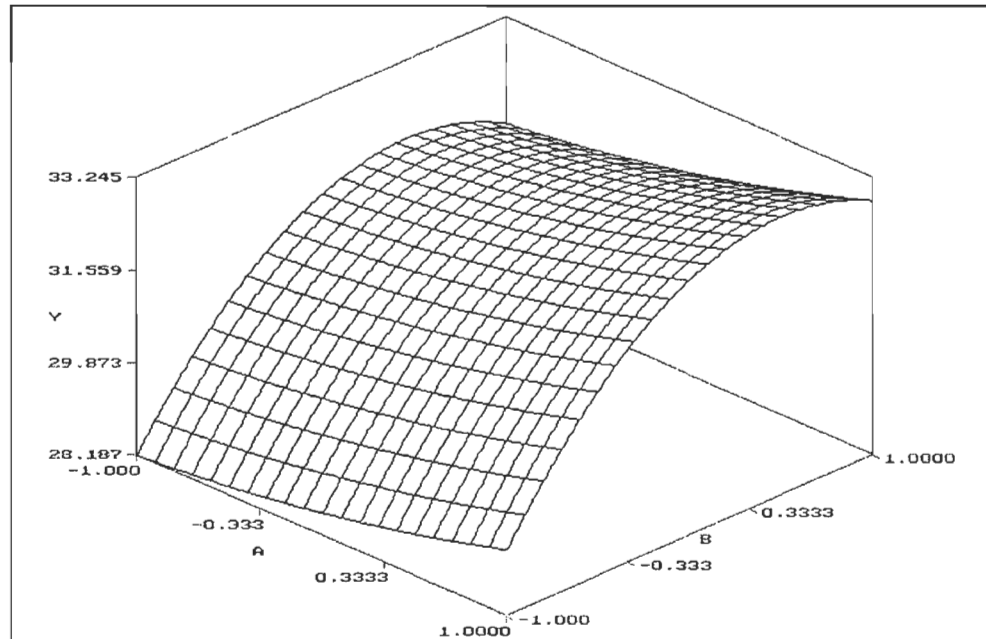
<b>EFFET</b>	<b>COEFFICIENT</b>	<b>T</b>	<b>F</b>	<b>P(2-tail)</b>
<b>Constante</b>	<b>31,95 ± 0,1</b>	<b>22,190</b>	<b>492,40</b>	<b>0</b>
<b>A</b>	<b>0,678</b>	<b>0,854</b>	<b>0,729</b>	<b>0,410</b>
<b>B</b>	<b>1,633</b>	<b>2,058</b>	<b>4,235</b>	<b>0,052</b>
<b>C</b>	<b>- 0,315</b>	<b>- 0,397</b>	<b>0,158</b>	<b>0,698</b>
<b>D</b>	<b>0,596</b>	<b>0,751</b>	<b>0,564</b>	<b>0,467</b>
<b>E</b>	<b>0,243</b>	<b>0,306</b>	<b>0,094</b>	<b>0,765</b>
<b>A<sup>2</sup></b>	<b>0,191</b>	<b>0,271</b>	<b>0,073</b>	<b>0,791</b>
<b>B<sup>2</sup></b>	<b>- 1,727</b>	<b>- 2,443</b>	<b>5,968</b>	<b>0,031</b>
<b>C<sup>2</sup></b>	<b>- 0,015</b>	<b>- 0,021</b>	<b>0</b>	<b>0,984</b>
<b>D<sup>2</sup></b>	<b>- 0,586</b>	<b>- 0,829</b>	<b>0,687</b>	<b>0,423</b>
<b>E<sup>2</sup></b>	<b>- 0,196</b>	<b>- 0,277</b>	<b>0,077</b>	<b>0,786</b>
<b>AB</b>	<b>0,083</b>	<b>0,085</b>	<b>0,007</b>	<b>0,934</b>
<b>AC</b>	<b>- 0,249</b>	<b>- 0,256</b>	<b>0,066</b>	<b>0,802</b>
<b>AD</b>	<b>0,729</b>	<b>0,750</b>	<b>0,563</b>	<b>0,468</b>
<b>AE</b>	<b>0,554</b>	<b>0,570</b>	<b>0,325</b>	<b>0,579</b>
<b>BC</b>	<b>- 0,935</b>	<b>- 0,962</b>	<b>0,925</b>	<b>0,355</b>
<b>BD</b>	<b>- 0,093</b>	<b>- 0,095</b>	<b>0,009</b>	<b>0,926</b>
<b>BE</b>	<b>0,198</b>	<b>0,203</b>	<b>0,041</b>	<b>0,842</b>
<b>CD</b>	<b>0,106</b>	<b>0,109</b>	<b>0,012</b>	<b>0,915</b>
<b>CE</b>	<b>0,596</b>	<b>0,614</b>	<b>0,377</b>	<b>0,551</b>
<b>DE</b>	<b>- 1,339</b>	<b>- 1,378</b>	<b>1,899</b>	<b>0,193</b>
<b>Valeurs critiques</b>		<b>2,052</b>	<b>4,211</b>	

$$R^2 = 0,582$$

$$R = 0,763$$



**Figure A2.17** Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction du contenu en ST des eaux usées PCTM. Modélisation # 3. Valeur critique approximative.



**Figure A2.18** Surface de réponse de l'interaction de la température (A) et du pH (B) sur la réduction du contenu en ST des eaux usées PCTM. Modélisation # 3.

A (-1 = 5 °C ; -0,3 = 13 °C ; 0,3 = 31 °C ; 1 = 40 °C)

B (-1 = 2,0 ; -0,3 = 2,5 ; 0,3 = 3,5 ; 1 = 4,0)

**Tableau A2.11 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction de la couleur apparente des eaux usées PCTM. Modélisation # 4.**

EFFET	COEFFICIENT	t	F	P(2-tail)
Constante	99,42 ± 1,9	2 296	5 271 618	0
A	0,078	3,260	10,628	0,003
B	- 0,053	- 2,212	4,893	0,035
C	0	0	0	1,000
D	0,342	14,319	205,034	0
E	0,044	1,863	3,471	0,073
A <sup>2</sup>	- 0,048	- 2,248	5,054	0,032
B <sup>2</sup>	- 0,031	- 1,464	2,143	0,154
C <sup>2</sup>	- 0,010	- 0,484	0,234	0,632
D <sup>2</sup>	- 0,173	- 8,127	66,048	0
E <sup>2</sup>	- 0,035	- 1,660	2,756	0,108
AB	- 0,008	- 0,285	0,081	0,778
AC	0,025	0,856	0,733	0,399
AD	- 0,133	- 4,563	20,821	0
AE	0,008	0,285	0,081	0,778
BC	- 0,004	- 0,143	0,021	0,888
BD	- 0,013	- 0,428	0,183	0,672
BE	0,054	1,854	3,437	0,074
CD	0,021	0,713	0,508	0,482
CE	0,013	0,428	0,183	0,672
DE	- 0,013	- 0,428	0,183	0,672
<b>Valeurs critiques</b>		<b>2,052</b>	<b>4,211</b>	

$$R^2 = 0,805$$

$$R = 0,897$$

$$F = 16,078$$

**Tableau A2.12 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction de la couleur réelle des eaux usées PCTM. Modélisation # 4.**

EFFET	COEFFICIENT	t	F	P(2-tail)
Constante	96,58 ± 1,9	530,744	281 689	0
A	- 0,253	- 2,521	6,356	0,017
B	- 0,139	- 1,385	1,918	0,177
C	- 0,061	- 0,610	0,372	0,547
D	1,231	12,273	150,627	0
E	0,022	0,222	0,049	0,826
A <sup>2</sup>	0,126	1,413	1,997	0,168
B <sup>2</sup>	- 0,090	- 1,012	1,024	0,320
C <sup>2</sup>	0,047	0,527	0,278	0,602
D <sup>2</sup>	- 0,657	- 7,355	54,096	0
E <sup>2</sup>	0,022	0,247	0,061	0,807
AB	- 0,025	- 0,204	0,042	0,841
AC	0,021	0,170	0,029	0,867
AD	0,163	1,323	1,750	0,196
AE	0,054	0,441	0,194	0,662
BC	- 0,067	- 0,543	0,295	0,591
BD	0,017	0,136	0,019	0,893
BE	0,017	0,136	0,019	0,893
CD	0,021	0,170	0,029	0,867
CE	0,013	0,102	0,011	0,920
DE	0,038	0,305	0,093	0,762
<b>Valeurs critiques</b>		<b>2,052</b>	<b>4,211</b>	

$$R^2 = 0,740$$

$$R = 0,860$$

$$F = 11,040$$

la concentration en polymère (D) et la vitesse d'agitation (E) auraient un effet significatif sur l'efficacité du traitement à réduire la couleur apparente. Pour ce qui est de la réduction de la couleur réelle, elle serait principalement affectée par la température et la concentration en polymère. Les diagrammes de Pareto illustrent ces influences (Figure A2.19 et A2.21).

De 74 à 81 % de la variabilité totale observée dans la réduction de la couleur apparente et de la couleur réelle pourrait être expliquée par les équations de prédiction suivantes pour la couleur apparente et réelle respectivement :

$$Y = 99,42 + 0,34 D - 0,17 D^2 - 0,13 AD + 0,08 A - 0,05 A^2 - 0,05 B,$$

$$Y = 96,58 + 1,23 D - 0,66 D^2 - 0,25 A.$$

L'équation de prédiction de la réduction de la couleur apparente est beaucoup plus complexe que celle de la couleur réelle et elle présente également une plus grande signification statistique, i.e., valeurs de  $R^2$ , R et F.

Pour ce qui est des relations entre les variables indépendantes et dépendantes, l'efficacité du procédé tend à s'accroître lorsque la valeur du pH diminue et les valeurs de la température et de la concentration en polymère augmentent. Les graphiques de la surface de réponse révèlent que les meilleures réductions des couleurs apparente et réelle sont obtenues sous la concentration expérimentale maximale en polymère, i.e., 1,0 g /L, et la plus basse température expérimentale, i.e., 5,0 °C, (Figures A2.20 et A2.22).

## 4.2 Réduction de la DCO

Les résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction de la DCO totale et soluble en fonction des variables indépendantes sont consignés

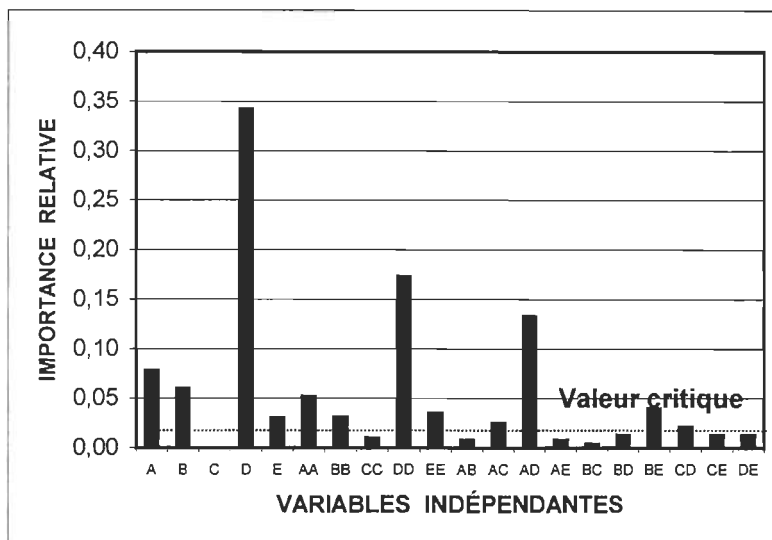


Figure A2.19 Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction de la couleur apparente des eaux usées PCTM. Modélisation # 4. Valeur critique approximative.

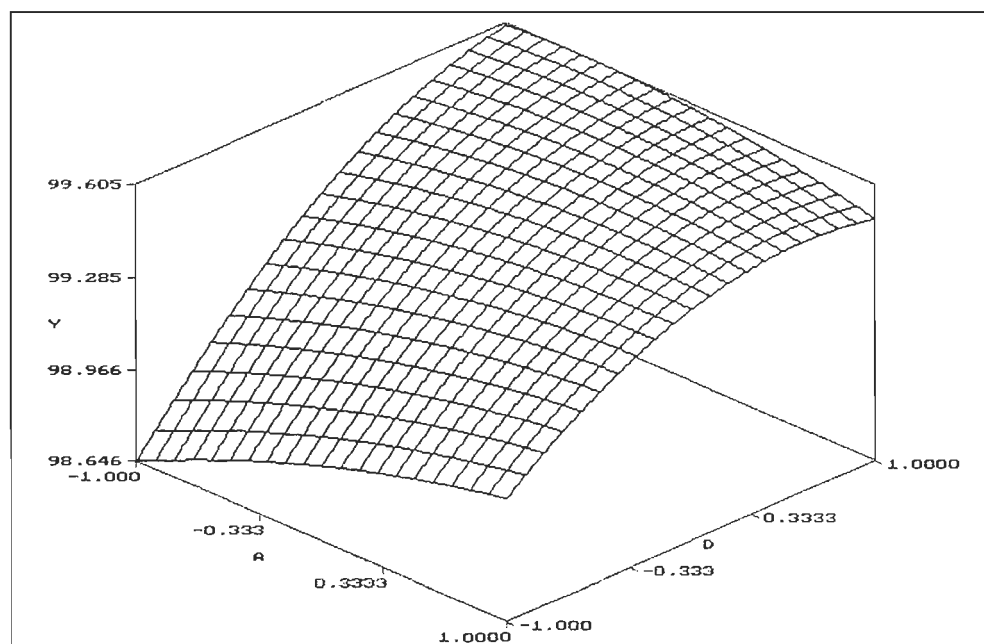


Figure A2.20 Surface de réponse de l'interaction de la température (A) et de la concentration en polymère (D) sur la réduction de la couleur apparente des eaux usées PCTM. Modélisation # 4.

A (-1 = 5 °C ; - 0,3 = 13 °C ; 0,3 = 31 °C ; 1 = 40 °C)

D (-1 = 0,05 g/L ; - 0,3 = 0,2875 g/L ; 0,3 = 0,7625 g/L ; 1 = 1,0 g/L)

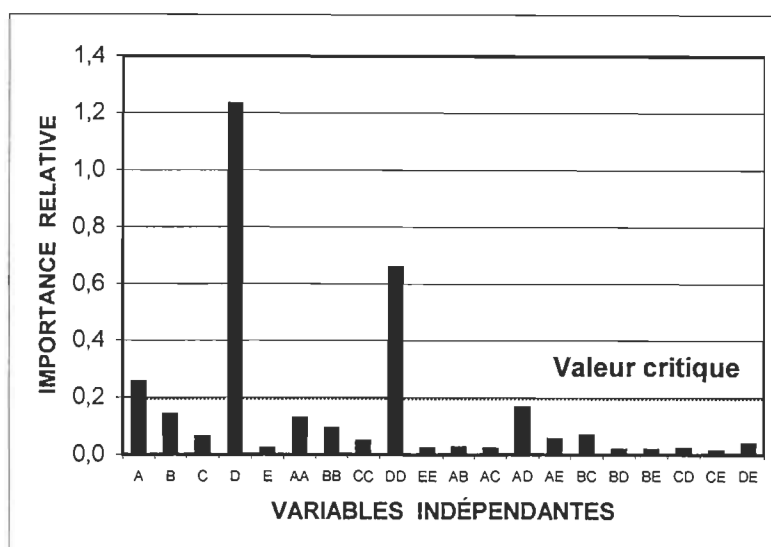


Figure A2.21 Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction de la couleur réelle des eaux usées PCTM. Modélisation # 4. Valeur critique approximative.

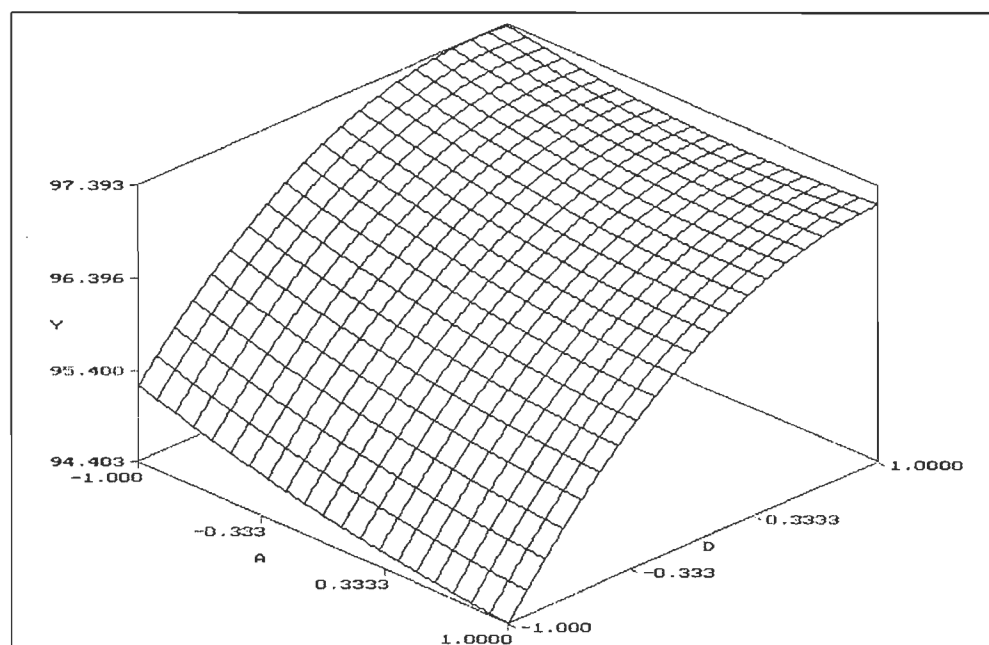


Figure A2.22 Surface de réponse de l'interaction de la température (A) et de la concentration en polymère (D) sur la réduction de la couleur réelle des eaux usées PCTM. Modélisation # 4.

A (-1 = 5 °C ; - 0,3 = 13 °C ; 0,3 = 31 °C ; 1 = 40 °C)

D (-1 = 0,05 g/L ; - 0,3 = 0,2875 g/L ; 0,3 = 0,7625 g/L ; 1 = 1,0 g/L)



aux tableaux A2.13 et A2.14. La température (A), le temps de réaction (C) et la concentration en polymère (D) auraient un effet primaire significatif sur la réduction de la DCO totale, alors que la réduction de la DCO soluble serait significativement influencée par la température (A), le pH (B), la concentration en polymère (D) et la vitesse d'agitation (E). Les diagrammes de Pareto illustrent bien l'importance relative des variables indépendantes et leurs interactions sur la réduction de la DCO (Figures A2.23 et A2.25).

Plus de 62% de la variabilité totale observée dans la réduction de la DCO totale pourrait être justifiée par le modèle suivant :

$$Y = 56,30 - 1,00 A - 0,91 AC - 0,91 BD + 0,36 C^2 + 0,34 C + 0,34 D,$$

alors que près de 75 % de la variabilité totale observée dans la réduction de la DCO totale pourrait être justifiée par le modèle suivant :

$$Y = 32,05 - 1,14 A - 0,87 B - 1,05 AC + 0,68 C^2 + 0,78 BE + 0,56 E^2 + 0,50 B^2 - 0,64 AB - 0,59 AD - 0,57 AE + 0,44 E + 0,42 D.$$

Le modèle de prédiction de la réduction de la DCO soluble est plus complexe que celui de la DCO totale et il présente également une plus grande signification statistique, i.e., valeurs de  $R^2$ , R et F.

L'efficacité du traitement tend généralement à augmenter lorsque les valeurs expérimentales de la température (A), du pH (B) et du temps de réaction (C) diminuent et celles de la concentration en polymère (D) et de la vitesse d'agitation (VA) augmentent. Les interactions significatives entre les variables indépendantes et le taux de réduction de la DCO sont relativement simples. Par exemple, la figure A.24 illustre l'interaction entre la température et le temps de réaction sur la réduction de la DCO totale. La meilleure réduction de la DCO est obtenue sous la plus forte charge polymérique (1,0 g/L) et la plus basse

**Tableau A2.13 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction de la DCO totale des eaux usées PCTM. Modélisation # 4.**

EFFET	COEFFICIENT	t	F	P(2-tail)
Constante	56,30 ± 0,3	212,916	45 333	0
A	- 0,996	- 6,839	46,772	0
B	- 0,274	- 1,879	3,531	0,070
C	0,343	2,356	5,551	0,026
D	0,343	2,356	5,551	0,026
E	- 0,163	- 1,116	1,245	0,274
A <sup>2</sup>	0,117	0,900	0,810	0,376
B <sup>2</sup>	0,088	0,675	0,456	0,505
C <sup>2</sup>	0,358	2,762	7,629	0,010
D <sup>2</sup>	- 0,154	- 1,187	1,409	0,245
E <sup>2</sup>	- 0,050	- 0,384	0,148	0,704
AB	- 0,281	- 1,577	2,487	0,126
AC	- 0,910	- 5,105	26,061	0
AD	0,160	0,899	0,809	0,376
AE	- 0,035	- 0,199	0,040	0,844
BC	- 0,156	- 0,876	0,767	0,388
BD	- 0,910	- 5,105	26,061	0
BE	- 0,015	- 0,082	0,007	0,935
CD	0,235	1,320	1,742	0,197
CE	- 0,060	- 0,339	0,115	0,737
DE	- 0,165	- 0,923	0,852	0,364
Valeurs critiques		2,052	4,211	

$$R^2 = 0,629$$

$$R = 0,793$$

$$F = 6,615$$

**Tableau A2.14 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction de la DCO soluble des eaux usées PCTM. Modélisation # 4.**

EFFET	COEFFICIENT	T	F	P(2-tail)
Constante	32,05 ± 0,2	106,359	11 312	0
A	- 1,142	- 6,876	4,279	0
B	- 0,872	- 5,253	27,594	0
C	0,150	0,903	0,815	0,374
D	0,417	2,509	6,295	0,018
E	0,436	2,627	6,901	0,014
A <sup>2</sup>	0,275	1,860	3,460	0,073
B <sup>2</sup>	0,500	3,381	11,431	0,002
C <sup>2</sup>	0,675	4,564	20,830	0
D <sup>2</sup>	0,129	0,875	0,766	0,389
E <sup>2</sup>	0,559	3,775	14,251	0,001
AB	- 0,638	- 3,135	9,828	0,004
AC	- 1,046	- 5,143	26,451	0
AD	- 0,592	- 2,910	8,468	0,007
AE	- 0,567	- 2,787	7,767	0,009
BC	- 0,108	- 0,533	0,284	0,598
BD	- 0,346	- 1,701	2,893	0,100
BE	0,779	3,832	14,684	0
CD	- 0,313	- 1,537	2,362	0,135
CE	0,038	0,184	0,034	0,855
DE	0,233	1,147	1,316	0,261
Valeurs critiques		2,052	4,211	

$$R^2 = 0,726$$

$$R = 0,852$$

$$F = 10,332$$

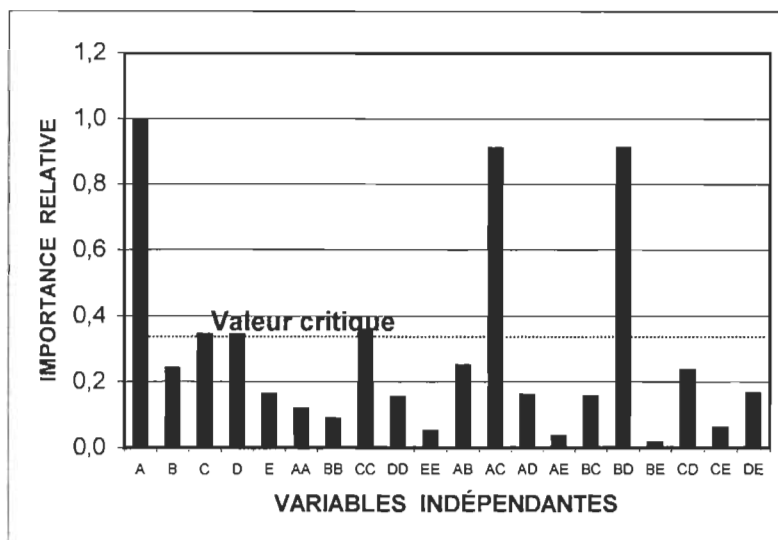


Figure A2.23 Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction de la DCO totale des eaux usées PCTM. Modélisation # 4. Valeur critique approximative.

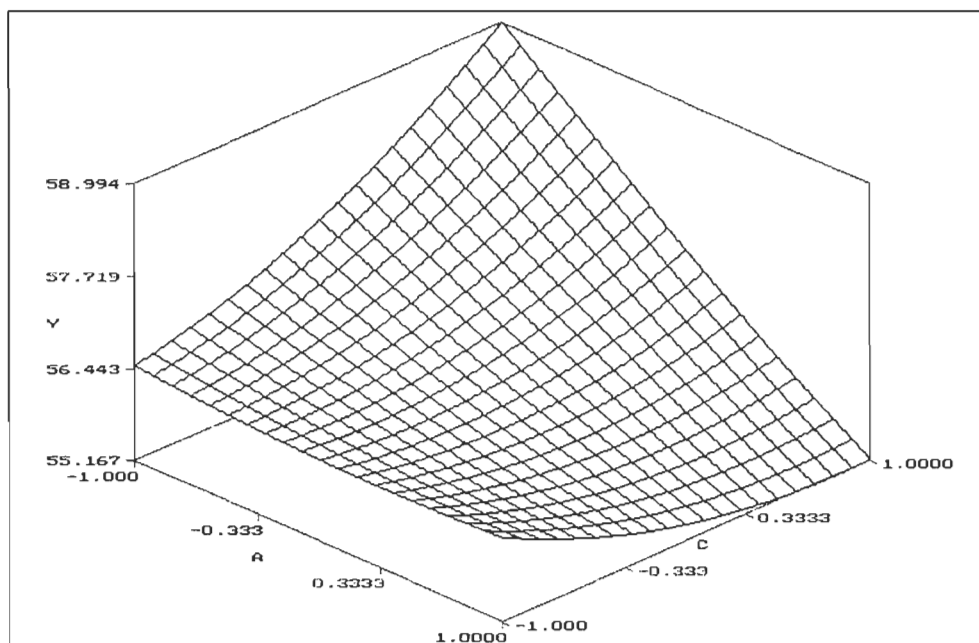


Figure A2.24 Surface de réponse de l'interaction de la température (A) et du temps de réaction (C) sur la réduction de la DCO totale des eaux usées PCTM. Modélisation # 4.

A (-1 = 5 °C ; -0,3 = 13 °C ; 0,3 = 31 °C ; 1 = 40 °C)

C (-1 = 1 min. ; -0,3 = 2 min. ; 0,3 = 4 min. ; 1 = 5 min.)

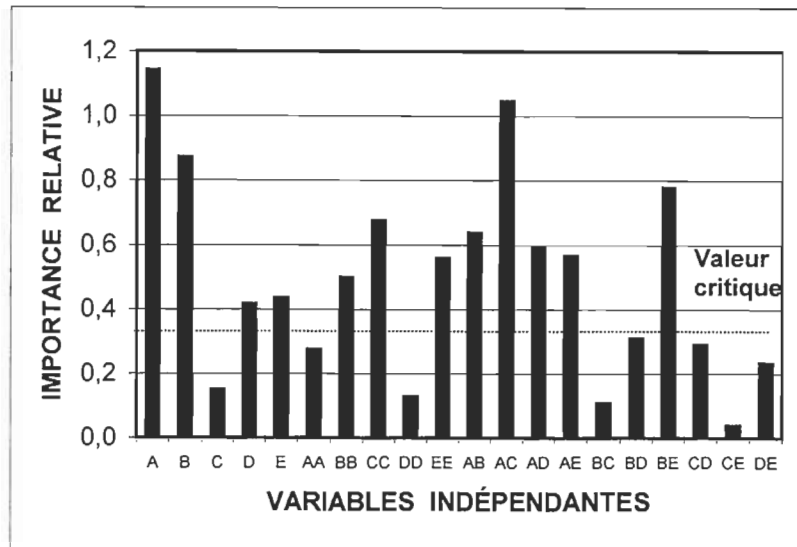


Figure A2.25 Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction de la DCO soluble des eaux usées PCTM. Modélisation # 4. Valeur critique approximative.

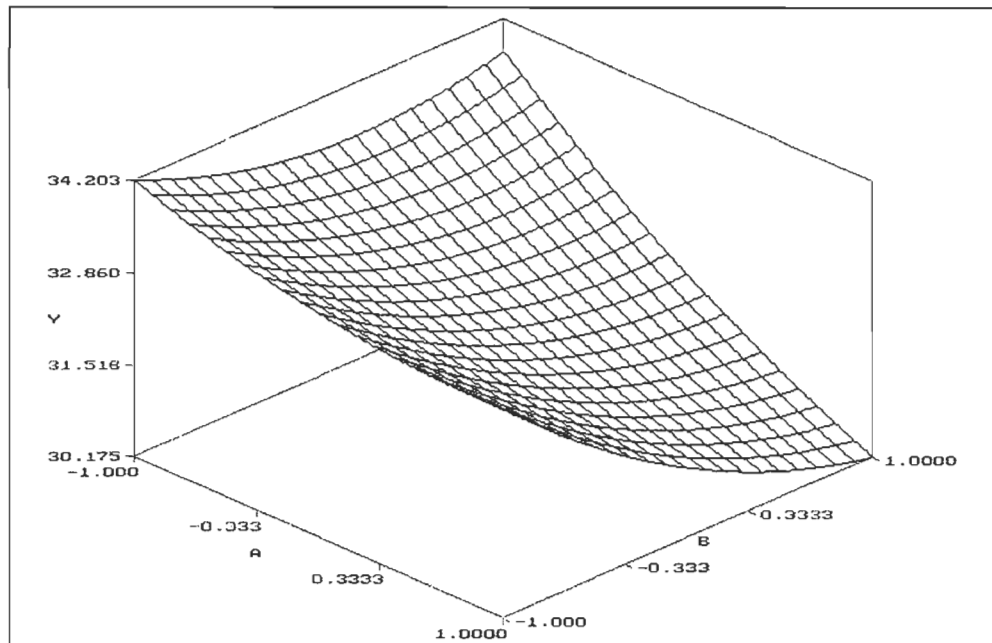


Figure A2.26 Surface de réponse de l'interaction de la température (A) et du pH (B) sur la réduction de la DCO soluble des eaux usées PCTM. Modélisation # 4.

A (-1 = 5 °C ; -0,3 = 13 °C ; 0,3 = 31 °C ; 1 = 40 °C)

B (-1 = 2,0 ; -0,3 = 2,5 ; 0,3 = 3,5 ; 1 = 4,0)

température (5 °C). Pour ce qui est de l'interaction de la température et du pH sur la réduction de la DCO soluble, une température minimale et un pH minimal (2,0) permettrait d'obtenir la meilleure efficacité (Figure A2.26).

### **4.3 Réduction de la DBO**

La relation entre la réduction de la DBO<sub>5</sub> et les variables indépendantes n'est pas claire ou peu perceptible. Ce qui pourrait principalement résulter de la grande erreur expérimentale associée à la mesure de ce paramètre, i.e., jusqu'à 20 % d'erreur.

À l'intervalle de confiance 95 %, la température aurait un effet significatif sur la réduction de la DBO<sub>5</sub> totale, alors que la température et la vitesse d'agitation auraient un effet significatif sur la réduction de la DBO<sub>5</sub> soluble (Tableaux A2.15 et A2.16). Les diagrammes de Pareto illustrent bien l'importance relative de ces variables sur la réduction de la DBO<sub>5</sub> des eaux usées à l'étude (Figures A2.27 et A2.28).

Les équations de prédiction construites et présentées antérieurement sont relativement simples et ne présentent qu'un faible niveau de signification. Elles ne pourraient ainsi justifier ou expliquer que de 22 à 36 % de la variation totale observée dans les taux de réduction de la DBO<sub>5</sub>. L'analyse et la description desdites équations ne sera pas ainsi réalisée.

### **4.4 Réduction des matières solides**

Les résultats obtenus lors de l'étude de la modélisation du traitement des eaux usées révèlent qu'il est également possible de déterminer et même de quantifier l'importance relative ou l'influence des variables indépendantes ou d'opération sur les taux de réduction du contenu en MES, MVES, ST et STV des eaux usées PCTM à l'étude.

**Tableau A2.15 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction de la DBO<sub>5</sub> totale des eaux usées PCTM. Modélisation # 4.**

<b>EFFET</b>	<b>COEFFICIENT</b>	<b>T</b>	<b>F</b>	<b>P(2-tail)</b>
<b>Constante</b>	<b>41,94 ± 5</b>	<b>62,48</b>	<b>3 904</b>	<b>0</b>
<b>A</b>	<b>- 1,089</b>	<b>- 2,945</b>	<b>8,673</b>	<b>0,006</b>
<b>B</b>	<b>- 0,677</b>	<b>- 1,833</b>	<b>3,360</b>	<b>0,077</b>
<b>C</b>	<b>0,236</b>	<b>0,639</b>	<b>0,408</b>	<b>0,528</b>
<b>D</b>	<b>- 0,103</b>	<b>- 0,278</b>	<b>0,077</b>	<b>0,783</b>
<b>E</b>	<b>0,117</b>	<b>0,316</b>	<b>0,100</b>	<b>0,756</b>
<b>A<sup>2</sup></b>	<b>0,685</b>	<b>2,080</b>	<b>4,326</b>	<b>0,047</b>
<b>B<sup>2</sup></b>	<b>0,481</b>	<b>1,460</b>	<b>2,132</b>	<b>0,155</b>
<b>C<sup>2</sup></b>	<b>0,031</b>	<b>0,094</b>	<b>0,009</b>	<b>0,925</b>
<b>D<sup>2</sup></b>	<b>- 0,273</b>	<b>- 0,829</b>	<b>0,687</b>	<b>0,414</b>
<b>E<sup>2</sup></b>	<b>- 0,123</b>	<b>- 0,373</b>	<b>0,139</b>	<b>0,712</b>
<b>AB</b>	<b>0,046</b>	<b>0,101</b>	<b>0,010</b>	<b>0,920</b>
<b>AC</b>	<b>- 0,242</b>	<b>- 0,534</b>	<b>0,285</b>	<b>0,598</b>
<b>AD</b>	<b>0,063</b>	<b>0,138</b>	<b>0,019</b>	<b>0,891</b>
<b>AE</b>	<b>- 0,342</b>	<b>- 0,754</b>	<b>0,567</b>	<b>0,457</b>
<b>BC</b>	<b>0,238</b>	<b>0,525</b>	<b>0,276</b>	<b>0,604</b>
<b>BD</b>	<b>0,258</b>	<b>0,570</b>	<b>0,325</b>	<b>0,573</b>
<b>BE</b>	<b>0,204</b>	<b>0,451</b>	<b>0,203</b>	<b>0,656</b>
<b>CD</b>	<b>0,113</b>	<b>0,248</b>	<b>0,062</b>	<b>0,806</b>
<b>CE</b>	<b>- 0,100</b>	<b>- 0,221</b>	<b>0,049</b>	<b>0,827</b>
<b>DE</b>	<b>0,121</b>	<b>0,267</b>	<b>0,071</b>	<b>0,791</b>
<b>Valeurs critiques</b>		<b>2,052</b>	<b>4,211</b>	

$$R^2 = 0,220$$

$$R = 0,469$$

$$F = 1,096$$

**Tableau A2.16 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction de la DBO<sub>5</sub> soluble des eaux usées PCTM. Modélisation # 4.**

EFFET	COEFFICIENT	T	F	P(2-tail)
Constante	26,45 ± 3	36,92	1 363	0
A	- 1,679	- 4,254	18,097	0
B	- 0,740	- 1,876	3,519	0,071
C	- 0,679	- 1,721	2,962	0,096
D	0,021	0,053	0,003	0,958
E	- 0,035	- 0,088	0,008	0,931
A <sup>2</sup>	0,503	1,430	2,045	0,164
B <sup>2</sup>	0,407	1,157	1,339	0,257
C <sup>2</sup>	0,232	0,660	0,436	0,515
D <sup>2</sup>	- 0,306	- 0,869	0,755	0,392
E <sup>2</sup>	- 1,031	- 2,930	8,585	0,007
AB	- 0,452	- 0,935	0,874	0,357
AC	0,265	0,547	0,299	0,588
AD	0,477	0,987	0,974	0,332
AE	- 0,523	- 1,082	1,171	0,288
BC	0,127	0,263	0,069	0,795
BD	- 0,302	- 0,625	0,391	0,537
BE	0,556	1,151	1,325	0,259
CD	0,040	0,082	0,007	0,935
CE	0,040	0,082	0,007	0,935
DE	- 0,206	- 0,427	0,182	0,673
Valeurs critiques		2,052	4,211	

$$R^2 = 0,360$$

$$R = 0,600$$

$$F = 2,190$$



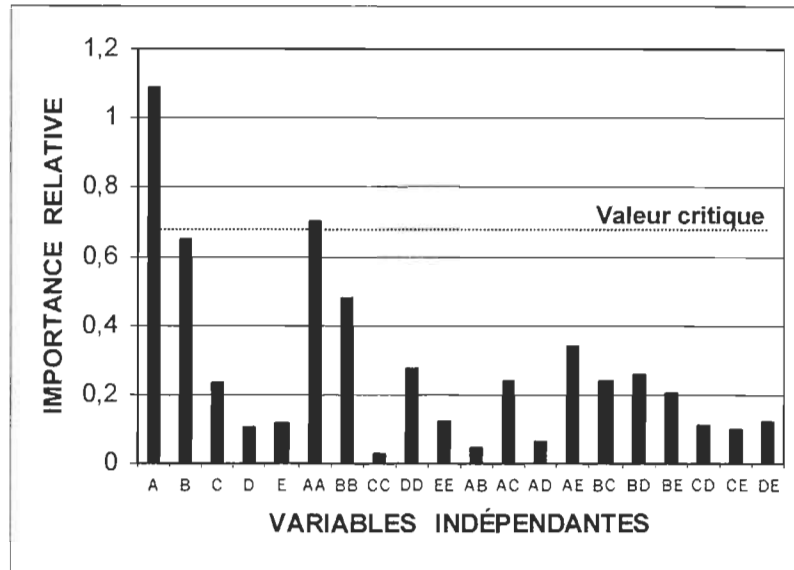


Figure A2.27 Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction de la DBO<sub>5</sub> totale des eaux usées PCTM. Modélisation # 4. Valeur critique approximative.

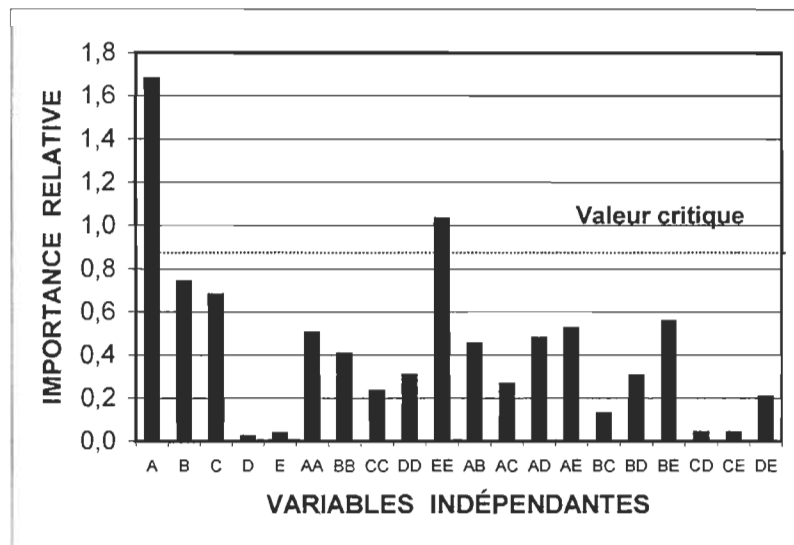


Figure A2.28 Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction de la DBO<sub>5</sub> soluble des eaux usées PCTM. Modélisation # 4. Valeur critique approximative.

À l'intervalle de confiance de 95 %, l'ensemble des variables indépendantes aurait un effet par leur action direct ou leur interaction sur les taux de réduction du contenu en MVES et ST des eaux usées à l'étude. Le taux de réduction du contenu en MES serait principalement influencé par la température et le temps de réaction, alors que le taux de réduction des STV subirait principalement l'influence du pH et de la concentration en polymère (Tableaux 2.17 à 2.20). L'importance relative des variables indépendantes sur les variables dépendantes est illustrée aux figures A2.29 à A2.32.

Les équations de prédiction résultantes sont plus complexes dans le cas de la réduction des MVES et ST (Tableaux 7.45). Ces équations contiennent de 11 à 17 termes et présentent de bons niveaux de signification statistique. L'équation de prédiction de la réduction du contenu en STV présente également un bon niveau de signification et ne contient que 4 termes. Le niveau de signification statistique, e.g.,  $R^2$ , R, F, du modèle prédisant le taux de réduction du contenu en MES est faible et il ne contient que 3 termes.

Les interactions entre les diverses variables indépendantes et les taux de réduction du contenu en solides des eaux usées sont parfois très complexes (Figures A2.33 à A2.36). Il est ainsi difficile de déterminer de simples tendances générales en ce qui a trait à la relation spécifique entre chaque paire de variables indépendantes et chacune des variables dépendantes. Il serait possible d'analyser chacun des cas, mais ce n'est pas l'objectif de la présente étude.

#### **4.5 Réduction des ARG**

L'étude de la modélisation du traitement a révélé qu'il était même possible de déterminer et de quantifier l'effet des variables indépendantes sur les taux de réduction du contenu en ARG, AG et AR des eaux usées PCTM (Cf. Tableau 7.45). À l'intervalle de confiance de 95 %, la température (A), le pH (B)

**Tableau A2.17 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction du contenu en MES des eaux PCTM. Modélisation # 4.**

EFFET	COEFFICIENT	T	F	P(2-tail)
Constante	93,34 ± 0,3	715,784	512 347	0
A	0,024	0,329	0,108	0,745
B	0,001	0,019	0	0,985
C	- 0,176	- 2,455	6,027	0,020
D	- 0,065	- 0,909	0,826	0,371
E	- 0,118	- 1,643	2,699	0,111
A <sup>2</sup>	- 0,247	- 3,864	14,930	0
B <sup>2</sup>	- 0,018	- 0,285	0,081	0,777
C <sup>2</sup>	- 0,052	- 0,806	0,650	0,427
D <sup>2</sup>	- 0,064	- 1,000	1,000	0,325
E <sup>2</sup>	- 0,081	- 1,261	1,590	0,217
AB	- 0,031	- 0,355	0,126	0,725
AC	0,010	0,118	0,014	0,907
AD	- 0,035	- 0,402	0,162	0,690
AE	- 0,015	- 0,166	0,028	0,870
BC	- 0,110	- 1,255	1,575	0,220
BD	0,002	0,024	0	0,981
BE	- 0,027	- 0,301	0,091	0,761
CD	0,078	0,876	0,767	0,388
CE	0,073	0,829	0,687	0,414
DE	0,119	1,350	1,823	0,188
Valeurs critiques		2,052	4,211	

$$R^2 = 0,289$$

$$R = 0,538$$

$$F = 1,589$$

**Tableau A2.18 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction du contenu en MVES des eaux usées PCTM. Modélisation # 4.**

EFFET	COEFFICIENT	T	F	P(2-tail)
Constante	97,54 ± 0,3	1 343	1 803 649	0
A	0,214	5,348	28,601	0
B	- 0,183	- 4,584	21,013	0
C	- 0,214	- 5,348	28,601	0
D	0,106	2,639	6,964	0,013
E	- 0,117	- 2,917	8,509	0,007
A <sup>2</sup>	- 0,095	- 2,654	7,044	0,013
B <sup>2</sup>	0,010	0,268	0,072	0,791
C <sup>2</sup>	- 0,020	- 0,550	0,303	0,586
D <sup>2</sup>	- 0,028	- 0,784	0,615	0,440
E <sup>2</sup>	0,026	0,736	0,542	0,468
AB	0,233	4,763	22,686	0
AC	0,150	3,062	9,376	0,005
AD	- 0,154	- 3,147	9,904	0,004
AE	0,233	4,763	22,686	0
BC	- 0,200	- 4,083	16,671	0
BD	0,204	4,168	17,372	0
BE	- 0,275	- 5,614	31,517	0
CD	0,213	4,338	18,818	0
CE	- 0,158	- 3,232	10,446	0,003
DE	0,229	4,678	21,884	0
Valeurs critiques		2,052	4,211	

$$R^2 = 0,785$$

$$R = 0,886$$

$$F = 14,186$$

**Tableau A2.19 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction du contenu en ST des eaux usées PCTM. Modélisation # 4.**

EFFET	COEFFICIENT	T	F	P(2-tail)
Constante	35,08 ± 0,1	113,319	12 841	0
A	- 1,293	- 7,582	57,487	0
B	0,879	5,155	26,574	0
C	0,021	0,122	0,015	0,904
D	0,271	1,588	2,522	0,123
E	0,016	0,090	0,008	0,929
A <sup>2</sup>	- 0,269	- 1,770	3,133	0,087
B <sup>2</sup>	- 0,127	- 0,838	0,702	0,409
C <sup>2</sup>	- 0,119	- 0,783	0,613	0,440
D <sup>2</sup>	- 0,736	- 4,841	23,435	0
E <sup>2</sup>	- 0,965	- 6,345	40,259	0
AB	- 0,831	- 3,980	15,840	0
AC	0,006	0,030	0,001	0,976
AD	- 0,260	- 1,247	1,555	0,222
AE	- 0,523	- 2,504	6,270	0,018
BC	0,948	4,538	20,593	0
BD	- 0,360	-1,726	2,979	0,095
BE	0,494	2,364	5,588	0,025
CD	- 0,290	- 1,386	1,921	0,176
CE	0,456	2,184	4,770	0,037
DE	- 0,669	- 3,202	10,253	0,003
Valeurs critiques		2,052	4,211	

$$R^2 = 0,737$$

$$R = 0,859$$

$$F = 10,917$$

**Tableau A2.20 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction du contenu en STV des eaux usées PCTM. Modélisation # 4.**

EFFET	COEFFICIENT	T	F	P(2-tail)
Constante	54,16 ± 0,2	66,415	4 411	0
A	- 0,649	- 1,444	2,085	0,160
B	3,960	8,813	77,669	0
C	0,199	0,442	0,195	0,662
D	1,018	2,266	5,135	0,031
E	0,079	0,176	0,031	0,861
A <sup>2</sup>	0,725	1,811	3,280	0,081
B <sup>2</sup>	- 3,842	- 9,595	92,064	0
C <sup>2</sup>	0,146	0,365	0,133	0,718
D <sup>2</sup>	0,125	0,313	0,098	0,757
E <sup>2</sup>	0,238	0,594	0,353	0,558
AB	- 0,798	- 1,450	2,103	0,158
AC	0,648	1,177	1,385	0,249
AD	- 0,327	- 0,594	0,353	0,557
AE	- 0,431	- 0,784	0,615	0,440
BC	0,919	1,670	2,789	0,106
BD	0,135	0,246	0,061	0,807
BE	0,456	0,829	0,687	0,414
CD	- 0,385	- 0,700	0,490	0,489
CE	0,335	0,610	0,372	0,547
DE	- 0,781	- 1,420	2,016	0,166
Valeurs critiques		2,052	4,211	

$$R^2 = 0,715$$

$$R = 0,846$$

$$F = 9,775$$

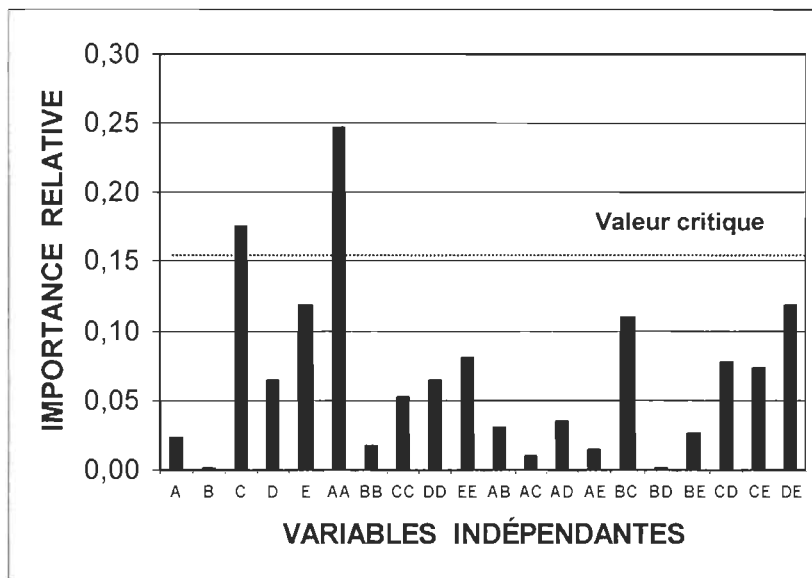


Figure A2.29 Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction du contenu en MES des eaux usées PCTM. Modélisation # 4. Valeur critique approximative.

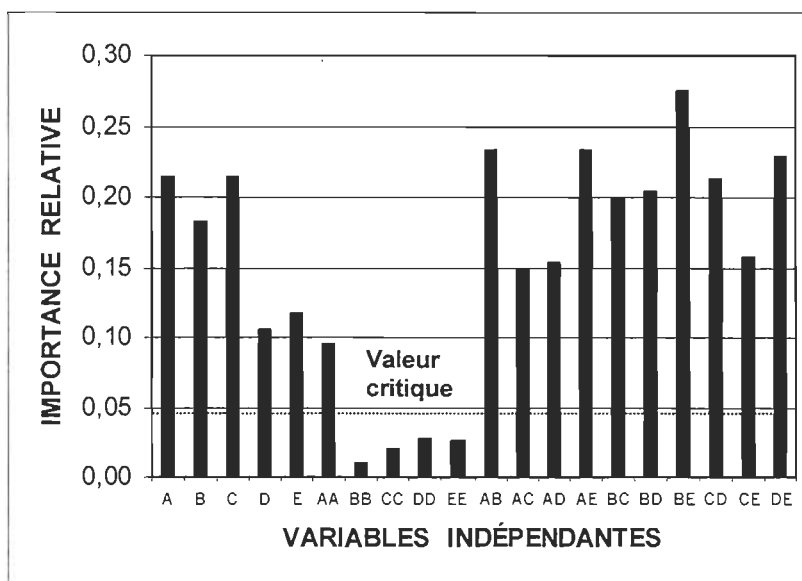


Figure A2.30 Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction du contenu en MVES des eaux usées PCTM. Modélisation # 4. Valeur critique approximative.

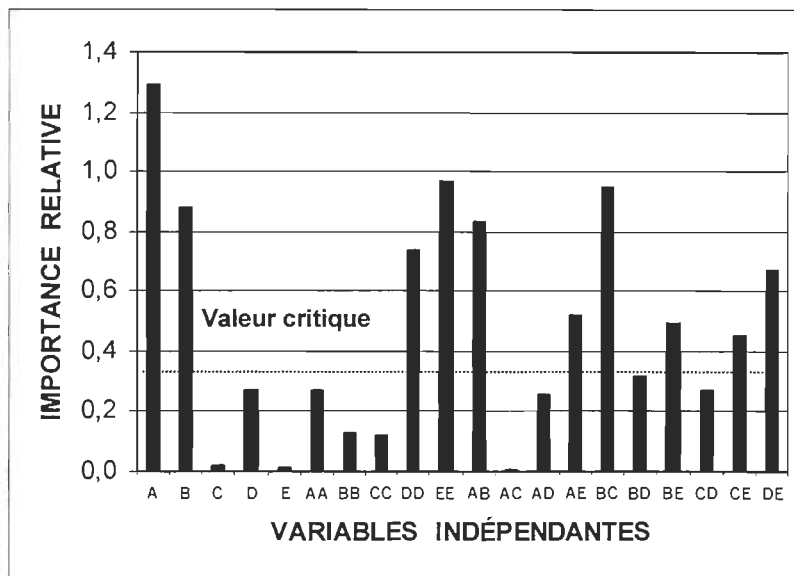


Figure A2.31 Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction du contenu en ST des eaux usées PCTM. Modélisation # 4. Valeur critique approximative.

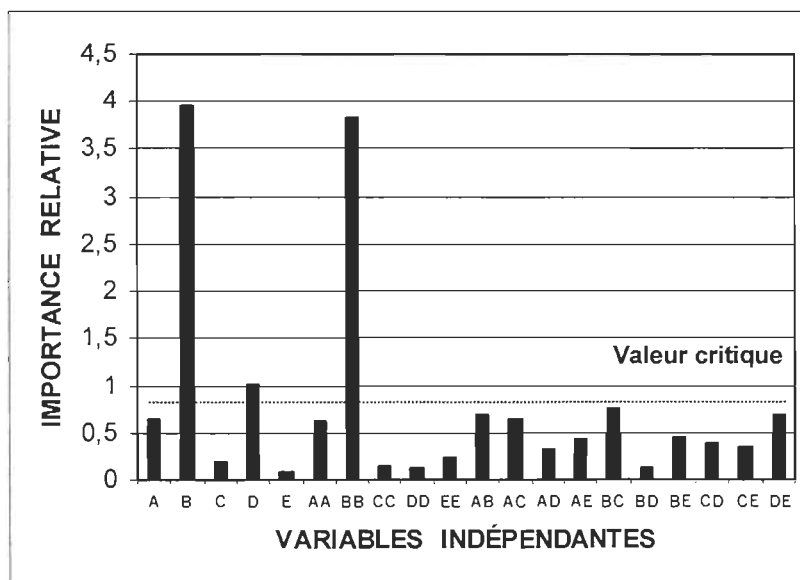
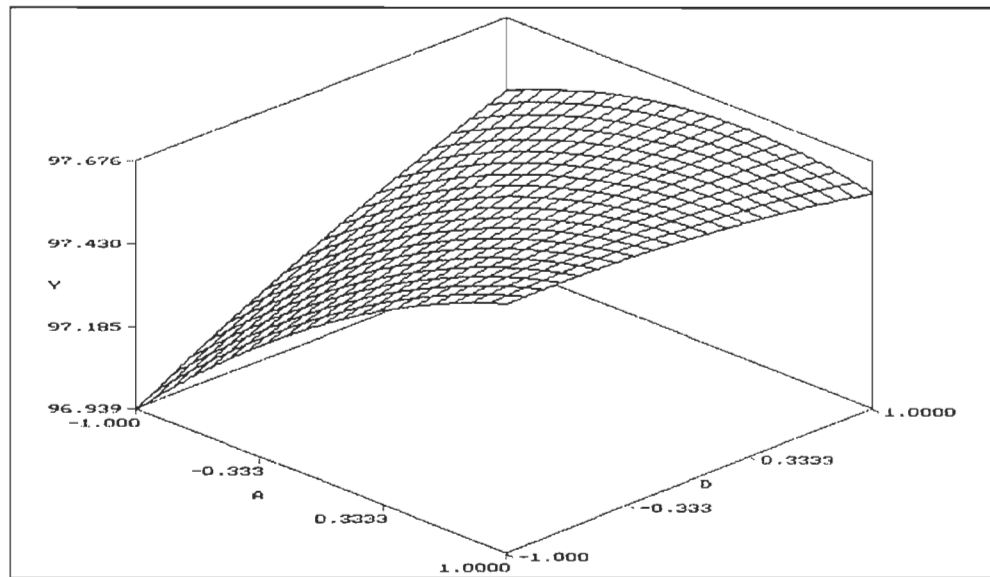


Figure A2.32 Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction du contenu en STV des eaux usées PCTM. Modélisation # 4. Valeur critique approximative.

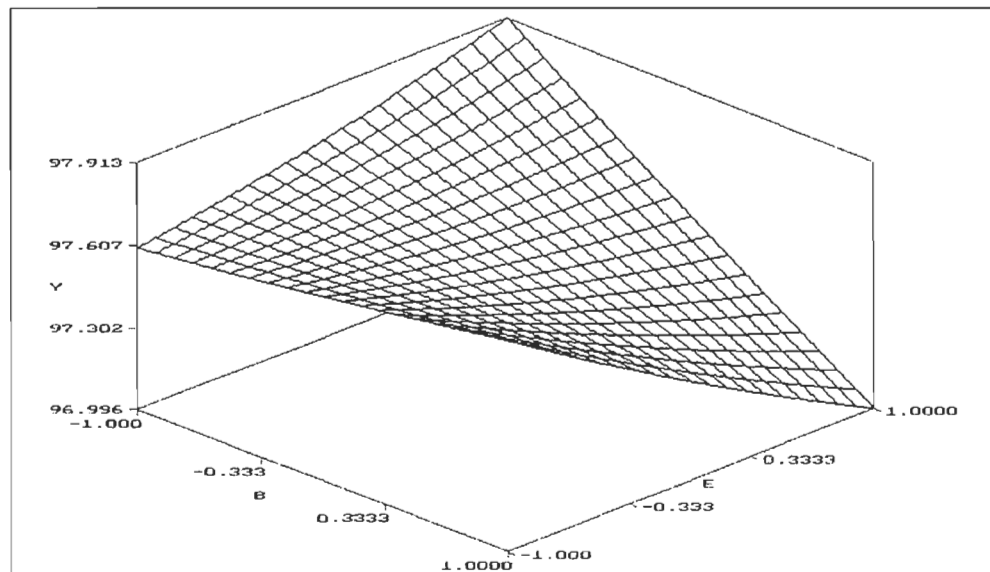




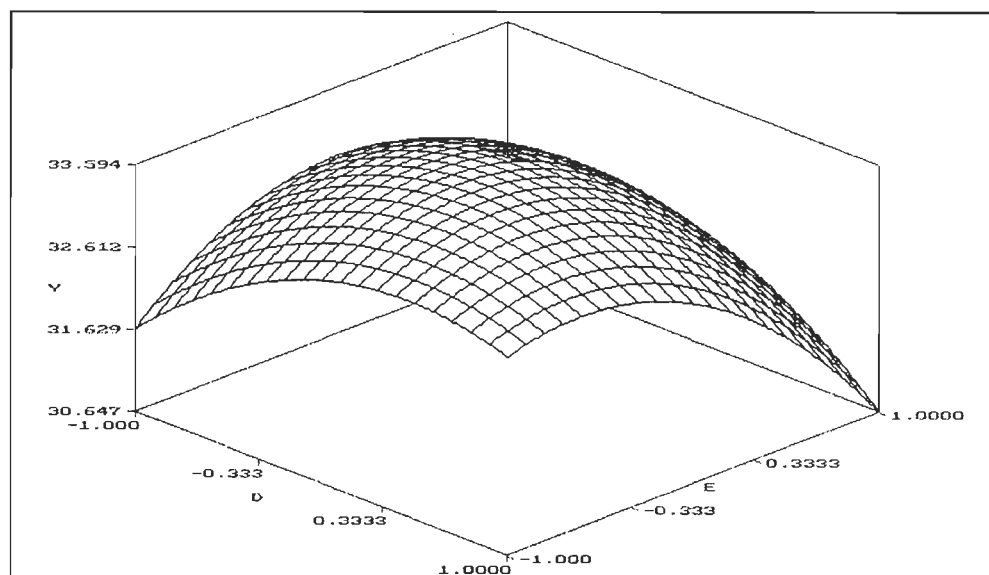
**Figure A2.33** Surface de réponse de l'interaction de la température (A) et de la concentration en polymère (D) sur la réduction du contenu en MVES des eaux usées PCTM. Modélisation # 4.

A (-1 = 5 °C ; -0,3 = 13 °C ; 0,3 = 31 °C ; 1 = 40 °C)

D (-1 = 0,05 g/L ; -0,3 = 0,2875 g/L ; 0,3 = 0,7625 g/L ; 1 = 1,0 g/L)



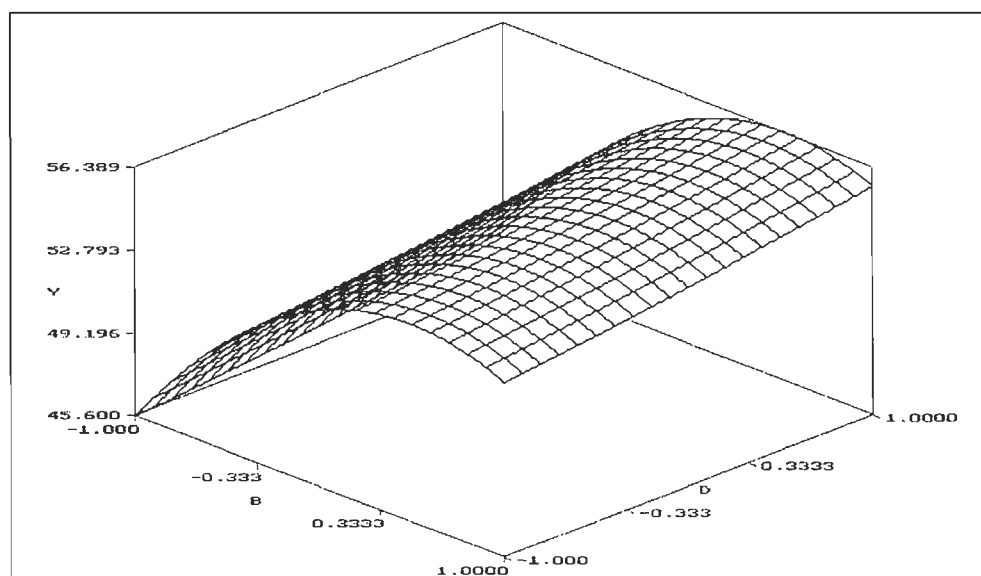
**Figure A2.34** Surface de réponse de l'interaction du pH (B) et de la vitesse d'agitation (E) sur la réduction du contenu en MVES des eaux usées PCTM. Modélisation # 4. B (-1 = 2,0 ; -0,3 = 2,5 ; 0,3 = 3,5 ; 1 = 4,0)  
E (-1 = 100 RPM ; -0,3 = 375 RPM ; 0,3 = 925 RPM ; 1 = 1 200 RPM)



**Figure A2.35** Surface de réponse de l'interaction de la concentration en polymère (D) et de la vitesse d'agitation (E) sur la réduction du contenu en ST des eaux usées PCTM. Modélisation # 4.

D (-1 = 0,05 g/L ; - 0,3 = 0,2875 g/L ; 0,3 = 0,7625 g/L ; 1 = 1,0 g/L)

E (-1 = 100 RPM ; - 0,3 = 375 RPM ; 0,3 = 925 RPM ; 1 = 1 200 RPM)



**Figure A2.36** Surface de réponse de l'interaction de la concentration en polymère (D) et du pH (B) sur la réduction du contenu en STV des eaux usées PCTM. Modélisation # 4.

B (-1 = 2,0 ; - 0,3 = 2,5 ; 0,3 = 3,5 ; 1 = 4,0)

D (-1 = 0,05 g/L ; - 0,3 = 0,2875 g/L ; 0,3 = 0,7625 g/L ; 1 = 1,0 g/L)

la concentration en polymère (D) et la vitesse d'agitation (E) auraient un effet de premier (action directe) ou de deuxième (interaction) ordre sur lesdits taux de réduction (Tableau A2.21). La figure A2.37 illustre l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction du contenu en ARG des eaux usées à l'étude.

Les équations de prédictions présentées antérieurement pourraient justifier environ 65 % de la variabilité observée dans les taux de réduction des ARG, AG et AR. Elles présentent également de bons niveaux de signification statistique, e.g.,  $R^2$ , R, F. D'une façon générale l'efficacité du traitement à réduire les ARG, tend à s'accroître lorsque les valeurs expérimentales de la température et de la charge polymérique augmentent. À partir d'une valeur expérimentale moyenne de pH et de vitesse d'agitation, toute augmentation ou réduction de cette valeur se traduira généralement par une augmentation de l'efficacité. Cette tendance générale est en partie illustrée à la figure A2.38.

#### 4.6 Réduction des COT

Finalement, la quatrième série d'essais de modélisation a également permis de démontrer qu'il était également possible de modéliser l'efficacité de la du traitement à réduire le contenu des eaux usées PCTM en COT. Le diagramme de Pareto et les résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction des COT révèlent, qu'à l'intervalle de confiance de 95 %, toutes les variables indépendantes à l'étude ont une action ou une interaction sur la réduction du contenu en COT (Tableau A2.22, Figure A2.39). Il en résulte que l'équation de prédiction est relativement complexe et près de 70 % de la variabilité totale des taux de réduction du contenu des eaux usées en COT pourrait être expliquée par l'équation de prédiction suivante :

$$Y = 40,48 - 1,20 A + 0,83 D - 0,80 DE - 0,72 AC + 0,69 BC + 0,62 BE - 0,58 AB + 0,38 A^2 - 0,38 D^2 + 0,37 B.$$

**Tableau A2.21 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction des ARG des eaux usées PCTM. Modélisation # 4.**

EFFET	COEFFICIENT	t	F	P(2-tail)
Constante	94,48	578,549	334 771	0
A	- 0,168	- 1,868	3,849	0,072
B	0,054	0,602	0,362	0,552
C	- 0,168	- 1,868	3,489	0,072
D	0,635	7,055	49,773	0
E	0,124	1,374	1,888	0,180
A <sup>2</sup>	0,013	0,161	0,026	0,874
B <sup>2</sup>	0,421	5,254	27,605	0
C <sup>2</sup>	0,013	0,161	0,026	0,874
D <sup>2</sup>	- 0,350	- 4,361	19,018	0
E <sup>2</sup>	0,255	3,175	10,081	0,004
AB	0,135	1,229	1,510	0,229
AC	- 0,006	- 0,057	0,003	0,955
AD	- 0,098	- 0,889	0,790	0,382
AE	- 0,327	- 2,968	8,809	0,006
BC	0,085	0,775	0,601	0,445
BD	0,110	1,003	1,006	0,325
BE	0,123	1,116	1,246	0,274
CD	- 0,006	- 0,057	0,003	0,955
CE	- 0,035	- 0,321	0,103	0,750
DE	- 0,135	- 1,229	1,510	0,229
Valeurs critiques		2,052	4,211	

$$R^2 = 0,632$$

$$R = 0,795$$

$$F = 6,687$$

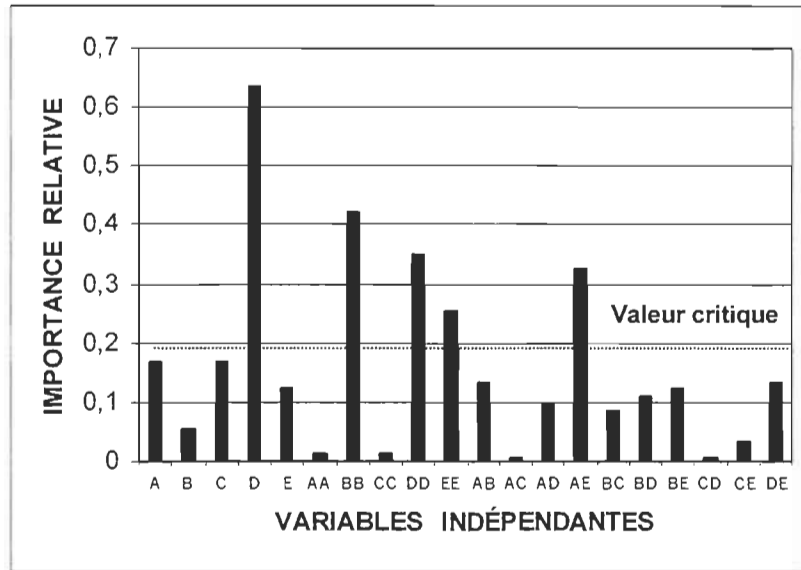


Figure A2.37 Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction du contenu en ARG des eaux usées PCTM. Modélisation # 4. Valeur critique approximative.

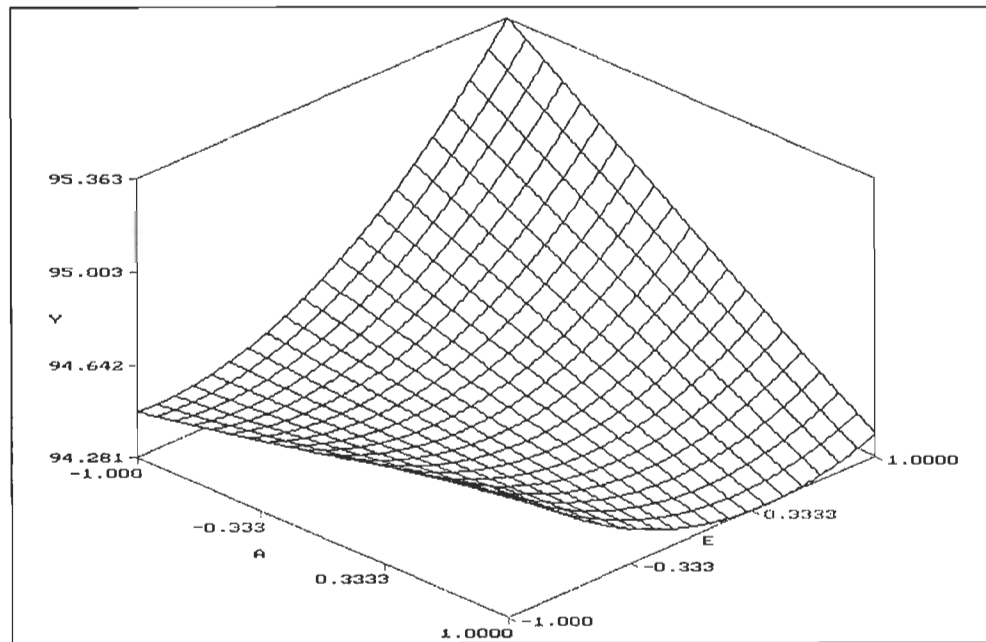


Figure A2.38 Surface de réponse de l'interaction de la température (A) et de la vitesse d'agitation (E) sur la réduction du contenu en ARG des eaux usées PCTM. Modélisation # 4.

A (-1 = 5 °C ; - 0,3 = 13 °C ; 0,3 = 31 °C ; 1 = 40 °C)

E (-1 = 100 RPM ; - 0,3 = 375 RPM ; 0,3 = 925 RPM ; 1 = 1 200 RPM)

**Tableau A2.22 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction du contenu en COT des eaux usées PCTM. Modélisation # 4.**

EFFET	COEFFICIENT	T	F	P(2-tail)
Constante	40,48 ± 2	137,869	19 008	0
A	- 1,200	- 7,418	55,027	0
B	0,369	2,284	5,217	0,030
C	0,244	1,511	2,283	0,142
D	0,828	5,117	26,184	0
E	0,161	0,996	0,992	0,328
A <sup>2</sup>	0,378	2,620	6,864	0,014
B <sup>2</sup>	0,057	0,395	0,156	0,696
C <sup>2</sup>	0,057	0,395	0,156	0,696
D <sup>2</sup>	- 0,376	- 2,612	6,823	0,014
E <sup>2</sup>	- 0,097	- 0,675	0,456	0,505
AB	- 0,583	- 2,944	8,667	0,006
AC	- 0,721	- 3,638	13,235	0,001
AD	0,171	0,862	0,743	0,396
AE	- 0,242	- 1,220	1,488	0,232
BC	0,688	3,470	12,041	0,002
BD	0,104	0,526	0,277	0,603
BE	0,617	3,113	9,691	0,004
CD	0,258	1,304	1,700	0,203
CE	- 0,246	- 1,241	1,540	0,225
DE	- 0,804	- 4,059	16,476	0
Valeurs critiques		2,052	4,211	

$$R^2 = 0,687$$

$$R = 0,829$$

$$F = 8,543$$

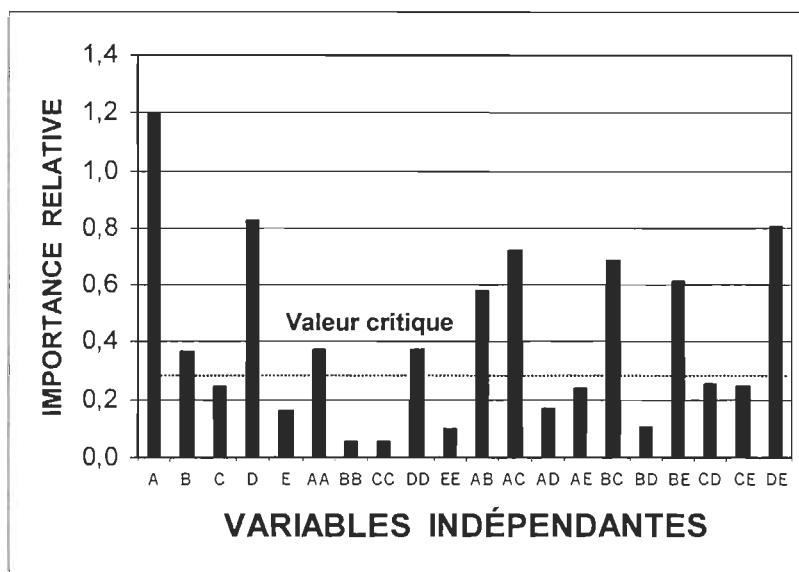


Figure A2.39 Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction du contenu en COT des eaux usées PCTM. Modélisation # 4. Valeur critique approximative.

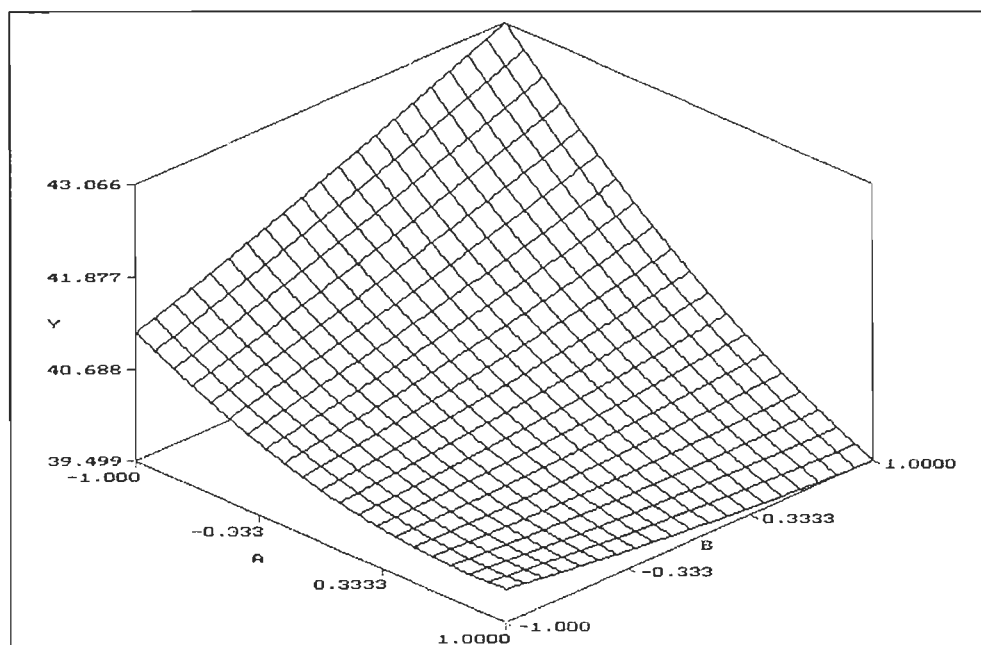


Figure A2.40 Surface de réponse de l'interaction de la température (A) et du pH (B) sur la réduction du contenu en COT des eaux usées PCTM. Modélisation # 4.

A (-1 = 5 °C ; -0,3 = 13 °C ; 0,3 = 31 °C ; 1 = 40 °C)

B (-1 = 2,0 ; -0,3 = 2,5 ; 0,3 = 3,5 ; 1 = 4,0)

Les interactions entre les variables indépendantes et l'efficacité du traitement sont parfois complexes. Les graphiques illustrant les surfaces de réponse sont ainsi parfois relativement complexes. La figure A2.40, illustrant la surface de réponse de l'interaction de la température et du pH sur la réduction du contenu en COT des eaux usées PCTM, est relativement simple. D'une façon générale, l'efficacité du traitement tend à accroître lorsque la température diminue et lorsque les valeurs expérimentales du pH, de la concentration polymère, du temps de réaction et de la vitesse d'agitation augmentent.

## 5 Cinquième étude de modélisation

### 5.1 Réduction de la couleur

À l'intervalle de confiance de 95 %, la concentration en polymère serait la principale variable indépendante à avoir un effet significatif sur la réduction de la couleur apparente et réelle. Les résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction de la couleur font ressortir l'importance de cette variable indépendante (Tableaux A2.23 et A2.24). Les diagrammes de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction de la couleur illustrent bien la dominance de la charge polymérique (Figures A2.41 et A2.42).

Les équations de prédiction de la réduction de la couleur des eaux usées à l'étude sont relativement simples et sont les suivantes:

$$Y = 98,69 - 1,66 D^2 + 1,82 D \text{ (CA), et}$$

$$Y = 92,07 + 2,75 D - 1,36 D^2 - 1,08 B \text{ (CR).}$$

Selon les valeurs critiques et calculées, ces équations seraient statistiquement significatives à l'intervalle de confiance de 95 %. Les coefficients de détermination révèlent que de 77 à 89 % de la variation observée dans la réduction de la couleur serait expliquée par ces équations.



**Tableau A2.23 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction de la couleur apparente des eaux usées PCTM. Modélisation # 5.**

EFFET	COEFFICIENT	T	F	P(2-tail)
Constante	98,69 ± 1,9	120,350	14 484	0
A	- 0,238	- 0,526	0,277	0,609
B	- 0,521	- 1,153	1,329	0,271
C	0,129	0,286	0,082	0,780
D	1,821	4,030	16,241	0,002
E	- 0,146	- 0,323	0,104	0,752
A <sup>2</sup>	0,114	0,284	0,081	0,781
B <sup>2</sup>	0,139	0,346	0,120	0,735
C <sup>2</sup>	0,214	0,532	0,283	0,604
D <sup>2</sup>	- 1,661	- 4,125	17,016	0,001
E <sup>2</sup>	0,089	0,222	0,049	0,828
AB	- 0,244	- 0,441	0,195	0,667
AC	0,231	0,418	0,175	0,683
AD	0,194	0,350	0,123	0,732
AE	- 0,281	- 0,508	0,258	0,620
BC	0,256	0,463	0,214	0,652
BD	0,419	0,757	0,573	0,464
BE	- 0,381	- 0,689	0,475	0,504
CD	- 0,331	- 0,599	0,359	0,561
CE	0,219	0,395	0,156	0,700
DE	0,256	0,463	0,214	0,652
Valeurs critiques		2,052	4,211	

$$R^2 = 0,765$$

$$R = 0,875$$

**Tableau A2.24 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction de la couleur réelle des eaux usées PCTM. Modélisation # 5.**

EFFET	COEFFICIENT	T	F	P(2-tail)
Constante	92,07 ± 1,8	144,359	20 840	0
A	- 0,742	- 2,111	4,456	0,057
B	- 1,075	- 3,059	9,358	0,010
C	0	0	0	1,000
D	2,750	7,826	61,246	0
E	0,117	0,332	0,110	0,746
A <sup>2</sup>	0,033	0,106	0,011	0,918
B <sup>2</sup>	- 0,067	- 0,214	0,046	0,834
C <sup>2</sup>	0,221	0,704	0,496	0,495
D <sup>2</sup>	- 1,367	- 4,365	19,053	0,001
E <sup>2</sup>	0,221	0,704	0,496	0,495
AB	- 0,088	- 0,203	0,041	0,842
AC	0,013	0,029	0,001	0,977
AD	0,175	0,407	0,166	0,692
AE	0,063	0,145	0,021	0,887
BC	0,088	0,203	0,041	0,842
BD	0,200	0,465	0,216	0,651
BE	- 0,063	- 0,145	0,021	0,887
CD	0,100	0,232	0,054	0,820
CE	0,038	0,087	0,008	0,932
DE	0,075	0,174	0,030	0,865
Valeurs critiques		2,052	4,211	

$$R^2 = 0,890$$

$$R = 0,943$$

$$F = 4,830$$

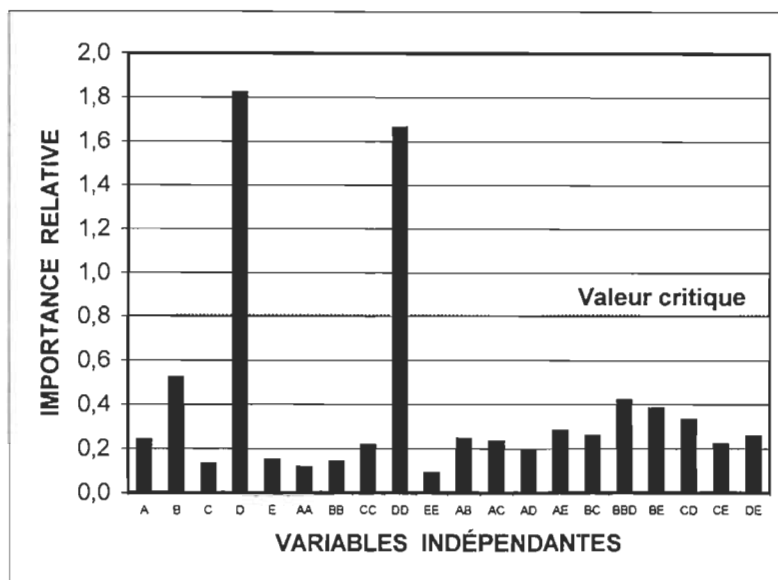


Figure A2.41 Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction de la couleur apparente des eaux usées PCTM. Modélisation # 5. Valeur critique approximative.

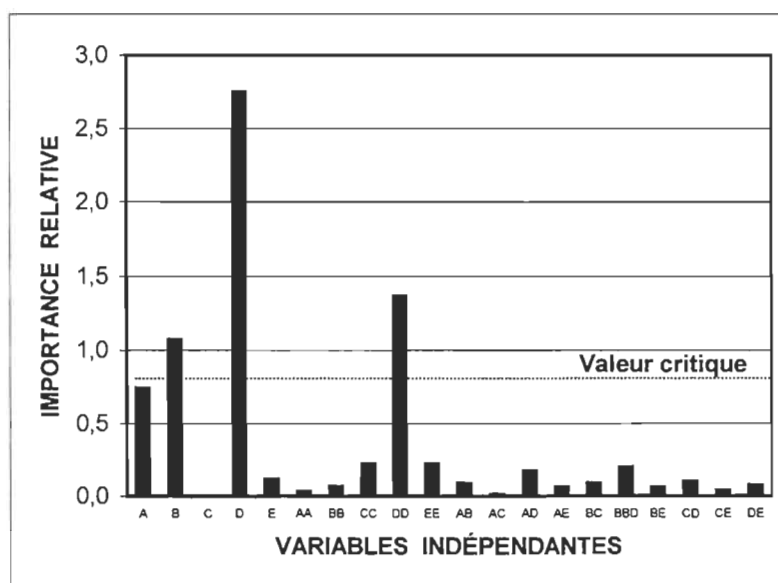


Figure A2.42 Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction de la couleur réelle des eaux usées PCTM. Modélisation # 5. Valeur critique approximative.

Quant à la tendance générale entre ces variables dépendantes et la charge polymérique, elle est relativement simple. L'efficacité du traitement à réduire la couleur tend à s'accroître avec une augmentation de la concentration en polymère.

## 5.2 Réduction de la DCO

Les résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction de la DCO totale et soluble sont consignés aux tableaux A2.25 et A2.26. Il appert que le pH (B) et la concentration en polymère (D) auraient un effet significatif sur les taux de réduction de la DCO totale, alors que la température (A), le pH et la concentration en polymère en auraient un effet sur la réduction de la DCO soluble. L'importance relative de ces variables indépendantes sur l'efficacité du traitement à réduire la DCO totale et la DCO soluble est bien apparente dans les diagrammes de Pareto (Figures A2.43 et A2.44).

Les équations de prédiction de la réduction de la DCO totale et soluble des eaux usées PCTM à l'étude sont simples. Elles sont les suivantes :

$$Y = 66,08 + 1,65 D - 0,70 D^2 - 0,65 B \text{ (DCO totale),}$$

$$Y = 24,97 - 1,60 A + 1,32 D - 1,20 B \text{ (DCO soluble).}$$

Selon les coefficients de détermination, plus de 90 % de la variabilité totale observée dans les taux de réduction de la DCO totale et de la DCO soluble serait justifiée par ces équations. Les équations de prédiction présentaient également un bon niveau de signification statistique.

D'une façon générale, l'efficacité du traitement à réduire la DCO totale et la DCO soluble tend à s'accroître lorsque la charge polymérique augmente et la température et le pH diminuent.

**Tableau A2.25 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction de la DCO totale des eaux usées PCTM. Modélisation # 5.**

EFFET	COEFFICIENT	T	F	P(2-tail)
Constante	66,08 ± 0,4	210,175	44 174	0
A	- 0,183	- 1,047	1,096	0,316
B	- 0,650	- 3,712	13,779	0,003
C	0,167	0,952	0,906	0,360
D	1,650	9,422	88,774	0
E	0,025	0,143	0,020	0,889
A <sup>2</sup>	0,025	0,160	0,026	0,875
B <sup>2</sup>	0,013	0,080	0,006	0,938
C <sup>2</sup>	0,100	0,641	0,411	0,534
D <sup>2</sup>	- 0,700	- 4,486	20,124	0,001
E <sup>2</sup>	0,188	1,202	1,445	0,253
AB	- 0,163	- 0,758	0,575	0,463
AC	0,150	0,669	0,449	0,498
AD	- 0,025	- 0,117	0,014	0,909
AE	0,150	0,699	0,449	0,498
BC	0,138	0,641	0,411	0,535
BD	- 0,013	- 0,058	0,003	0,955
BE	0,013	0,058	0,003	0,955
CD	0,075	0,350	0,123	0,733
CE	- 0,175	- 0,816	0,666	0,430
DE	0,200	0,933	0,871	0,370
Valeurs critiques		2,052	4,211	

$$R^2 = 0,916$$

$$R = 0,957$$

$$F = 6,562$$

**Tableau A2.26 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction de la DCO soluble des eaux usées PCTM. Modélisation # 5.**

EFFET	COEFFICIENT	t	F	P(2-tail)
Constante	24,97 ± 0,2	66,528	4 426	0
A	- 1,608	- 7,777	60,482	0
B	- 1,208	- 5,843	34,141	0
C	- 0,267	- 1,289	1,662	0,222
D	1,317	6,366	40,526	0
E	0,117	0,564	0,318	0,583
A <sup>2</sup>	0,068	0,371	0,138	0,717
B <sup>2</sup>	0,168	0,914	0,835	0,379
C <sup>2</sup>	0,131	0,710	0,504	0,491
D <sup>2</sup>	- 0,144	- 0,782	0,612	0,449
E <sup>2</sup>	0,243	1,321	1,745	0,211
AB	- 0,563	- 2,221	4,933	0,056
AC	- 0,238	- 0,938	0,880	0,367
AD	- 0,063	- 0,247	0,061	0,809
AE	0	0	0	1,000
BC	0,538	2,122	4,503	0,055
BD	0,138	0,543	0,292	0,597
BE	- 0,200	- 0,790	0,624	0,445
CD	0,288	1,135	1,288	0,279
CE	- 0,325	- 1,283	1,646	0,224
DE	0,600	2,369	5,612	0,066
Valeurs critiques		2,052	4,211	

$$R^2 = 0,931$$

$$R = 0,965$$

$$F = 8,035$$

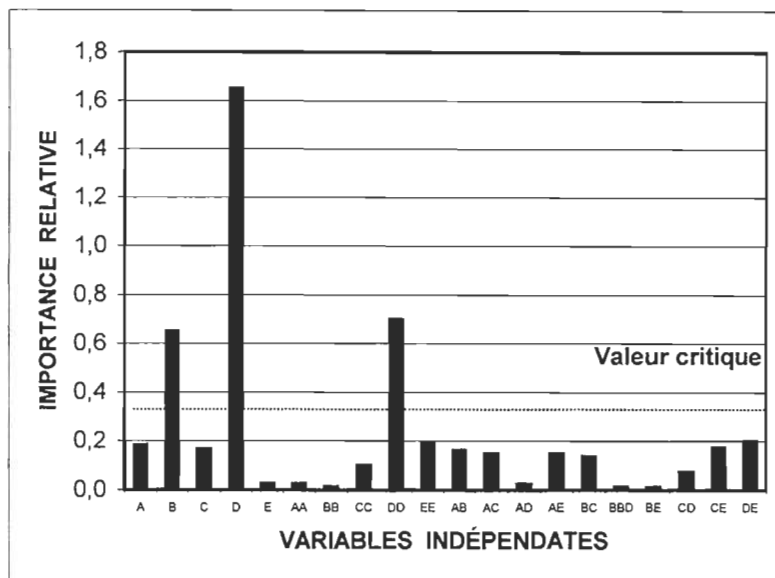


Figure A2.43 Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction de la DCO totale des eaux usées PCTM. Modélisation # 5. Valeur critique approximative.

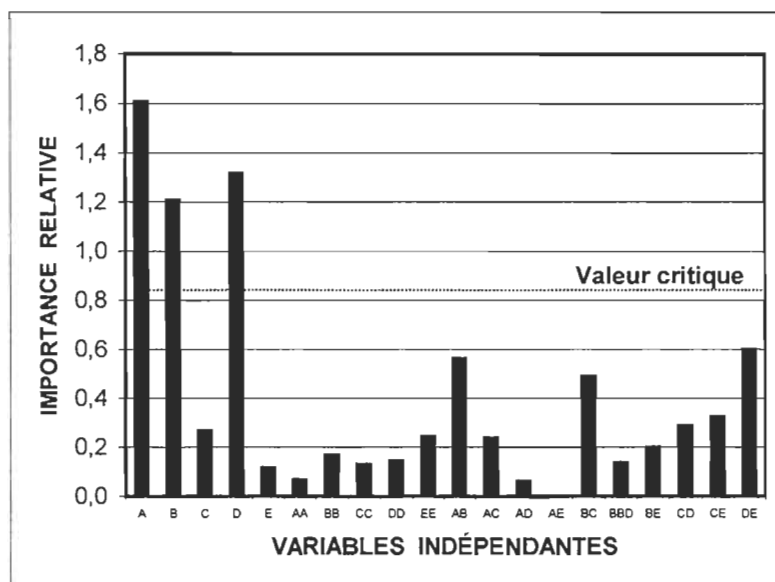


Figure A2.44 Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction de la DCO soluble des eaux usées PCTM. Modélisation # 5. Valeur critique approximative.

### 5.3 Production de boues

La présente étude a également démontré qu'il était possible de modéliser la quantité de boues chimiques produites lors du traitement des eaux usées PCTM. Les résultats de l'analyse de la régression multiple de la production de boues chimiques révèlent, qu'à l'intervalle de confiance de 95 %, la concentration en polymère (D) et la vitesse d'agitation (E) auraient un effet significatif sur la quantité de boues produites lors du traitement (Tableau A2.27, Figure A2.45).

Près de 60 % de la variabilité totale observée dans la production de boues chimiques pourrait être expliquée par l'équation de prédiction suivante :

$$Y = 0,93 + 0,17 D + 0117 E.$$

Le niveau de confiance ou de signification statistique dans ladite équation est toutefois moindre que celui observé pour les autres équations de prédiction construites lors de la réalisation de la cinquième étude de modélisation.

Pour ce qui est de la tendance générale entre la quantité de boues produites et les variables indépendantes, la production de boues tend à s'accroître avec une augmentation de la concentration en polymère et de la vitesse d'agitation.

## 6 Sixième étude de modélisation

### 6.1 Réduction de la couleur

L'efficacité du traitement à réduire la couleur des eaux usées PCTM est significativement influencée par la température, le pH et la concentration en polymère. La concentration en polymère était la seule variable indépendante a

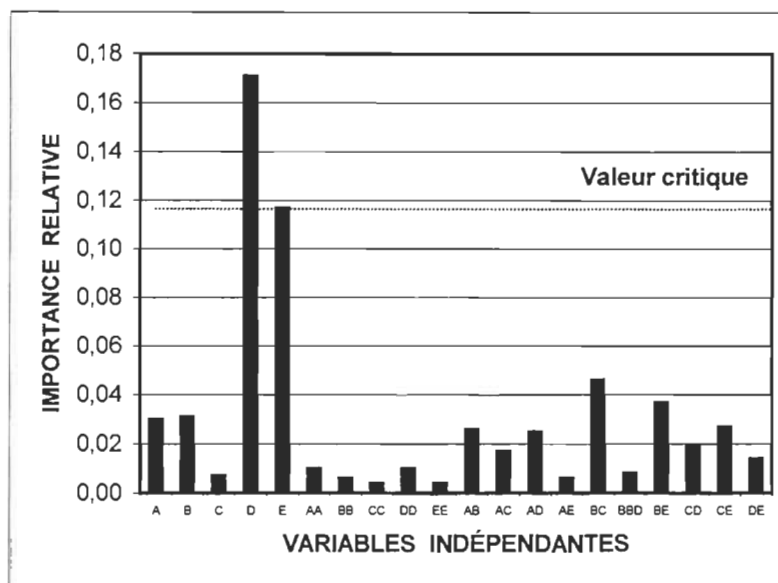


**Tableau A2.27 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la production de boues chimiques lors du traitement des eaux usées PCTM. Modélisation # 5.**

<b>EFFET</b>	<b>COEFFICIENT</b>	<b>T</b>	<b>F</b>	<b>P(2-tail)</b>
<b>Constante</b>	<b>0,930 ± 0,001</b>	<b>9,221</b>	<b>85,027</b>	<b>0</b>
<b>A</b>	<b>0,030</b>	<b>0,540</b>	<b>0,292</b>	<b>0,599</b>
<b>B</b>	<b>0,031</b>	<b>0,552</b>	<b>0,305</b>	<b>0,591</b>
<b>C</b>	<b>- 0,007</b>	<b>- 0,133</b>	<b>0,018</b>	<b>0,896</b>
<b>D</b>	<b>0,171</b>	<b>3,085</b>	<b>9,517</b>	<b>0,010</b>
<b>E</b>	<b>0,117</b>	<b>2,113</b>	<b>4,465</b>	<b>0,050</b>
<b>A<sup>2</sup></b>	<b>- 0,010</b>	<b>- 0,211</b>	<b>0,045</b>	<b>0,837</b>
<b>B<sup>2</sup></b>	<b>- 0,006</b>	<b>- 0,123</b>	<b>0,015</b>	<b>0,905</b>
<b>C<sup>2</sup></b>	<b>- 0,004</b>	<b>- 0,087</b>	<b>0,008</b>	<b>0,932</b>
<b>D<sup>2</sup></b>	<b>0,011</b>	<b>0,221</b>	<b>0,049</b>	<b>0,829</b>
<b>E<sup>2</sup></b>	<b>0,004</b>	<b>0,074</b>	<b>0,006</b>	<b>0,942</b>
<b>AB</b>	<b>- 0,026</b>	<b>- 0,380</b>	<b>0,144</b>	<b>0,710</b>
<b>AC</b>	<b>- 0,017</b>	<b>- 0,246</b>	<b>0,061</b>	<b>0,810</b>
<b>AD</b>	<b>- 0,025</b>	<b>- 0,360</b>	<b>0,130</b>	<b>0,725</b>
<b>AE</b>	<b>0,006</b>	<b>0,088</b>	<b>0,008</b>	<b>0,931</b>
<b>BC</b>	<b>0,046</b>	<b>0,678</b>	<b>0,460</b>	<b>0,511</b>
<b>BD</b>	<b>- 0,008</b>	<b>- 0,112</b>	<b>0,013</b>	<b>0,913</b>
<b>BE</b>	<b>0,037</b>	<b>0,546</b>	<b>0,298</b>	<b>0,595</b>
<b>CD</b>	<b>0,020</b>	<b>0,287</b>	<b>0,082</b>	<b>0,779</b>
<b>CE</b>	<b>0,027</b>	<b>0,397</b>	<b>0,158</b>	<b>0,699</b>
<b>DE</b>	<b>- 0,014</b>	<b>- 0,206</b>	<b>0,042</b>	<b>0,841</b>
<b>Valeurs critiques</b>		<b>2,052</b>	<b>4,211</b>	

$$R^2 = 0,574$$

$$R = 0,757$$



**Figure A2.45** Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la production de boues chimiques lors du traitement des eaux usées PCTM. Modélisation # 5. Valeur critique approximative.

avoir un effet significatif sur la réduction de la couleur apparente, alors que la réduction de la couleur réelle était significativement influencée par la concentration en polymère, la température et le pH. L'analyse de la régression multiple des résultats obtenus a permis de quantifier ces influences (Tableaux A2.28 et A2.29). Les diagrammes de Pareto illustrent bien l'effet de ces variables indépendantes sur la réduction de la couleur (Figures A2.46 et A2.47).

Les coefficients de détermination révèlent que 66 % et 87 % de la variabilité totale observée dans les taux de réduction de la CA et de la CR respectivement pourraient être expliquée par les équations de prédiction suivantes :

$$Y = 98,58 - 1,84 D^2 + 1,86 D \text{ (CA), et}$$

$$Y = 92,34 + 2,92 D - 1,52 D^2 - 1,00 B - 0,75 A \text{ (CR).}$$

**Tableau A2.28 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction de la couleur apparente des eaux usées PCTM. Modélisation # 6.**

EFFET	COEFFICIENT	T	F	P(2-tail)
Constante	98,58 ± 1,9	229,441	52 643	0
A	- 0,053	- 0,223	0,050	0,825
B	- 0,269	- 1,138	1,295	0,264
C	- 0,042	- 0,176	0,031	0,862
D	1,861	7,862	61,811	0
E	0,061	0,258	0,067	0,798
A <sup>2</sup>	0,256	1,214	1,474	0,235
B <sup>2</sup>	0,285	1,353	1,831	0,187
C <sup>2</sup>	0,365	1,728	2,986	0,095
D <sup>2</sup>	- 1,840	- 8,721	76,056	0
E <sup>2</sup>	0,194	0,918	0,843	0,366
AB	0,054	0,187	0,035	0,853
AC	0,025	0,086	0,007	0,932
AD	- 0,100	- 0,345	0,119	0,733
AE	0,067	0,230	0,053	0,820
BC	- 0,046	- 0,158	0,025	0,876
BD	0,138	0,474	0,225	0,639
BE	- 0,038	- 0,129	0,017	0,898
CD	0,058	0,201	0,040	0,842
CE	- 0,058	- 0,201	0,040	0,842
DE	0,050	0,173	0,030	0,864
Valeurs critiques		2,052	4,211	

$$R^2 = 0,660$$

$$R = 0,812$$

$$F = 7,566$$

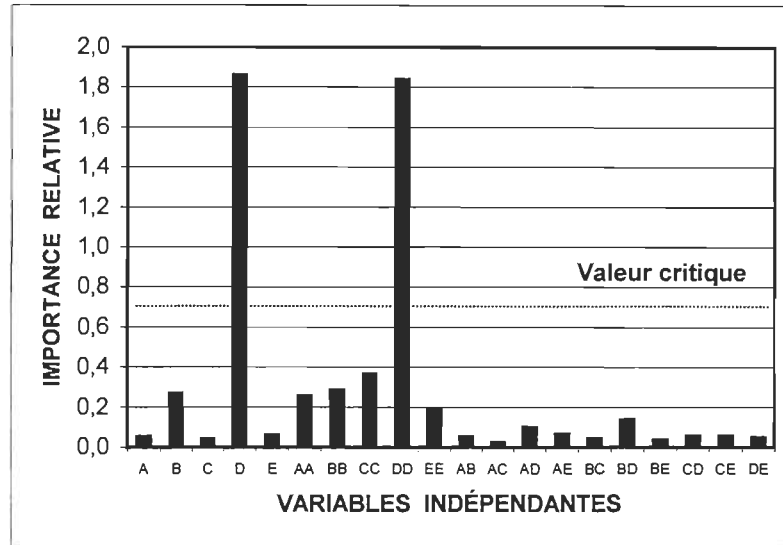
**Tableau A2.29 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction de la couleur réelle des eaux usées PCTM. Modélisation # 6.**

EFFET	COEFFICIENT	t	F	P(2-tail)
Constante	92,34 ± 1,8	322,206	103 817	0
A	- 0,754	- 4,776	22,810	0
B	- 0,996	- 6,307	39,778	0
C	- 0,046	- 0,290	0,084	0,774
D	2,921	18,498	342,176	0
E	0,065	0,413	0,171	0,682
A <sup>2</sup>	0,089	0,631	0,398	0,533
B <sup>2</sup>	- 0,103	- 0,731	0,534	0,471
C <sup>2</sup>	0,218	1,549	2,399	0,132
D <sup>2</sup>	- 1,519	- 10,798	116,597	0
E <sup>2</sup>	0,206	1,461	2,135	0,155
AB	- 0,102	- 0,528	0,279	0,602
AC	- 0,156	- 0,808	0,653	0,426
AD	0,098	0,506	0,256	0,616
AE	- 0,019	- 0,097	0,009	0,923
BC	0,240	1,239	1,535	0,225
BD	0,285	1,476	2,179	0,151
BE	0,044	0,226	0,051	0,823
CD	- 0,002	- 0,011	0	0,992
CE	- 0,019	- 0,097	0,009	0,923
DE	0,069	0,356	0,127	0,725
Valeurs critiques		2,052	4,211	

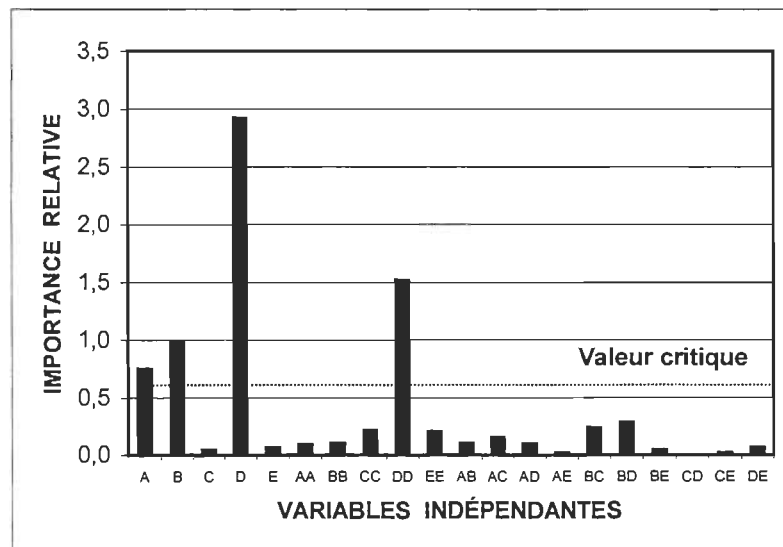
$$R^2 = 0,873$$

$$R = 0,934$$

$$F = 26,819$$



**Figure A2.46** Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction de la couleur apparente des eaux usées PCTM. Modélisation # 6. Valeur critique approximative.



**Figure A2.47** Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction de la couleur réelle des eaux usées PCTM. Modélisation # 6. Valeur critique approximative.

Ces équations sont relativement simples et statistiquement significatives à l'intervalle de confiance de 95 %, e.g.,  $R^2$ , t, R, F.

La relation générale entre les variables dépendantes et les variables indépendantes est relativement simple. L'efficacité du traitement à réduire la couleur des eaux usées tend généralement à s'accroître lorsque la température et du pH diminuent et la charge expérimentale en polymère augmentent.

## 6.2 Réduction de la DCO

À l'intervalle de confiance de 95 %, l'ensemble des variables à l'étude aurait un effet significatif sur la réduction de la DCO soluble, alors que la réduction de la DCO totale subirait une influence significative de la charge en polymère, de la température et du pH. Les résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction de la DCO font ressortir l'importance de ces variables (Tableaux A2.30 et A2.31). Les diagrammes de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur l'efficacité du traitement à réduire la DCO supportent cette observation ou affirmation (Figures A2.48 et A2.49).

Les résultats de l'étude de la modélisation du traitement à réduire la DCO des eaux usées se traduisent par les équations de prédiction suivantes pour les réductions de la DCO totale et de la DCO soluble respectivement :

$$Y = 53,87 + 1,74 D - 0,97 D^2 - 0,62 B - 0,44 A, \text{ et}$$

$$Y = 25,20 + 1,46 D - 0,99 B - 0,90 A + 0,26 E^2 + 0,25 C^2 - 0,33 BE + 0,32 DE.$$

Ces équations de prédiction présentent des niveaux de signification statistique supérieurs à 95 %. Le niveau de confiance dans l'équation de prédiction de la réduction de la DCO soluble, équation la plus complexe, serait légèrement supérieur à celui de l'équation de prédiction de la DCO totale.

**Tableau A2.30 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction de la DCO totale des eaux usées PCTM. Modélisation # 6.**

EFFET	COEFFICIENT	T	F	P(2-tail)
Constante	53,87 ± 0,3	186,475	34 773	0
A	- 0,436	- 2,740	7,508	0,010
B	- 0,619	- 3,892	15,148	0,001
C	0,064	0,401	0,161	0,691
D	1,736	10,907	118,963	0
E	0,128	0,803	0,645	0,429
A <sup>2</sup>	0,060	0,423	0,179	0,675
B <sup>2</sup>	0,168	1,187	1,409	0,245
C <sup>2</sup>	0,260	1,833	3,360	0,077
D <sup>2</sup>	- 0,965	- 6,803	46,281	0
E <sup>2</sup>	0,256	1,804	3,254	0,082
AB	- 0,058	- 0,299	0,089	0,767
AC	- 0,158	- 0,812	0,659	0,423
AD	0,017	0,086	0,007	0,932
AE	0,042	0,214	0,046	0,832
BC	0,075	0,385	0,148	0,703
BD	0,083	0,427	0,182	0,672
BE	- 0,142	- 0,727	0,529	0,473
CD	0,125	0,641	0,411	0,526
CE	- 0,092	- 0,470	0,221	0,642
DE	- 0,192	- 0,983	0,966	0,334
Valeurs critiques		2,052	4,211	

$$R^2 = 0,723$$

$$R = 0,850$$

$$F = 10,162$$

**Tableau A2.31 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction de la DCO soluble des eaux usées PCTM. Modélisation # 6.**

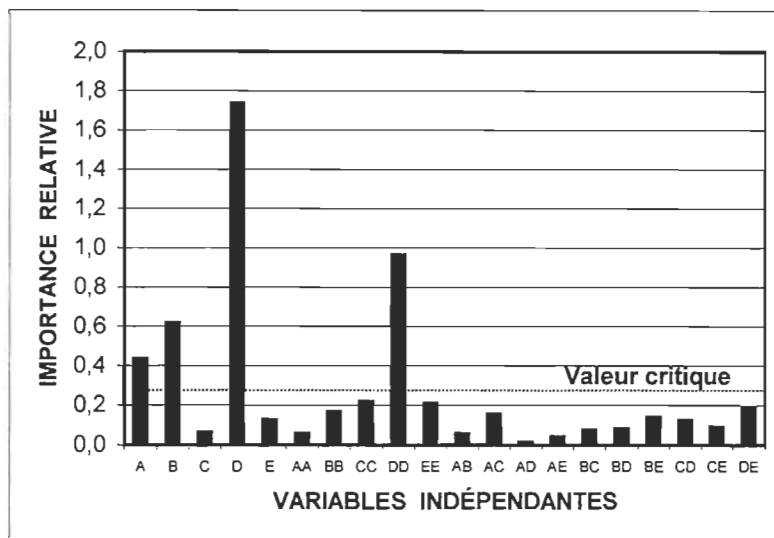
EFFET	COEFFICIENT	T	F	P(2-tail)
Constante	25,20 ± 0,1	131,901	17 398	0
A	- 0,896	- 8,509	72,403	0
B	- 0,985	- 9,353	87,477	0
C	0,026	0,251	0,063	0,804
D	1,463	13,891	192,960	0
E	- 0,018	- 0,172	0,030	0,865
A <sup>2</sup>	0,054	0,571	0,326	0,573
B <sup>2</sup>	0,099	1,059	1,121	0,298
C <sup>2</sup>	0,249	2,658	7,065	0,013
D <sup>2</sup>	0,045	0,482	0,232	0,633
E <sup>2</sup>	0,258	2,747	7,546	0,010
AB	0,148	1,147	1,316	0,261
AC	- 0,019	- 0,145	0,021	0,885
AD	- 0,044	- 0,339	0,115	0,737
AE	- 0,152	- 1,180	1,392	0,248
BC	0,152	1,180	1,392	0,248
BD	0,119	0,921	0,848	0,365
BE	- 0,331	- 2,567	6,590	0,016
CD	0,119	0,921	0,848	0,365
CE	0,110	0,856	0,732	0,399
DE	0,319	2,472	6,111	0,020
<b>Valeurs critiques</b>		<b>2,052</b>	<b>4,211</b>	

$$R^2 = 0,832$$

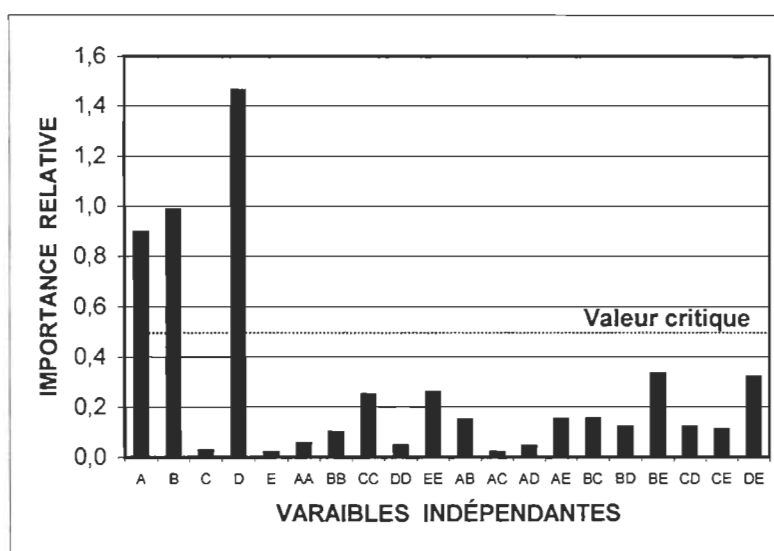
$$R = 0,912$$

$$F = 19,342$$





**Figure A2.48** Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction de la DCO totale des eaux usées PCTM. Modélisation # 6. Valeur critique approximative.



**Figure A2.49** Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction de la DCO soluble des eaux usées PCTM. Modélisation # 6. Valeur critique approximative.

Selon les coefficients de détermination, de 72 à 83 % de la variation observée dans la réduction de la DCO pourrait être justifiée par lesdites équations.

Pour ce qui est de la relation entre les variables indépendantes et les taux de réduction de la DCO, elle est plus complexe que celle observée dans le cas de la réduction de la couleur. L'efficacité du traitement à réduire la DCO totale tend généralement à s'accroître avec toute augmentation de la charge polymérique et avec toute diminution de la température et du pH. Dans le cas de la réduction de la DCO soluble, l'efficacité du traitement tend généralement à s'accroître avec toute augmentation de la charge polymérique et de la vitesse d'agitation et avec toute diminution de la température et du pH. La relation entre le temps de réaction et le taux de réduction de la DCO soluble est légèrement plus complexe. La moins bonne performance est obtenue sous un temps moyen de réaction, i.e., environ 3 minutes, et toute augmentation ou diminution du TRH tend généralement à accroître l'efficacité du traitement.

### 6.3 Réduction de la DBO<sub>5</sub>

Selon les résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction de la DBO<sub>5</sub> totale en fonction des variables indépendantes, il appert que l'ensemble des variables indépendantes aurait un effet significatif sur l'efficacité du traitement à réduire la DBO<sub>5</sub> (Tableau A2.32). Le diagramme de Pareto illustre bien l'importance relative des variables indépendantes et leurs interactions sur la réduction de la DBO<sub>5</sub> totale (Figure A2.50).

Près de 65 % de la variabilité totale observée dans la réduction de la DBO<sub>5</sub> totale pourrait être justifiée par l'équation de prédiction suivante :

$$Y = 42,46 - 2,08 D^2 - 1,82 A^2 - 1,67 E^2 - 1,79 AB - 1,06 C^2 - 1,16 A - 0,78 B^2 + 0,92 CD.$$

**Tableau A2.32 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction de la DBO<sub>5</sub> totale des eaux usées PCTM. Modélisation # 6.**

EFFET	COEFFICIENT	T	F	P(2-tail)
Constante	42,46 ± 5	64,173	4 118	0
A	- 1,156	- 3,181	10,119	0,003
B	- 0,504	- 1,383	1,913	0,177
C	- 0,474	- 1,299	1,687	0,204
D	0,199	0,545	0,297	0,590
E	- 0,299	- 0,819	0,671	0,419
A <sup>2</sup>	- 1,815	- 5,588	31,226	0
B <sup>2</sup>	- 0,778	- 2,394	5,731	0,023
C <sup>2</sup>	- 1,061	- 3,266	10,667	0,003
D <sup>2</sup>	- 2,082	- 6,409	41,075	0
E <sup>2</sup>	- 1,665	- 5,126	26,276	0
AB	- 1,794	- 4,017	16,136	0
AC	0,294	0,658	0,433	0,516
AD	- 0,544	- 1,218	1,484	0,233
AE	- 0,148	- 0,331	0,110	0,743
BC	- 0,260	- 0,583	0,340	0,564
BD	0,703	1,572	2,471	0,127
BE	- 0,394	- 0,882	0,778	0,385
CD	0,915	2,048	4,194	0,050
CE	0,419	0,938	0,880	0,356
DE	0,573	1,283	1,646	0,210
Valeurs critiques		2,052	4,211	

$$R^2 = 0,642$$

$$R = 0,801$$

$$F = 6,996$$

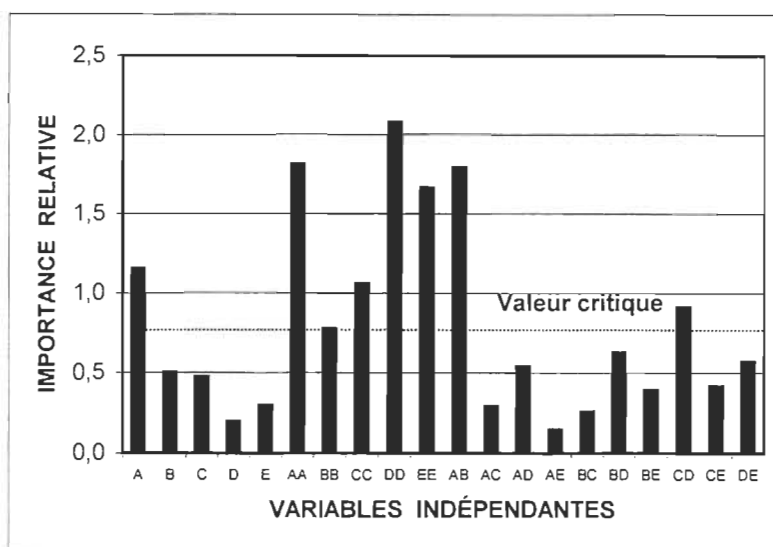


Figure A2.50 Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction de la DBO<sub>5</sub> totale des eaux usées PCTM. Modélisation # 6. Valeur critique approximative.

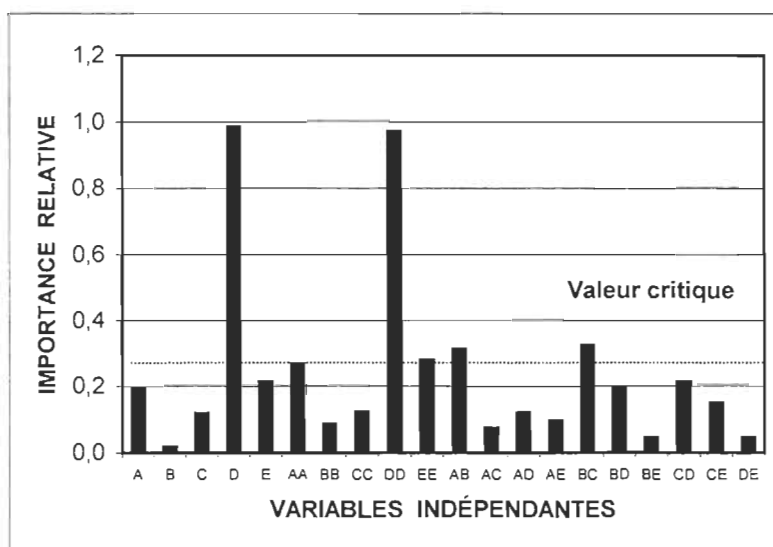


Figure A2.51 Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction du contenu en MES des eaux usées PCTM. Modélisation # 6. Valeur critique approximative.

Le présent modèle de prédiction de la réduction de la DBO<sub>5</sub> totale est plus complexe que celui obtenu antérieurement et son niveau de confiance et ses principales valeurs statistiques sont supérieurs à ceux du modèle antérieur.

Quant à la relation générale entre les variables indépendantes et le taux de réduction de la DBO<sub>5</sub> totale, elle serait relativement simple. L'efficacité du traitement à réduire la DBO<sub>5</sub> tend généralement à s'accroître avec toute augmentation des valeurs expérimentales de la concentration en polymère et de la vitesse d'agitation et toute diminution des valeurs expérimentales de la température, du pH et du temps de réaction.

#### **6.4 Réduction des solides**

Les résultats des analyses de régression multiple de la réduction des solides en fonction des variables indépendantes sont consignés aux tableaux A2.33 à A2.36. Il appert, qu'à l'intervalle de confiance de 95 %, l'ensemble des variables indépendantes aurait un effet signification par leur action direct ou leur interaction sur les taux de réduction du contenu en MES, ST et STV des eaux usées à l'étude. Le taux de réduction du contenu en MVES serait, quant à lui, principalement influencé par la concentration en polymère. Ces importances relatives des variables indépendantes à l'étude sur l'efficacité du traitement à réduire le contenu en solides des eaux usées PCTM sont illustrées dans les diagrammes de Pareto qui suivent (Figures A.2.51 à A2.54).

L'équation de prédiction de la réduction du contenu en MVES, ne contenant que deux termes, est relativement simple, alors l'équation de prédiction de la réduction du contenu en STV est beaucoup plus complexe que celles des réductions du contenu en MES et en ST des eaux usées (Tableau 7.82). Les coefficients de détermination calculés révèlent que de 60 à 75 % de la variabilité totale observée dans les taux de réduction du contenu en solides des eaux usées à l'étude serait justifiée par les équations de prédictions. Le

**Tableau A2.33 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction du contenu en MES des eaux usées PCTM. Modélisation # 6.**

EFFET	COEFFICIENT	T	F	P(2-tail)
Constante	99,72 ± 0,3	477,937	228 424	0
A	0,194	1,691	2,860	0,102
B	- 0,019	- 0,169	0,029	0,867
C	0,119	1,039	1,080	0,307
D	0,986	8,578	73,582	0
E	- 0,225	- 1,957	3,830	0,060
A <sup>2</sup>	- 0,268	- 2,617	6,849	0,014
B <sup>2</sup>	0,086	0,840	0,706	0,408
C <sup>2</sup>	0,124	1,206	1,454	0,238
D <sup>2</sup>	- 0,972	- 9,491	90,079	0
E <sup>2</sup>	- 0,281	- 2,739	7,502	0,010
AB	0,313	2,220	4,928	0,034
AC	0,075	0,533	0,284	0,598
AD	- 0,121	- 0,858	0,736	0,398
AE	0,096	0,681	0,467	0,502
BC	0,325	2,308	5,327	0,028
BD	0,196	1,391	1,935	0,175
BE	- 0,046	- 0,326	0,106	0,747
CD	- 0,275	- 1,953	3,814	0,061
CE	0,150	1,065	1,134	0,296
DE	0,046	0,326	0,106	0,747
Valeurs critiques		2,052	4,211	

$$R^2 = 0,725$$

$$R = 0,851$$

$$F = 10,259$$

**Tableau A2.34 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction du contenu en MVES des eaux usées PCTM. Modélisation # 6.**

EFFET	COEFFICIENT	T	F	P(2-tail)
Constante	99,66 ± 0,3	423,710	179 530	0
A	0,094	0,729	0,531	0,472
B	- 0,067	- 0,514	0,264	0,611
C	0,019	0,150	0,023	0,882
D	0,872	6,730	45,294	0
E	- 0,019	- 0,150	0,023	0,882
A <sup>2</sup>	0,039	0,340	0,116	0,737
B <sup>2</sup>	0,143	1,242	1,543	0,224
C <sup>2</sup>	0,181	1,567	2,456	0,128
D <sup>2</sup>	- 0,948	- 8,211	67,421	0
E <sup>2</sup>	- 0,015	- 0,130	0,017	0,898
AB	0,125	0,788	0,621	0,437
AC	0,058	0,368	0,135	0,716
AD	- 0,067	- 0,420	0,176	0,678
AE	0,063	0,394	0,155	0,697
BC	0,046	0,289	0,084	0,776
BD	0,038	0,236	0,056	0,815
BE	- 0,008	- 0,053	0,003	0,959
CD	- 0,046	- 0,289	0,084	0,775
CE	0,033	0,210	0,044	0,835
DE	0,083	0,525	0,276	0,604
Valeurs critiques		2,052	4,211	

$$R^2 = 0,611$$

$$R = 0,782$$

$$F = 6,112$$

**Tableau A2.35 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction du contenu en ST des eaux usées PCTM. Modélisation # 6.**

EFFET	COEFFICIENT	T	F	P(2-tail)
Constante	20,82 ± 0,1	90,795	8 244	0
A	- 0,525	- 4,155	17,264	0
B	0,556	4,397	19,334	0
C	0,017	0,132	0,017	0,896
D	0,142	1,121	1,257	0,271
E	0,039	0,308	0,095	0,761
A <sup>2</sup>	0,108	0,962	0,925	0,344
B <sup>2</sup>	- 0,767	- 6,809	46,363	0
C <sup>2</sup>	0,158	1,406	1,977	0,170
D <sup>2</sup>	0,083	0,740	0,548	0,465
E <sup>2</sup>	0,275	2,442	5,963	0,021
AB	0,046	0,296	0,088	0,769
AC	- 0,346	- 2,235	4,995	0,033
AD	- 0,333	- 2,154	4,640	0,040
AE	- 0,213	- 1,373	1,885	0,180
BC	- 0,025	- 0,162	0,026	0,873
BD	- 0,104	- 0,673	0,453	0,506
BE	- 0,167	- 1,077	1,160	0,290
CD	- 0,179	- 1,158	1,341	0,256
CE	0,167	1,077	1,160	0,290
DE	- 0,013	- 0,081	0,007	0,936
<b>Valeurs critiques</b>		<b>2,052</b>	<b>4,211</b>	

$$R^2 = 0,591$$

$$R = 0,769$$

$$F = 5,635$$



**Tableau A2.36 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction du contenu en STV des eaux usées PCTM. Modélisation # 6.**

EFFET	COEFFICIENT	T	F	P(2-tail)
Constante	18,44 ± 0,1	34,133	1 165	0
A	- 0,967	- 3,300	10,890	0,003
B	1,811	6,184	38,242	0
C	0,047	0,161	0,026	0,873
D	2,106	7,189	51,682	0
E	0,350	1,195	1,428	0,242
A <sup>2</sup>	- 0,333	- 1,277	1,631	0,212
B <sup>2</sup>	- 1,917	- 7,344	53,934	0
C <sup>2</sup>	0,488	1,868	3,489	0,072
D <sup>2</sup>	- 0,658	- 2,522	6,361	0,017
E <sup>2</sup>	1,142	4,374	19,132	0
AB	- 0,813	- 2,265	5,130	0,031
AC	- 0,588	- 1,638	2,683	0,112
AD	0,188	0,523	0,274	0,605
AE	0,746	2,079	4,322	0,047
BC	- 0,846	- 2,358	5,560	0,025
BD	0,421	1,173	1,376	0,250
BE	0,488	1,359	1,847	0,185
CD	0,504	1,406	1,977	0,171
CE	1,038	2,892	8,364	0,007
DE	- 0,513	- 1,429	2,042	0,164
Valeurs critiques		2,052	4,211	

$$R^2 = 0,742$$

$$R = 0,861$$

$$F = 11,210$$

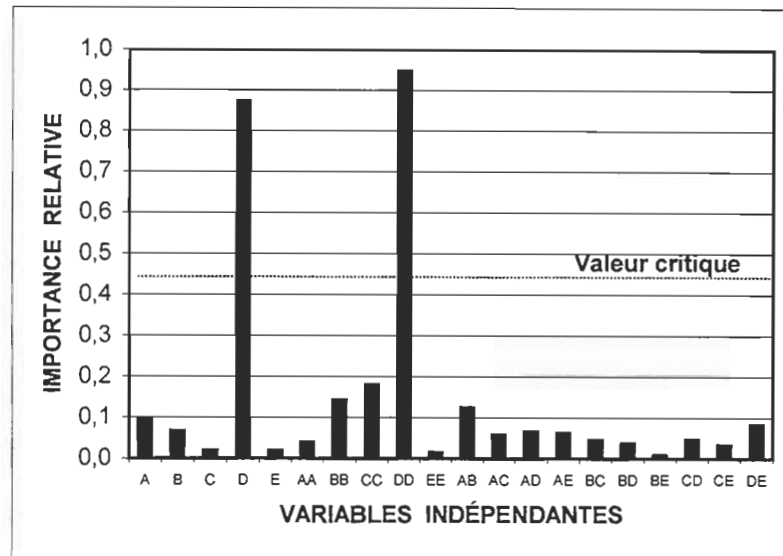


Figure A2.52 Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction du contenu en MVES des eaux usées PCTM. Modélisation # 6. Valeur critique approximative.

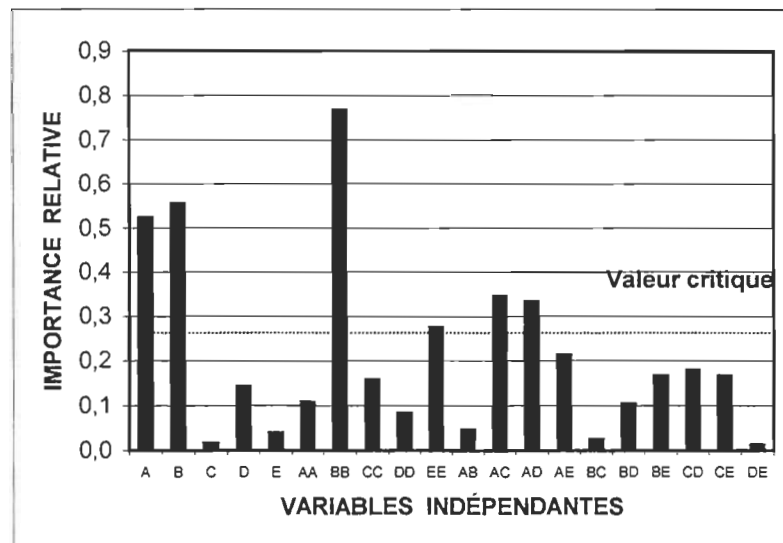


Figure A2.53 Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction du contenu en ST des eaux usées PCTM. Modélisation # 6. Valeur critique approximative.

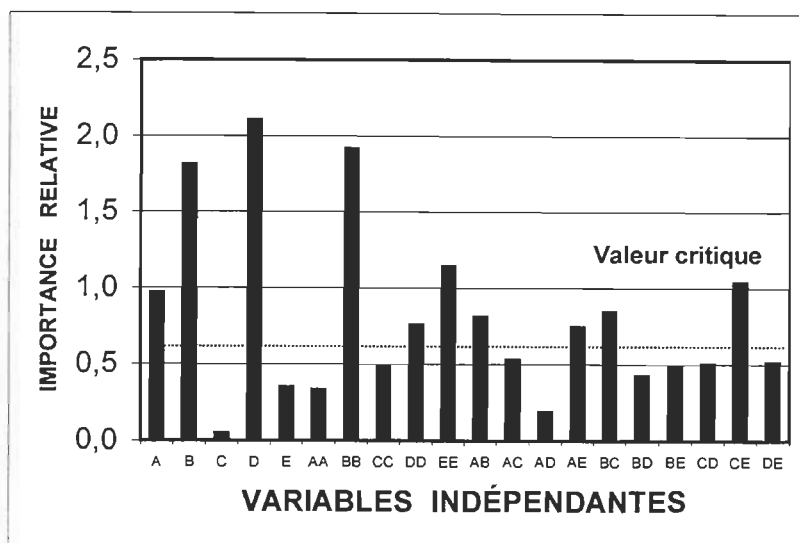


Figure A2.54 Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction du contenu en STV des eaux usées PCTM. Modélisation # 6. Valeur critique approximative.

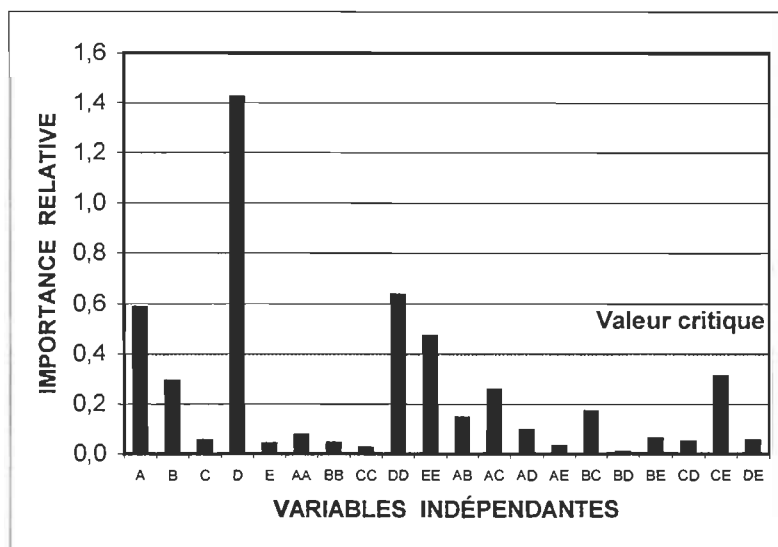


Figure A2.55 Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la réduction du contenu en COT des eaux usées PCTM. Modélisation # 6. Valeur critique approximative.

niveau de confiance dans ces équations tend généralement à s'accroître au fur et à mesure que les équations deviennent de plus en plus complexes.

Les interactions entre les diverses variables indépendantes et les taux de réduction du contenu en solides des eaux usées sont parfois très complexes. Il est ainsi difficile de déterminer de simples tendances générales en ce qui a trait à la relation spécifique entre chaque paire de variables indépendantes et chacune des variables dépendantes. Il serait possible d'analyser chacun des cas, mais ce n'est pas l'objectif de la présente étude.

L'optimisation du traitement pour la meilleure efficacité de réduction d'une variable donnée ne peut également pas être obtenue de l'analyse de chacune des paires d'interactions. On doit considérer l'ensemble des variables indépendantes pour en faire ressortir les meilleures conditions de traitement.

Par exemple pour optimiser le taux de réduction du contenu en ST des eaux usées à l'étude, on détermine, à l'aide de la matrice expérimentale et des résultats expérimentaux, la combinaison de conditions expérimentales ayant généré la meilleure efficacité (cf. Tableau 5.3). Dans le cas présent, la meilleure efficacité a été obtenue sous les conditions expérimentales suivantes :

- **une température expérimentale d'environ 13 °C,**
- **une valeur expérimentale de pH de 2,5,**
- **un temps de réaction expérimental de 4 minutes,**
- **une concentration en polymère d'environ 0,75 g/L et**
- **une vitesse expérimentale d'agitation d'environ 925 RPM.**

## 6.5 Réduction des COT

À l'intervalle de confiance de 95 %, la température, la concentration en polymère et la vitesse d'agitation auraient un effet significatif sur la réduction du

contenu en COT des eaux usées PCTM (Tableau A2.37). L'influence de ces variables sur l'efficacité du traitement à réduire la concentration en COT des eaux usées est bien perceptible sur le diagramme de Pareto (Figure A2.55).

Plus de 60 % de la variabilité totale dans les taux de réduction du contenu des eaux usées en COT pourrait être expliquée par l'équation de prédiction suivante :

$$Y = 40,54 + 1,42 D - 0,63 D^2 - 0,59 A + 0,47 E^2.$$

Pour ce qui est des relations entre les variables indépendantes et la variable dépendante à l'étude, l'efficacité du traitement à réduire le contenu des eaux usées en COT tend généralement à s'accroître lorsque la concentration en polymère et la vitesse d'agitation augmente et lorsque la température diminue.

## 6.6 Production de boues

Le diagramme de Pareto et les résultats de l'analyse de la régression multiple révèlent, qu'à l'intervalle de confiance de 95 %, toutes les variables indépendantes à l'étude ont une action ou interaction significative sur la quantité de boues produites lors du traitement des eaux usées PCTM (Tableau A2.38, Figure A2.56). Il en résulte que l'équation de prédiction est relativement complexe et près de 81 % de la variabilité totale dans le taux de production de boues chimiques pourrait être expliquée par l'équation de prédiction suivante :

$$Y = 1,06 + 0,33 D - 0,10 D^2 + 0,07 CD - 0,06 AB - 0,06 DE + 0,05 C^2 + 0,05 A^2 + 0,04 B^2$$

Le niveau de signification statistique dans ladite équation est de beaucoup supérieur à celui observé pour l'équation de prédiction construite lors de la réalisation de la cinquième étude de modélisation. Les principales valeurs

**Tableau A2.37 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la réduction du contenu en COT des eaux usées PCTM. Modélisation # 6.**

<b>EFFET</b>	<b>COEFFICIENT</b>	<b>t</b>	<b>F</b>	<b>P(2-tail)</b>
<b>Constante</b>	<b>40,54 ± 2</b>	<b>134,163</b>	<b>18 000</b>	<b>0</b>
<b>A</b>	<b>- 0,585</b>	<b>- 3,512</b>	<b>12,334</b>	<b>0,002</b>
<b>B</b>	<b>- 0,290</b>	<b>- 1,743</b>	<b>3,038</b>	<b>0,092</b>
<b>C</b>	<b>0,054</b>	<b>0,325</b>	<b>0,106</b>	<b>0,747</b>
<b>D</b>	<b>1,421</b>	<b>8,534</b>	<b>72,829</b>	<b>0</b>
<b>E</b>	<b>0,040</b>	<b>0,242</b>	<b>0,059</b>	<b>0,811</b>
<b>A<sup>2</sup></b>	<b>- 0,076</b>	<b>- 0,511</b>	<b>0,261</b>	<b>0,613</b>
<b>B<sup>2</sup></b>	<b>- 0,043</b>	<b>- 0,287</b>	<b>0,082</b>	<b>0,776</b>
<b>C<sup>2</sup></b>	<b>0,024</b>	<b>0,163</b>	<b>0,027</b>	<b>0,872</b>
<b>D<sup>2</sup></b>	<b>- 0,634</b>	<b>- 4,274</b>	<b>18,267</b>	<b>0</b>
<b>E<sup>2</sup></b>	<b>0,470</b>	<b>3,168</b>	<b>10,036</b>	<b>0,004</b>
<b>AB</b>	<b>0,144</b>	<b>0,705</b>	<b>0,497</b>	<b>0,487</b>
<b>AC</b>	<b>- 0,256</b>	<b>- 1,257</b>	<b>1,580</b>	<b>0,219</b>
<b>AD</b>	<b>0,094</b>	<b>0,460</b>	<b>0,211</b>	<b>0,649</b>
<b>AE</b>	<b>- 0,031</b>	<b>- 0,153</b>	<b>0,023</b>	<b>0,879</b>
<b>BC</b>	<b>0,169</b>	<b>0,828</b>	<b>0,686</b>	<b>0,415</b>
<b>BD</b>	<b>- 0,006</b>	<b>- 0,031</b>	<b>0,001</b>	<b>0,976</b>
<b>BE</b>	<b>0,060</b>	<b>0,296</b>	<b>0,088</b>	<b>0,769</b>
<b>CD</b>	<b>- 0,048</b>	<b>- 0,235</b>	<b>0,055</b>	<b>0,816</b>
<b>CE</b>	<b>0,310</b>	<b>1,522</b>	<b>2,317</b>	<b>0,139</b>
<b>DE</b>	<b>0,052</b>	<b>0,255</b>	<b>0,065</b>	<b>0,800</b>
<b>Valeurs critiques</b>		<b>2,052</b>	<b>4,211</b>	

$$R^2 = 0,614$$

$$R = 0,784$$

$$F = 6,205$$

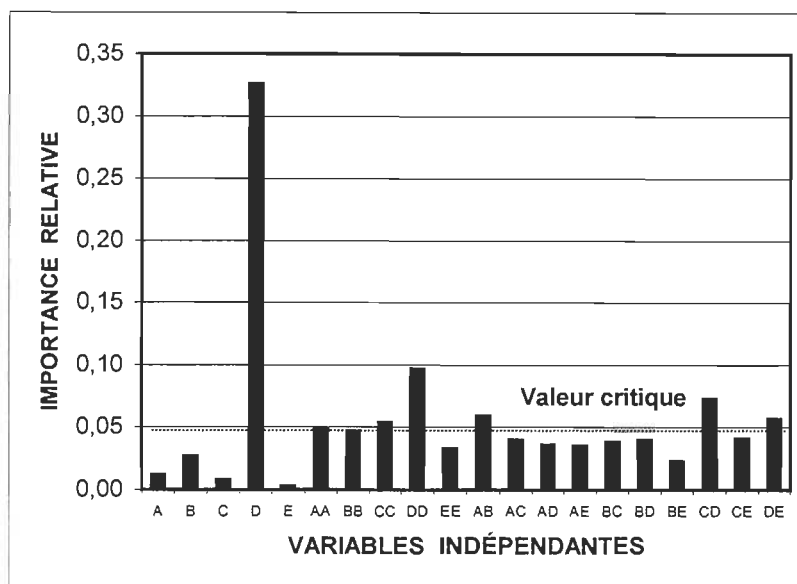
**Tableau A2.38 Résultats de l'analyse de la régression multiple de la production de boues chimiques lors du traitement des eaux usées PCTM. Modélisation # 6.**

EFFET	COEFFICIENT	T	F	P(2-tail)
Constante	1,06 ± 0,001	27,624	763	0
A	- 0,012	- 0,552	0,305	0,585
B	- 0,027	- 1,288	1,659	0,208
C	- 0,008	- 0,355	0,126	0,725
D	0,326	15,445	238,548	0
E	- 0,003	- 0,158	0,025	0,876
A <sup>2</sup>	0,047	2,505	6,275	0,018
B <sup>2</sup>	0,043	2,262	5,117	0,031
C <sup>2</sup>	0,054	2,882	8,306	0,007
D <sup>2</sup>	- 0,097	- 5,150	26,523	0
E <sup>2</sup>	0,033	1,753	3,073	0,090
AB	- 0,059	- 2,286	5,226	0,030
AC	- 0,052	- 2,012	4,048	0,054
AD	- 0,036	-1,384	1,915	0,177
AE	0,035	1,368	1,871	0,182
BC	0,045	1,739	3,024	0,093
BD	0,049	1,884	3,550	0,070
BE	- 0,023	- 0,869	0,775	0,392
CD	0,073	2,833	8,026	0,008
CE	- 0,041	- 1,594	2,541	0,122
DE	- 0,057	- 2,189	4,792	0,037
Valeurs critiques		2,052	4,211	

$$R^2 = 0,808$$

$$R = 0,899$$

$$F = 16,386$$



**Figure A2.56** Diagramme de Pareto de l'importance relative des variables indépendantes sur la production de boues chimiques lors du traitement des eaux usées PCTM. Modélisation # 6. Valeur critique approximative.

statistiques, e.g.,  $R^2$ , R, F, sont ainsi supérieures dans la présente étude.

En ce qui a trait à la relation générale entre la quantité de boues chimique produites lors du traitement et les variables indépendantes, elle est relativement complexe. C'est principalement le cas lorsque l'on tente d'analyser par paire, e.g., BE, CE, l'interaction des variables indépendantes sur la production de boues. D'une façon générale, la production de boues tend généralement à s'accroître avec une augmentation de la charge en polymère et de la vitesse d'agitation et avec une diminution de la température, du pH et du temps de réaction.



**ANNEXE III**

**PRINCIPALES MÉTHODES D'ANALYSE**

## ANNEXE III

### PRINCIPALES MÉTHODES D'ANALYSE

#### 1 Acides gras et résineux (ARG, AG, AR)

##### 1.1 Méthode

« Détermination des acides gras et résiniques dosage par chromatographie en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse après dérivation ». MENVIQ. 88.01 / 414 – Aci. R. 1.3. (Anonyme 1994).

##### 1.2 Limites

Limite de quantification : AG : 5 à 10  $\mu\text{g} / \text{L}$   
AR : 1 à 14  $\mu\text{g} / \text{L}$

Limite de détection : AG : 1,4 à 2,9  $\mu\text{g} / \text{L}$   
AR : 0,3 à 4,0  $\mu\text{g} / \text{L}$

Domaine d'application : 5 à 30  $\mu\text{g} / \text{L}$  ARG (domaine de linéarité)

Justesse : AG : 41 à 64 %  
AR : 15 à 97 %

Récupération : AG : 36 à 59 %  
AR : 3 à 197 %

## **2 Azote & Phosphore**

### **2.1 Méthode**

Électrode à ions spécifiques « Orion 95 –12 Ammonia »

Méthode HACH 8048 (Phosver 3) utilisant un spectrophotomètre UV/Visible DR/4000 (HACH 1995). Longueur d'onde de mesure 890 nm.

### **2.2 Limites**

Domaine d'application : 0,01 à 17 000 ppm NH<sub>3</sub>  
0,01 à 14 000 ppm N  
0 à 2,5 mg / L de PO<sub>4</sub><sup>-3</sup>

### **2.3 Reproductivité**

Reproductivité : ± 2 %

## **3 Composés organiques halogénés adsorbables (COHA)**

### **3.1 Méthode**

« Détermination des composés organiques halogénés adsorbables, méthode de combustion avec bombe calorimétrique suivie d'un dosage par chromatographie ionique ». MENVIQ. 89.11 / 414 – Hal. 1.1 (Anonyme 1994).

### **3.2 Limites**

Limite de détection : 0,8 mg / L de Cl

Limite de quantification : 2,8 mg / L de Cl

Domaine d'application : 2,8 à 40 mg / L de chlorures

### **3.3 Précision**

Précision :  $\pm 2 \%$

### **3.4 Erreur dans le calcul des performances du traitement**

Erreur :  $\pm 6 \%$

## **4 Carbone organique total (COT)**

### **4.1 Méthode**

Analyseur de carbone organique total, DC – 190, Dohrmann, Division Rosemount.

### **4.2 Limites**

Domaine d'application : 0,2 à 50 000 ppm C  
0,08 à 160  $\mu\text{g C}$

### **4.3 Précision**

Précision :  $\pm 0,1 \text{ ppm C}$   
 $\pm 0,04 \mu\text{g C}$

### **4.4 Erreur dans le calcul des performances du traitement**

Erreur :  $\pm 6 \%$

## **5 Couleur apparente et réelle (CA, CR)**

### **5.1 Méthode**

Méthode HACH 8025 (0 à 500 unités PtCo) utilisant un spectrophotomètre UV/Visible DR / 4000 (HACH 1995). Longueur d'onde de mesure 465 nm.

### **5.2 Limites**

Limite de détections : 2 unités PtCo

Domaine d'application : 0 à 500 unités PtCo

### **5.3 Précision**

Précision :  $\pm 0,8 \%$

### **5.4 Erreur dans le calcul des performances du traitement**

Erreur :  $\pm 2,4 \%$

## **6 Demande biochimique en oxygène (DBO totale et soluble)**

### **6.1 Méthode**

« Détermination de la demande biochimique en oxygène (DBO) », Norme H.2, méthode homologuée en octobre 1991, Association Technique des Pâtes et Papiers du Canada (ATPPC) ou «détermination de la demande biochimique en oxygène, méthode électrométrique». MENVIQ. 90.04 / 314 – DBO 1.1 (Anonyme 1994).

## 6.2 Limites

Limite de détection : 1 mg / L O<sub>2</sub>

Limite de quantification : 3 mg / L O<sub>2</sub>

## 6.3 Erreur relative

Erreur relative : ≤ 19 %

Erreur diminue avec une augmentation de la concentration en DBO (19 % à 42 mg/L de DBO et 8 % à 160 mg/L).

Erreur évaluée dans nos laboratoires ~ 4 %.

## 6.4 Erreur dans le calcul des performances du traitement

Erreur : ± 12 %

## 7 Demande chimique en oxygène (DCO totale et soluble)

### 7.1 Méthode

Méthode HACH 8000 utilisant un spectrophotomètre UV/Visible DR / 4000 (HACH 1995). Longueur d'onde de mesure 620 nm.

### 7.2 Limites

Limite de détections : 3 mg / L  
30 mg / L

Domaine d'application : 0 à 1 500 mg /L  
0 à 15 000 mg /L

### 7.3 Précision

Précision :  $\pm 0,2 \%$

### 7.4 Erreur dans le calcul des performances du traitement

Erreur :  $\pm 0,6 \%$

## 8 Matières solides (MES, MVES, SD, SDV, ST, STV)

### 8.1 Méthodes

« Détermination de la teneur en matières solides des effluents des usines de pâtes et papiers », Norme H.1, méthode révisée en août 1993, Association Technique des Pâtes et Papiers du Canada (ATPPC) ou «détermination des matières en suspension totales et volatiles, méthode gravimétrique», MENVIQ. 87.07 / 114 – S.S. 1.2 (Anonyme 1994) et / ou «détermination des matières dissoutes totales et volatiles, méthode gravimétrique», MENVIQ. 91.02 / 114 – S.D. 1.1 (Anonyme 1994).

### 8.2 Limites

Limite de détection : 5 mg / L

Limite de quantification : 10 mg / L

Domaine d'application : 10 à 20 000 mg / L

### 8.3 Erreur relative

Erreur relative : 0,1 à 11 %

Fonction du paramètre et de la concentration.

Erreur est fonction de la concentration en matières en suspension ou dissoutes.

#### **8.4 Erreur dans le calcul des performances du traitement**

Erreur :  $\pm 0,3 \%$



**ANNEXE IV**  
**RAPPEL STATISTIQUE**

## ANNEXE IV

### RAPPEL STATISTIQUE

Rappelons que le design retenu pour réaliser l'étude de l'effet des variables indépendantes ou d'opération sur les variables dépendantes nécessite la réalisation d'un nombre total de 33 essais par série. Les résultats obtenus à chacun des essais résultent de l'effet combiné des cinq variables, chaque variable indépendante présentant cinq niveaux différents (cf. Chapitre 5).

Les essais, ou combinaisons d'effets des variables, sont réalisés selon une matrice générée par les logiciels utilisés. Les résultats alors obtenus sont placés dans ladite matrice et plusieurs analyses statistiques sont réalisées. Lesdites analyses servent à déterminer et à quantifier l'importance relative des variables indépendantes et à la construction des équations de prédiction et de divers graphiques, e.g., diagramme de Pareto, réponse de surface.

Dans les tableaux et les figures, les principaux termes utilisés pour analyser l'effet des variables indépendantes sur les variables dépendantes sont :

- **le coefficient ;**
- **la valeur de P(2-tail) ;**
- **la constante ;**
- **R ou le coefficient de corrélation ;**
- **$R^2$  ou le coefficient de détermination ; et**
- **la valeur de F.**

Ces termes, valeurs ou paramètres seront brièvement décrits selon les versions de divers auteurs (Spiegel 1972, Zar 1974, Schmidt & Launsby 1992).

Le **coefficient** est la valeur ou importance relative de l'influence des effets ou variables indépendantes ou d'opération sur les valeurs dépendantes.

La majorité des logiciels de régression linéaire génère également une valeur **P(2-tail)**, qui représente la probabilité de placer dans le modèle ou l'équation de prédiction un terme statistiquement non-significatif. Elle révèle ainsi le niveau de signification ou de confiance de chacun des termes se rattachant au modèle ou à l'équation. La méthode empirique ou la «règle du pouce» pour P(2-tail) est la suivante :

$P(2\text{-tail}) < 0,05$	le terme est statistiquement significatif, le placer dans le modèle ou l'équation,
$P(2\text{-tail}) > 0,10$	le terme n'est pas significatif, le retirer du modèle ou de l'équation, et
$0,05 < P(2\text{-tail}) < 0,10$	est une zone grise dans laquelle la majorité des chercheurs décideront typiquement de placer le terme dans le modèle ou l'équation de prédiction.

La valeur  $((1-P(2\text{-tail}) \times 100)$  est le niveau de signification ou de confiance. Par exemple, si la valeur de P(2-tail) est de 0,05, l'intervalle de confiance sera de 95 %.

La **constante** est la moyenne des valeurs obtenues pour une variable dépendante donnée.

**R** est le coefficient de corrélation qui mesure la linéarité d'une relation entre deux variables ou facteurs. La valeur de **R** est limitée à l'intervalle (-1, 1)

où  $-1$  indique une corrélation négative parfaite,  $1$  indique une corrélation positive parfaite et  $0$  suppose qu'il n'y a aucune relation linéaire entre  $Y$  et  $X$ .

$R^2$  est le coefficient de détermination. On appelle coefficient de détermination le rapport de la variation expliquée et de la variation totale. Ce rapport est nul si la variation expliquée est nulle, i.e., si la variation totale est totalement résiduelle. Il est égal à  $1$  si la variation résiduelle est nulle, i.e., si la variation totale peut être complètement expliquée. Il exprime la proportion de la variabilité totale de  $Y$  attribuable à la dépendance de  $Y$  sur  $X$ . Il est interprété comme le pourcentage de la variabilité de  $Y$  expliqué par  $X$  ou expliqué par la relation entre  $Y$  et  $X$  exprimé par la droite de régression. Une valeur de  $R^2$  de  $0,780$  indique qu'environ  $78\%$  de la variabilité observée dans la variable  $Y$  serait expliquée par la relation ou régression linéaire entre  $X$  et  $Y$ . Le niveau d'erreur potentielle serait alors de  $22\%$ . Une valeur de  $R^2$  près de zéro révèle que la variable  $X$  a peu d'influence sur la valeur de  $Y$ , alors que pour une valeur près de  $1$ , la variable  $X$  aurait beaucoup d'influence sur la valeur de  $Y$ . Le coefficient de corrélation ( $R$ ) découle directement du coefficient de détermination ( $R^2$ ). La racine carrée de  $R^2$  est ainsi le coefficient de corrélation ( $R$ ). Une valeur de  $R$  près de  $1$  ou de  $-1$  suggère une forte relation entre  $Y$  et  $X$ , alors qu'une valeur près de zéro n'indique aucune relation entre  $Y$  et  $X$ .

L'utilisation de l'analyse de la variance (ANOVA) produit une valeur  $F$  pour chacun des termes entrant dans le modèle ou l'équation de prédiction et une autre valeur pour ladite équation. Cette valeur nous informe sur la pertinence et l'importance à accorder à la variable dépendante étudiée. La valeur critique de  $F$  serait typiquement entre  $4,0$  et  $6,0$  assumant un niveau de confiance de  $95\%$ . Selon la méthode empirique ou «règle du pouce», une valeur de :

$F < 4,0$                       non-signification statistique, terme hors modèle ou équation non significative, et

$F > 6,0$            signification statistique, conserver le terme dans  
l'équation significative, et  
 $4,0 < F < 6,0$  zone grise.

Les régressions multiples produisent généralement pour chaque terme une valeur  $t$ , alors que la valeur  $t^2 = F$ . La même règle du pouce peut ainsi être appliquée à  $t^2$ . La valeur facilite l'évaluation de la signification statistique de chaque paramètre.