

## **Chapitre I: Synthèse bibliographique**

### **I.1. Introduction**

Le développement considérable des activités humaines et industrielles a provoqué une pollution et une utilisation réduite des ressources en eau. Ce problème ne se traite plus à l'échelle locale ou régionale mais il est devenu de dimension mondiale.

Les traitements biologiques des eaux usées sont des méthodes souvent efficaces et peu coûteuses. Ils sont utilisés pour le traitement des eaux usées urbaines, mais aussi de certaines eaux issues du domaine agroalimentaire ou d'autres industries. La principale contrainte d'utilisation systématique de ces méthodes de traitement réside dans la difficulté d'acclimater des bactéries à certains effluents industriels et à leur inhibition par certains composants chimiques. De nombreux procédés sont mis en œuvre, tels que l'osmose inverse, l'oxydation ou la réduction chimique, la dégradation photocatalytique ... Cependant, du fait de la composition très variable de ces eaux et à cause de la complexité de la manipulation des produits chimiques, la plupart de ces méthodes conventionnelles commencent à s'avérer insuffisantes pour un traitement simple et efficace et nécessitant une consommation minimale en réactifs.

La turbidité et la couleur d'une eau sont principalement causées par de fines particules, dites particules colloïdales. Ces particules, qui peuvent rester en suspension dans l'eau durant de très longues périodes, peuvent même traverser un filtre très fin. Par ailleurs, du fait de leur grande stabilité, elles n'ont pas tendance à s'accrocher les unes aux autres.

Pour éliminer ces particules, on a recours aux procédés de coagulation-floculation [1,2]. La coagulation a pour but principal de déstabiliser les particules en suspension, c'est-à-dire de faciliter leur agglomération. En pratique, ce procédé est caractérisé par l'injection et la dispersion de produits chimiques (coagulants). La floculation a pour but de favoriser, à l'aide d'un mélange lent, les contacts entre les particules déstabilisées après l'ajout d'un floculant. Ces particules s'agglutinent pour former un floc qu'on pourra facilement éliminer par décantation.

### **I.2. Pollution des eaux**

La pollution ou la contamination de l'eau peut être définie comme la dégradation de celle-ci en modifiant ses propriétés physiques, chimiques et biologiques; par des déversements, rejets,

dépôts directs ou indirects de corps étrangers ou de matières indésirables, telles que, les microorganismes, les produits toxiques et les déchets industriels.

Ces substances polluantes peuvent avoir différentes origines :

- Urbaine (activités domestiques, eaux d'égout, eaux de cuisine ...)
- Agricole (engrais, pesticides)
- Industrielle (chimie - pharmacie, pétrochimie, raffinage, textile ...).

La pollution est directement liée aux activités industrielles et agricoles. Nous nous intéressons aux rejets liquides transportés par l'eau, appelés couramment les eaux résiduaires industrielles transportant en général divers produits hautement toxiques avec des taux très élevés.

### **I.3. Définition des eaux résiduaires industrielles**

Ce sont tous les effluents ou rejets industriels obtenus lors de l'extraction et de la transformation des matières premières en produits industriels. Les eaux de rejets des services généraux des industries (sanitaire et cuisine) sont considérées également comme des eaux résiduaires industrielles (ERI) [3,4].

### **I.4. Origine des polluants et types de pollutions industrielles**

Les eaux résiduaires industrielles sont spécifiques par leur volume et leur composition. On distingue trois types de pollution.

#### ***I.4.1. Pollution physique***

C'est une pollution due aux agents physiques (tout élément solide entraîné par l'eau), elle est d'origine domestique, essentiellement industrielle. On peut la répartir en trois classes: mécanique, thermique et radioactive [4,5].

##### ***I.4.1.1. Pollution mécanique***

Elle résulte des décharges de déchets et de particules solides apportés par les ERI, ainsi que les eaux de ruissellement. Ces polluants sont soit les éléments grossiers soit du sable ou bien les matières en suspension (MES).

##### ***I.4.1.2. Pollution thermique***

Les eaux rejetées par les usines utilisant un circuit de refroidissement de certaines installations (centrales thermiques, nucléaires, raffineries, aciéries..) ont une température de l'ordre de 70 à 80 °C. Elle diminue jusqu' à 40 ou 45 °C lorsqu'elle contacte les eaux des milieux aquatiques entraînant un réchauffement de l'eau, qui influe sur la solubilité de l'oxygène.

En outre tout changement de température cause des effets significatifs sur la survie des organismes aquatiques. Un abaissement important de température ralenti la plupart des réactions chimiques vitales, voire les arrêter. Au contraire, des augmentations de température peuvent tuer certaines espèces, mais également favoriser le développement d'autres organismes causant ainsi un déséquilibre écologique [4-6].

#### ***1.4.1.3. Pollution radioactive***

C'est celle occasionnée par une éventuelle radioactivité artificielle des rejets qui trouvent leur source dans l'utilisation de l'énergie nucléaire sous toutes ses formes (installations et centrales d'exploitation de mine d'uranium, traitement des déchets radioactifs). Les éléments radioactifs s'incorporent dans les molécules des organismes vivants. Plus on s'élève dans la chaîne alimentaire plus les organismes sont sensibles aux rayonnements [4-6].

#### ***1.4.2. Pollution chimique***

Elle résulte des rejets chimiques, essentiellement d'origine industrielle. La pollution chimique des eaux est regroupée dans deux catégories :

- Organiques (hydrocarbures, pesticides, détergents, phénols ...)
- Minérales (métaux lourds, cyanure, azote, phosphore...).

##### ***1.4.2.1. Pollution organique***

C'est l'ensemble des effluents chargés de matières organiques fermentescibles (biodégradables), fournis par les industries alimentaires et agroalimentaires (laiteries, abattoirs, sucreries...). Ils provoquent une consommation d'oxygène dissous de ces eaux, en entraînant la mort des poissons par asphyxie et le développement (dépôts de matières organiques au fonds des rivières) de fermentation anaérobie (putréfaction) génératrices de nuisances olfactives [6,7].

##### ***a. Hydrocarbures***

La pollution par les hydrocarbures résulte de plusieurs activités liées à l'extraction du pétrole, à son transport et en aval à l'utilisation de produits finis (carburants et lubrifiants), ainsi qu'aux rejets effectués par les navires (marées noires). Les effets des hydrocarbures dans le milieu marin sont considérables. Ils dépendent largement de leur composition.

En fait leurs activités peuvent s'exercer selon plusieurs modalités très différentes [5,8].

- **Toxicité aigüe:** elle s'exerce sur l'ensemble des êtres vivants du milieu (végétaux, animaux ou bactéries) provoquant des disparitions immédiate des poissons s'effectuent par colmatage des bronchites. Les oiseaux sont également tués en masses par engluage des plumes. On n'estime que 150 000 à 400 000 le nombre d'oiseaux tués annuellement par les hydrocarbures [8].

• **Toxicité à long terme:** les hydrocarbures ou les produits de dégradation, peuvent être accumulés par les différents organismes marins, après leur ingestion, leurs effets peuvent s'étaler sur des périodes très longues. Ce danger est évidemment plus grave lorsqu'il s'agit des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HPA) cancérigènes (méthyle chlorolanthrène, benzanthracènes, benzbopyrènes). Ils sont repris par les chaînes alimentaires et concentrées jusqu'à des taux très élevés. On imagine le danger que peut présenter ce phénomène pour le consommateur humain [8].

### ***b. Phénols***

Ils désignent un ensemble de composés hydroxylés du benzène. La présence du phénol dans l'eau a pour origine les polluants industriels (usine chimique, cokeries, industries pétrochimique, raffineries...), ainsi que les revêtements bitumeux des canalisations et des réservoirs, la décomposition des produits végétaux et la dégradation des pesticides. Ces produits s'oxydent faiblement, se fixent peu, se filtrent facilement et ils sont souvent biodégradables; alors ils ne se trouvent qu'en faible quantité. Leur inconvénient principal est qu'ils donnent à l'eau un goût extrêmement désagréable et très persistant marqué de chlorophénol lorsqu'ils sont en présence de chlore. Les poissons, accumulent les phénols jusqu'à 30 mg/kg, ils sont alors impropres à la consommation. Les phénols peuvent être séparés des eaux résiduaires par extraction liquide-liquide, oxydé par le chlore ou l'ozone ou bien détruits par un traitement biologique [9].

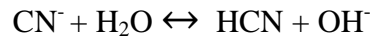
### ***I.4.2.2. Pollution minérale***

#### ***a. Métaux lourds***

La présence des métaux lourds dans l'eau, l'atmosphère et par conséquent la chaîne alimentaire est le cas le plus intéressant parmi les problèmes posés à la pollution. Par ordre décroissant de toxicité spécifique. Les métaux sont classés comme suit:  $Hg < Cr < Ti < Cu < Co < Ni < Pb < Zn$ . Les métaux lourds sont susceptibles d'être métabolisés et concentrés par les organismes vivants et mis en circulation dans la chaîne alimentaire ou leur toxicité augmente. L'irréversibilité de cette pollution est préoccupante du fait qu'il est impossible de les récupérer, une fois dissipé dans la nature [5,10].

#### ***b. Cyanure***

Les cyanures, c'est un poison à action rapide qui peut se rencontrer sous plusieurs formes, y compris les formes gazeuses, liquides et solides. Bien que les cyanures se rencontrent naturellement dans beaucoup d'aliments et de plantes. L'industrie rejette d'autres composés cyanogènes (installation de cyanuration, galvanoplastie, traitement de minerais...). L'ion  $CN^-$  est toxique en raison de l'acide cyanhydrique qui se produit en présence d'eau selon l'équilibre :



### ***c. Pollution d'azote***

Les activités industrielles, peuvent être à l'origine des rejets plus ou moins riche en azote (élément nutritif) issu des fabrications d'engrais, des cokeries, et des industries chimiques et agroalimentaires [2]. L'azote existe sous deux formes: la forme réduite qui regroupe l'azote ammoniacal ( $\text{NH}_3$  OU  $\text{NH}_4^+$ ) et l'azote organique (protéine, créatine, acide urique). Plus une forme oxydée en ions nitrites ( $\text{NO}_2^-$ ) et nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ).

### ***d. Pollution par le phosphore***

Le phosphore a pour origine les industries du traitement de surfaces des métaux, les laveries industrielles des fabrications, d'engrais agroalimentaire [9]. Comme l'azote, le phosphore est un élément nutritif, il est à l'origine du phénomène d'eutrophisation c'est-à-dire la prolifération excessive d'algues et de plancton dans les milieux aquatiques [6].

### ***I.4.3. Pollution microbiologique***

L'eau peut contenir des microorganismes pathogènes (virus, bactéries, parasites) ; ils sont dangereux pour la santé humaine, et limitent donc les usages que l'on peut faire de l'eau (industrie, utilisation domestique...) [11].

## **I.5. Paramètres de mesure de la pollution**

L'estimation de la pollution industrielle est un problème complexe et délicat qui fait appel à des dosages, et des tests de différents paramètres servant à caractériser de manière la pollution présente dans les effluents [4,11]. Parmi ces paramètres on cite les plus importants :

### ***I.5.1. Paramètres organoleptiques***

#### ***a. Couleur***

La couleur des ERI est en général grise, signe de présence de matières organiques dissoutes, de matières en suspension (MES), du fer ferrique précipité à l'état d'hydroxyde colloïdal, du fer ferreux lié à des complexes organiques et de divers colloïdes [3,11].

#### ***b. Odeur***

Les ERI se caractérisent par une odeur de moisi. Toute odeur est signe de pollution qui est due à la présence de matières organiques en décomposition [11].

### ***I.5.2. Paramètres physiques***

#### ***a. Température***

Elle joue un rôle important dans la solubilité des sels et surtout des gaz (en particulier O<sub>2</sub>) dans l'eau ainsi que, la détermination du pH et la vitesse des réactions chimiques. La température agit aussi comme facteur physiologique sur le métabolisme de croissance des microorganismes vivants dans l'eau [11-13].

#### ***b. Potentiel d'hydrogène (pH)***

Sa valeur caractérise un grand nombre d'équilibre physicochimique. La valeur du pH altère la croissance des microorganismes existant dans l'eau (leur gamme de croissance est comprise entre 5 et 9) [4,14].

#### ***c. Turbidité***

Elle caractérise le degré de non transparence de l'eau, elle traduit la présence des MES. Elle est exprimée en NTU (Nephelometric Turbidity Unit) [13].

#### ***d. Matières en suspension (MES)***

Ce paramètre exprimé en mg/L correspond à la pollution insoluble particulière, c'est-à-dire la totalité des particules solides véhiculées par les ERI. Mesuré par peser après filtration ou centrifugation et séchage à 105°C. Les procédés de séparation par filtration font appel, soit à des disques en fibres de verre, soit à des couches d'amiante. La méthode par centrifugation est plus particulièrement réservée au cas où les méthodes par filtration ne sont pas applicables par suite d'un risque élevé de colmatage des filtres [13].

### ***I.5.3. Paramètres chimiques***

#### ***a. Demande chimique en oxygène (DCO)***

C'est la mesure de la quantité d'oxygène nécessaire qui correspond à la quantité des matières oxydables par oxygène renfermé dans un effluent. Elle représente la plus part des composés organiques (détergents, matières fécales). Elle est mesurée par la consommation d'oxygène par une solution de dichromate de potassium en milieu sulfurique en présence de sulfate d'argent et de sulfate de mercure II (complexant des chlorures), à chaud pendant deux heures [7,9,13-15].

#### ***b. Demande biologique en oxygène (DBO<sub>5</sub>)***

Elle exprime la quantité d'oxygène nécessaire à la destruction ou à la dégradation des matières organiques par les microorganismes du milieu. Mesurée par la consommation d'oxygène à 20°C à l'obscurité pendant 5 jours d'incubation d'un échantillon préalablementensemencé, temps qui

assure l'oxydation biologique des matières organiques carbonées. L'épuration biologique aérobie complète d'une ERI exige en fait un temps de 21 jours (DBO 21 dite ultime) nécessaire pour l'oxydation des composés azotés biodégradables, ou de 28 jours sinon 35 jours, qui représentent le temps de dégradation de certaines familles d'hydrocarbures. Le rapport DCO/DBO<sub>5</sub> est l'indice de la biodégradabilité d'une eau. Pour qu'une pollution soit dégradable le rapport doit être inférieur à 2.5 [3,9,15]. La moyenne pondérée de la DCO et de la DBO mesurée après décantation pendant 2h suivant la formule:  $(\text{DCO} + 2 \text{ DBO}_5) / 3$  correspond aux matières oxydables (MO) [6].

#### **c. Carbone total organique (COT)**

Il détermine des propriétés variables du carbone organique dissous et particulaire, du carbone organique provenant de substances volatils et du carbone minéral dissous. Sa mesure est réalisée par un analyseur de CO<sub>2</sub> à infrarouge après combustion catalytique à haute température de l'échantillon [3,8,12].

#### **d. Azote total (N<sub>T</sub>)**

Exprimé en mg/L, ce paramètre devient de plus en plus important. Sa valeur globale dans les ERI recouvre toutes les formes déjà citées. C'est la somme d'azote des formes réduites (organiques et ammoniacal) appelé azote de Kjeldahl et l'azote des formes oxydées (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) [3,4].

#### **e. Phosphore total (P<sub>T</sub>)**

Le phosphore se trouve dans les ERI sous formes de :

- orthophosphate, soluble PO<sub>4</sub>H<sub>2</sub><sup>-</sup>
- polyphosphate qui a tendance à s'hydrolyser en orthophosphate;
- phosphore non dissous.

La somme de ces diverses formes constitue le phosphore total, dont chaque forme peut être mesurée indépendamment des autres par spectrométrie [3].

### **I.5.4. Autres paramètres**

#### **a. Hydrocarbures**

La mesure des hydrocarbures dans les ERI constitue une opération souvent délicate. En effet, l'échantillonnage est fréquemment hasardeux, particulièrement lorsque les ERI ne sont pas prélevées dans un réseau sous pression ou quand elles sont très chargées d'huiles. Par ailleurs, les valeurs obtenues lors du dosage réalisé sur un même échantillon est selon la méthode utilisée, car celles-ci se rapportent alors à la détection partielle ou totale de composés différents [14].

## **b. Micropolluants**

Le terme micropolluant désigne un ensemble de substance qui, en raison de leur toxicité, de leur persistance et de leur bioaccumulation sont de nature à engendrer des nuisances même lorsqu'elles sont rejetées en très faibles quantités [14].

Les principaux micropolluants sont :

- Certains métaux lourds et métalloïdes (Cd, Pb, Cr, Cu, Hg ...);
- Composés phénoliques, organohalogéniques , organophosphorés, huiles minérales, Hydrocarbures aromatiques polycycliques;
- Certains dérivés nitrés [15].

## **I.6. Les colorants textiles**

### ***I.6.1. Historique des colorants***

Depuis le début de l'humanité, les colorants ont été appliqués dans pratiquement toutes les sphères de notre vie quotidienne pour la peinture et la teinture du papier, de la peau et des vêtements, etc. Jusqu'à la moitié du 19<sup>ème</sup> siècle, les colorants appliqués étaient d'origine naturelle. Des pigments inorganiques tels que l'oxyde de manganèse, l'hématite et l'ancre étaient utilisés. Par ailleurs, des colorants naturels organiques ont été appliqués, surtout dans l'industrie de textile. Ces colorants sont tous des composés aromatiques qui proviennent essentiellement des plantes, tel que l'alizarine et l'indigo.

L'industrie des colorants synthétiques est née en 1856 quand le chimiste anglais *W.H. Perkin*, dans une tentative de synthèse de la quinine artificielle pour soigner la malaria, a obtenu la première matière colorante synthétique qu'il appela "mauve" (aniline, colorant basique). *Perkin* a breveté son invention et a installé une chaîne de production, qui serait bientôt suivie par d'autres. De nouveaux colorants synthétiques commencent à paraître sur le marché. Ce processus a été stimulé par la découverte de la structure moléculaire du benzène en 1865 par *Kékulé*. En conséquence, au début du 20<sup>ème</sup> siècle, les colorants synthétiques ont presque complètement supplantés les colorants naturels [16]. La production mondiale des colorants synthétiques est estimée à 800 000 tonnes/an [17].

D'après le rapport publié en 2002 par le centre d'activités régionales pour la production propre (CAR/PP), l'Algérie est dotée de 39 entreprises dans le secteur de textile, et y consomme 40.12 tonnes de colorants et pigments/an, 16356 t/an de matière auxiliaires et une quantité d'eau dépassant 4.8 million t/an. Ce qui génère des rejets volumineux et chargés. Cependant, selon les données publiées par la même référence, 30 % des industries correspondant aux sous-secteurs



textiles de la teinture, du finissage et de l'impression possèdent des stations d'épuration des eaux résiduaires et 70 % réalisent le rejet sans épuration préalable [18].

On dénombre environ 8000 colorants synthétiques chimiquement différents, répertoriés dans l'indice de couleur (Color Index) [19] sous 40000 dénominations commerciales. Chaque colorant y est classé sous un nom de code indiquant sa classe, sa nuance ainsi qu'un numéro d'ordre (par exemple : *CI Acid Red 336*).

### I.6.2. Classification des colorants

Tous les composés aromatiques absorbent l'énergie électromagnétique mais seulement ceux qui ont la capacité d'absorber les rayonnements lumineux dans le spectre visible (de 380 à 750 nm) sont colorés. En outre, les colorants consistent en un assemblage de groupes chromophores (groupes aromatiques conjugués (liaison  $\pi$ ), comportant des liaisons non liantes (électron  $n$ ) ou des complexes de métaux de transition), auxochromes et de structures aromatiques conjuguées (cycles benzéniques, anthracène, perylène, etc.). Lorsque le nombre de noyau aromatique augmente, la conjugaison des doubles liaisons s'accroît et le système conjugué s'élargit. L'énergie des liaisons  $\pi$  diminue tandis que l'activité des électrons  $\pi$  ou  $n$  augmente et produit un déplacement vers les grandes longueurs d'onde. De même, lorsqu'un groupe auxochrome donneur d'électrons (amino, hydroxy, alkoxy,...) est placé sur un système aromatique conjugué, ce groupe se joint à la conjugaison du système p, la molécule absorbe dans les grandes longueurs d'onde et donne des couleurs plus foncées [20]. Les chromophores et auxochromes habituels sont résumés dans le tableau (I.1) [21].

**Tableau I.1 : Principaux groupes chromophores et auxochromes, classés par intensité croissante**

Groupements chromophores	Groupements auxochromes
Azo (-N=N-)	Amino (-NH <sub>2</sub> )
Nitroso (-NO ou -N-OH)	Méthylamino (-NHCH <sub>3</sub> )
Carbonyl (=C=O)	Diméthylamino (-N(CH <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> )
Vinyl (-C=C-)	Hydroxyl (-HO)
Nitro (-NO <sub>2</sub> ou =NO-OH)	Alkoxy (-OR)
Sulphure (>C=S)	Groupements donneurs d'électrons

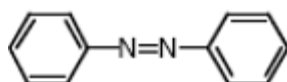
La classification des colorants peut être faite selon leur constitution chimique (colorants azoïques, anthra-quinoniques, indigoïdes, etc.) ou selon le domaine d'application.

### ***I.6.2.1. Classification selon la constitution chimique***

Le classement des colorants selon leur structure chimique repose sur la nature du groupe chromophore (tableau I.1) [21].

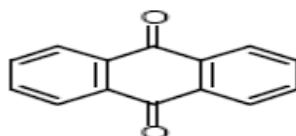
#### ***a. Les colorants azoïques***

Les colorants "azoïques" sont caractérisés par le groupe fonctionnel azo ( $-N=N-$ ) unissant deux groupements alkyles ou aryles identiques ou non (azoïque symétrique et dissymétrique). Ces structures qui reposent généralement sur le squelette de l'azobenzène, sont des systèmes aromatiques ou pseudo aromatiques liés par un groupe chromophoreaze.



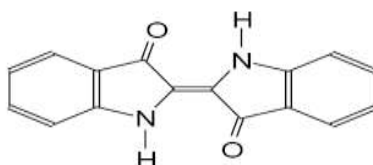
#### ***b. Les colorants anthraquinoniques***

D'un point de vue commercial, ces colorants sont les plus importants après les colorants azoïques. Leur formule générale dérivée de l'anthracène montre que le chromophore est un noyau quiconque sur lequel peuvent s'attacher des groupes hydroxyles ou amines.



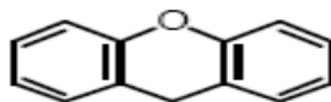
#### ***c. Les colorants indigoïdes***

Ils tirent leur appellation de l'Indigo dont ils dérivent. Ainsi, les homologues sélénié, soufré et oxygéné du Bleu Indigo provoquent d'importants effets hypsochromes avec des coloris pouvant aller de l'orange au turquoise.



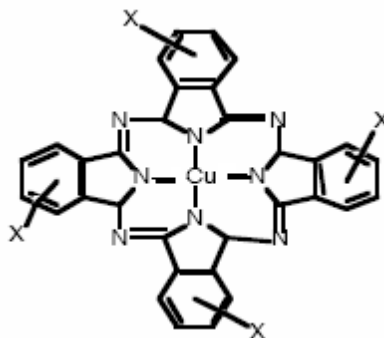
#### *d. Les colorants xanthènes*

Ces colorants sont dotés d'une intense fluorescence. Le composé le plus connu est la fluorescéine. Peu utilisé en tant que teinture, leur faculté de marqueurs lors d'accident maritime ou de traceurs d'écoulement pour des rivières souterraines est malgré tout bien établie.



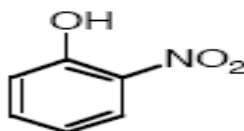
#### *e. Les phtalocyanines*

Ils ont une structure complexe basée sur l'atome central de cuivre. Les colorants de ce groupe sont obtenus par réaction du dicyanobenzène en présence d'un halogénure métallique (Cu, Ni, Co, Pt, etc.).



#### *f. Les colorants nitrés et nitrosés*

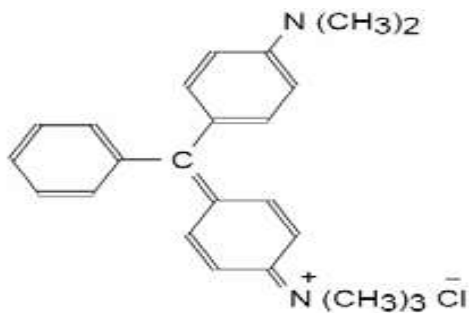
Ces colorants forment une classe très limitée en nombre et relativement ancienne. Ils sont actuellement encore utilisés, du fait de leur prix très modéré lié à la simplicité de leur structure moléculaire caractérisée par la présence d'un groupe nitro ( $-\text{NO}_2$ ) en position ortho d'un groupement électrodonneur (hydroxyle ou groupes aminés).



#### *g. Les colorants triphénylméthanés*

Les triphénylméthanés sont des dérivés du méthane pour lesquels les atomes d'hydrogène sont remplacés par des groupes phényles substitués dont au moins un est porteur d'un atome d'oxygène ou d'azote en para vis-à-vis du carbone méthanique. Le triphénylméthane et ses

homologues constituent les hydrocarbures fondamentaux d'où dérivent toute une série de matières colorantes. Exemple : C.I. Basic Green 4.



### I.6.3. Les colorants et leurs impacts environnementaux

Beaucoup de colorants sont visibles dans l'eau même à de très faibles concentrations ( $< 1 \text{ mg/L}$ ). Ainsi, ils contribuent aux problèmes de pollution liés à la génération d'une quantité considérable d'eau usée contenant des colorants résiduels [17]. Le rejet de ces eaux résiduelles dans l'écosystème est une source dramatique de pollution, d'eutrophisation et de perturbation non esthétique dans la vie aquatique et par conséquent présente un danger potentiel de bioaccumulation qui peut affecter l'homme par transport à travers la chaîne alimentaire.

#### a. Bio-accumulation

Si un organisme ne dispose pas de mécanismes spécifiques, soit pour empêcher la résorption d'une substance, soit pour l'éliminer une fois qu'elle est absorbée, alors cette substance s'accumule. Les espèces qui se trouvent à l'extrémité supérieure de la chaîne alimentaire, y compris l'homme, se retrouvent exposées à des teneurs en substances toxiques pouvant aller jusqu'à cent mille fois plus élevées que les concentrations initiales dans l'eau (illustration du phénomène de bioaccumulation d'insecticides, Figure I.1).

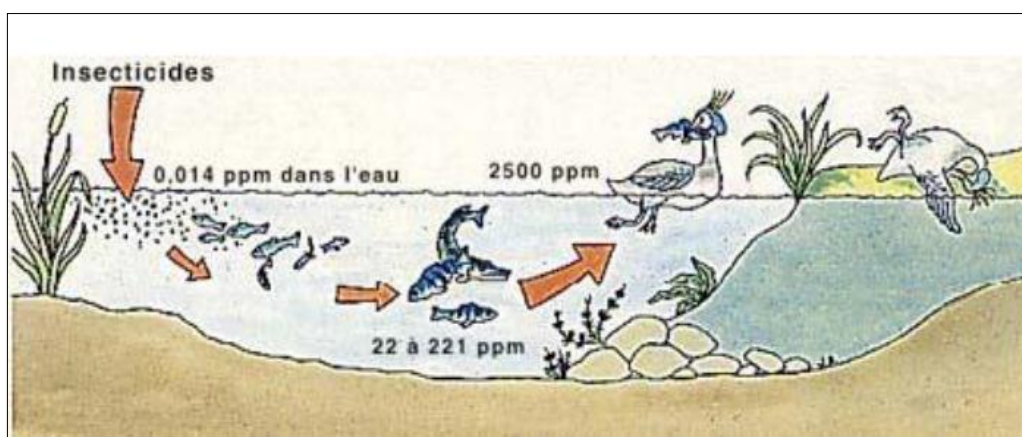


Figure I.1. Conséquences de la bioaccumulation après déversement de substances toxiques (insecticides) dans un cours d'eau [22]

### **b. Toxicité des colorants**

La toxicité des différents types de colorants (mortalité, effet mutagénique et cancérigène) a été étudiée par plusieurs travaux de recherche aussi bien sur des organismes aquatiques (poisson, algue, bactéries, etc.) que sur les mammifères. En outre, des recherches ont été effectuées pour étudier l'effet des colorants sur l'activité des bactéries aérobies et anaérobies dans des systèmes de traitement des eaux résiduaires.

Des études faites sur divers colorants commerciaux ont démontré que les colorants basiques sont les plus toxiques pour les algues [24,25]. Ce résultat a été prouvé par le test de mortalité des poissons effectués sur 3000 colorants commerciaux où il s'est avéré que les colorants basiques, et plus particulièrement ceux de la famille de triphénylméthane sont les plus toxiques. Par ailleurs, les poissons semblent être relativement sensibles aux colorants acides [26].

D'autre part, la mortalité examinée avec des rats a montré que seulement 1% sur 4461 colorants commerciaux présentent des valeurs de  $DL_{50}$  (*Les lettres DL désignent la « dose létale ». La  $DL_{50}$  est la quantité d'une matière, administrée en une seule fois, qui cause la mort de 50 % d'un groupe d'animaux d'essai. La  $DL_{50}$  est une façon de mesurer le potentiel toxique à court terme (toxicité aiguë) d'une matière*) au-dessous du poids corporel de 250 mg/kg. Par conséquent, la chance de la mortalité humaine due à la toxicité aiguë de colorant est probablement très basse. Cependant, il faut sensibiliser l'être humain quant à l'utilisation de certains colorants. En effet, il a été prouvé que quelques colorants dispersés peuvent causer des réactions allergiques, dermatologiques, etc. [27]. Par ailleurs, l'effet d'exposition des ouvriers dans l'industrie de textile aux colorants a suscité l'attention. Par conséquent, il s'est avéré que l'augmentation du nombre de cancers de la vessie observés chez des ouvriers de l'industrie textile, est reliée à leur exposition prolongée aux colorants azoïques.

La plupart des colorants azoïques ne sont pas initialement toxiques, excepté ceux à groupement amine libre [28]. Cependant, la réduction de ces colorants (rupture de la liaison azoïque) génère la formation des amines aromatiques qui sont connues mutagéniques et cancérigènes.

En revanche, la toxicité des amines aromatiques est fortement liée à la structure spatiale de la molécule ou, en d'autres termes, à la position des groupes aminés. Par exemple, le (2-naphtylamine) est cancérigène, par contre le (1-naphtylamine) est beaucoup moins toxique que le premier [29]. La toxicité des colorants azoïques dépend ainsi de la nature et de la position des substituants. Elle est accrue par la présence de substituants sur le noyau aromatique notamment des groupes nitro ( $-NO_2$ ) et halogènes (particulièrement Cl). Cependant, la substitution avec des groupes carboxyliques ou sulfonates diminue la toxicité [30].

Des travaux de recherche faisant objet l'étude de l'effet mutagénique et cancérigène des amines aromatiques sulfonées, ont montré qu'ils ne présentent aucun ou un très faible effet génotoxique et cancérigène, contrairement à leurs analogues non sulfonés [31].

En raison des effets mentionnés ci-dessus, il est clair que les colorants, essentiellement les azoïques, ne devraient pas envahir notre environnement. Par conséquent, il est nécessaire de traiter les eaux résiduaires chargées de colorants jusqu'à leur minéralisation totale.

#### ***1.6.4. Législation sur l'environnement***

La protection de l'environnement est devenue ainsi un enjeu économique et politique majeur. Tous les pays du monde sont concernés par la sauvegarde des ressources en eau douce, soit parce qu'ils manquent d'eau, soit parce qu'ils la polluent.

La législation sur les rejets d'eaux résiduaires devient de plus en plus stricte. L'Algérie est dotée d'une réglementation (06-141) sur les rejets d'effluents textiles dans le milieu hydrique. Le tableau (I.2) précise les limites réglementaires de ces rejets.

**Tableau I.2 : Valeurs limites des paramètres de rejets d'effluents textiles**

<b>Paramètres</b>	<b>Unité</b>	<b>Valeurs limites</b>	<b>Tolérance aux valeurs limites anciennes installations</b>
Température	°C	30	35
pH	/	6.5 – 8.5	6 - 9
DBO <sub>5</sub>	mg/L	150	200
DCO	-	250	300
Matières décantables	-	0.4	0.5
Matières non dissoutes	-	30	40
Oxydabilité	-	100	120
Permanganate	-	20	25

**N.B.** L'oxydabilité est l'aptitude d'un solvant à se combiner à l'oxygène.

#### ***1.6.5. Procédés de traitement des eaux colorées***

##### ***1.6.5.1. Introduction***

Comme nous l'avons vu précédemment, une quantité plus au moins importante de colorant est dégagée dans les eaux de rejets sans aucun traitement préalable ou par manque d'affinité avec les surfaces à teindre (tableau I.3), Ces rejets organiques sont toxiques et nécessitent un traitement utilisant une ou des méthodes de dépollution adaptée. D'une part ce traitement permet de réduire les paramètres écologiques : DCO, DBO<sub>5</sub>, COT, les composés organo-halogénés adsorbables, la température, le pH et d'autre part la diminution de la concentration du colorant [32].

Tableau I.3 : Estimation des degrés de fixation de différents colorants aux fibres de textile [33]

Classe de colorant	Fibre utilisée	Degré de fixation (%)	Pertes dans l'effluent (%)
Acide	Polyamide	80 - 95	5 - 20
Basique	Acrylique	95 - 100	0 - 5
De cuve	Cellulose	80 - 95	5 - 20
Direct	Cellulose	70 - 95	5 - 30
Dispersé	Synthétique	90 - 100	0 - 10
Réactif	Cellulose	50 - 90	10 - 50
Soufré	Cellulose	60 - 90	10 - 40
Métallifère	Laine	90 - 98	2 - 10

D'une manière générale, les colorants doivent être séparé et éliminés des rejets selon des méthodes incluant : les méthodes physiques, les méthodes chimiques et les méthodes biologiques [32, 34, 35].

#### I.6.5.2. Méthodes biologiques

Le traitement biologique, présente l'un des moyens de dépollution des eaux usées. Il s'agit de la décomposition des effluents organiques dans l'eau par les microorganismes. On distingue deux catégories de traitements biologiques.

##### a .Traitement aérobie

Dans une unité biologique constituée d'un bassin de boue activée, les polluants sont décomposés par des bactéries aérobies et autres microorganismes en une boue qui sédimente. Dans le cas idéal, les polluants organiques sont oxydés jusqu'au dioxyde de carbone. Après épuration, la boue est séparée des eaux usées par sédimentation dans un décanteur, une partie est recyclée et le surplus est évacué après pressage ou centrifugation. Si ces techniques sont adaptées à un grand nombre de polluants organiques, elles ne sont pas suffisamment efficaces pour les rejets textiles.

##### b. Traitement anaérobie

A l'inverse de la biodégradation aérobie, la digestion anaérobie des composés organiques s'effectue en l'absence d'oxygène et forme du dioxyde de carbone, du méthane et de l'eau. C'est un procédé efficace pour le traitement de déchets très chargés en DCO et le méthane formé peut être utilisé comme énergie de chauffage.

### ***I.6.5.3. Méthodes physiques***

#### ***a. Filtration sur membrane***

Cette technique permet la séparation de particules, de molécules ou d'ions entre deux phases. La membrane est constituée d'une couche mince (de dix à quelques centaines de microns) d'une matière permettant l'arrêt ou le passage sélectif de substances sous l'action d'une force motrice de transfert. Cette force peut provenir de la convection ou de la diffusion des molécules induites par un gradient de champ électrique, de concentration, de pression ou encore de température. La nature de la membrane varie et son application à la dépollution de l'eau en dépend fortement : il existe des membranes poreuses (microfiltration: pores de 0,05 à 10  $\mu\text{m}$ , ultrafiltration: pores de 1 à 100 nm, nanofiltration: pores de 1 à 2 nm), des membranes denses (osmose inverse) ou encore des membranes échangeuses d'ions. Le procédé d'osmose inverse est utilisé pour le dessalement de l'eau de mer et la production d'eau ultra-pure. Les autres procédés membranaires sont souvent couplés à d'autres techniques (biologiques, chimiques) de dépollution et sont utilisés en tant que pré ou post traitement. [36]

#### ***b. Adsorption sur charbon actif***

Le charbon actif est le plus couramment utilisé en adsorption des molécules colorantes, toutefois un grand nombre d'autres matériaux peuvent être employés. Plusieurs charbons de différentes origines ont montré une grande efficacité d'adsorption des colorants. La surface spécifique des charbons actifs du commerce, employés pour l'épuration des eaux résiduaires, se situe entre 600 et 1200  $\text{m}^2/\text{g}$ . La plupart des molécules organiques se fixent à leur surface (capable d'adsorber la plupart des colorants). Les plus mal retenues sont les plus polaires non aromatiques et les linéaires de très faible masse molaire (alcools simples, premiers acides organiques, etc.). La principale limite d'un tel traitement réside dans le fait qu'en aucun cas les polluants ne sont dégradés mais concentrés sur le charbon actif qui doit être traité ultérieurement afin de le régénérer. De plus, le coût du charbon actif est relativement élevé [36].

### ***I.6.5.4. Méthodes physico-chimiques***

#### ***❖ Coagulation-floculation***

La coagulation-floculation est souvent appliquée pour le traitement des eaux usées de l'industrie de textile pour enlever davantage la demande chimique en oxygène (DCO) et la couleur avant d'un traitement biologique. Elle peut aussi être utilisée comme procédé principal de traitement. Ce procédé est basé sur l'addition d'un coagulant qui va former des floccs avec les polluants organiques, où ces floccs sont ensuite éliminés par décantation et filtration. Les coagulants



inorganiques tels que l'alun, donnent les résultats les plus satisfaisants pour la décoloration des effluents textiles contenant des colorants dispersés, de cuve et au soufre mais sont totalement inefficaces pour les colorants réactifs, azoïques, acides et basiques. Par ailleurs, la coagulation-floculation ne peut être utilisée pour les colorants fortement solubles dans l'eau. D'importantes quantités de boue sont formées avec ce procédé : leur régénération ou réutilisation reste la seule issue mais demande des investissements supplémentaires.

#### ***1.6.5.5. Méthodes chimiques***

Les techniques d'oxydation chimique sont généralement appliquées quand les procédés biologiques sont inefficaces. Elles peuvent être ainsi utilisées en étape de prétraitement pour les procédés biologiques. L'oxydation chimique est souvent appliquée pour le traitement des eaux usées contenant des polluants non biodégradables et /ou toxiques et de fortes concentrations que les autres procédés ne peuvent pas traiter ou transformer en produits biodégradables et/ou non toxiques. Ainsi, l'oxydation chimique se révèle un procédé efficace de traitement des eaux usées. On distingue :

- les procédés classiques d'oxydation chimique
- les procédés d'oxydation avancée.

Les procédés classiques d'oxydation chimique sont basés sur l'ajout d'un agent oxydant dans la solution à traiter. Les principaux agents oxydants sont :

**Cl<sub>2</sub>**: représente un oxydant moyennement fort et est utilisé pour le traitement des eaux usées ou plutôt pour la désinfection comme l'ozone. En revanche, ils présentent l'inconvénient de produire des sous-produits halogénés cancérogènes pour l'homme;

**O<sub>2</sub>**: il est considéré comme un oxydant modéré, le coût tolérable de ce procédé le rend fréquemment choisi;

**H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>**: il est considéré parmi les oxydants les plus appropriés et les plus recommandés pour une grande variété de procédé, utilisé avec ou sans catalyseur. Toutefois, l'utilisation de cet oxydant seul n'est pas efficace pour la plupart des produits organiques;

**O<sub>3</sub>**: c'est un oxydant très fort qui a presque le même avantage que l'oxygène ou le peroxyde d'hydrogène. Le problème majeur lié à l'utilisation de cet oxydant est son instabilité, d'où la nécessité de production sur le site [\[37\]](#).

## I.7. Théorie de la coagulation-floculation

### I.7.1. Caractéristiques des particules à éliminer

#### I.7.1.1. Généralités

Les particules en suspensions dans une eau de surface proviennent de l'érosion des terres, de la dissolution de substances minérales et la décomposition de substances. En général, la turbidité de l'eau est causée par des particules de matières inorganiques (particules de glaise et d'argile) alors que sa couleur est imputable à des particules de matières organiques [38].

Les matières existantes dans l'eau peuvent se présenter sous les trois états suivant :

- Etat de suspension qui regroupe les plus grosses particules
- Etats colloïdal
- Etat dissous des sels minéraux et des molécules organiques.

Cette classification résulte de la taille des particules [39].

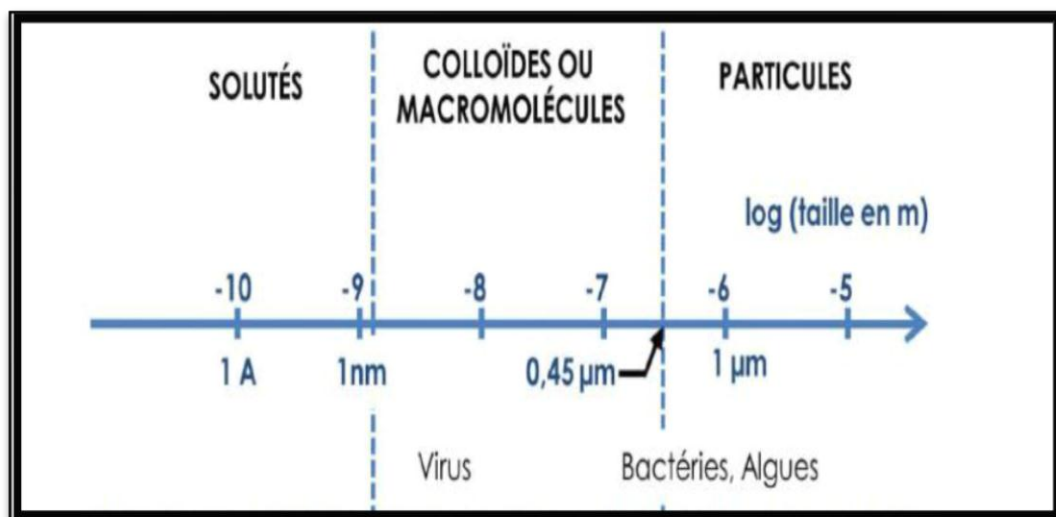


Figure I.2. Nature et gamme de taille des particules colloïdales dans l'environnement [40].

#### a) Les matières en suspension

Sont d'origine minérale ou organique et possèdent un diamètre supérieur à 1 µm.

Leur temps requis pour décanter d'un mètre varie de quelques dixièmes de secondes à plusieurs jours selon leur diamètre et leur densité [41].

#### b) Les particules colloïdales

Les particules colloïdales présentent un diamètre compris entre 1 µm et 1 nm. Ils possèdent deux autres caractéristiques très importantes. Leur rapport surface/volume leur confère des propriétés d'adsorption des ions présents dans l'eau. Ce phénomène explique l'existence de charges

électriques à leur surface. Ces charges, souvent négatives, engendrent des forces de répulsion inter-colloïdales. Celles-ci permettent d'expliquer la grande stabilité de ces particules mises en solution [42].

Les matières colloïdales d'origine minérale ont une densité relative de l'ordre de 2,65 alors que celles d'origine organique ont une densité relative beaucoup plus faible, soit de l'ordre de 1,1. Les particules colloïdales de faible densité peuvent nécessiter théoriquement jusqu'à 666 000 années pour décanter de un mètre [38].

### ***c) Les matières dissoutes***

Quant à elles, sont généralement des cations ou anions de quelques nanomètres de diamètre, elles décantent donc encore plus lentement [41].

### ***I.7.1.2. Les types des particules colloïdales***

#### ***a) Les particules colloïdales hydrophiles***

Elles se dispersent spontanément dans l'eau et sont entourées de molécules d'eau qui préviennent tout contact ultérieur entre ces particules. Elles sont des particules de matières organiques [38]. Il est à noter que les colloïdes de nature hydrophile sont responsables de la coloration de l'eau [42].

#### ***b) Les particules colloïdales hydrophobes***

Elles sont en général de nature minérale. Ils n'ont aucune affinité à l'eau pour les molécules d'eau. La formation d'une couche d'hydratation est impossible. Ce type de particules est en partie responsable de la turbidité [42].

Les colloïdes hydrophiles sont plus difficiles à déstabiliser que les solutions hydrophobes.

En effet il faut agir d'abord sur les molécules d'eau qui les entourent pour permettre leur agglomération.

### ***I.7.1.3. Stabilité des particules colloïdales***

Les particules colloïdales dans l'eau possèdent une charge électrique qui est généralement négative. Comme elles ont toutes la même charge, elles se repoussent et n'ont pas tendance à former des agrégats plus gros et donc plus facile à éliminer. Elles demeurent donc stables [41].

Une particule typique est représentée dans (Fig. I.3).

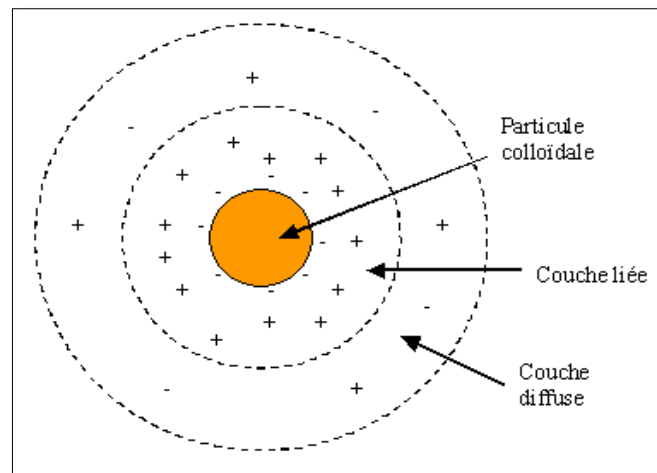


Figure I.3. Double couche d'une particule colloïdale [43].

#### a) Force d'attraction-répulsion

Les colloïdes sont soumis à deux types de force de directions opposées :

- Force d'attraction gravitationnelle de Van Der Waals (FA), liée à la surface spécifique et à la masse des colloïdes ainsi qu'à la nature du milieu.
- Force de répulsion électrostatique (FR), liée aux charges superficielles des colloïdes et donc à leur potentiel zêta ( $pZ$ ).

- Si  $FA > FR$ , l'agrégation se produit.

- Si  $FR > FA$ , il y a principalement la répulsion entre les particules colloïdales [44].

L'énergie totale d'interaction ( $E$ ) entre les particules colloïdales est la somme de l'énergie répulsive ( $E_r$ ) due au potentiel électrique et l'énergie attractive ( $E_a$ ) (Fig. I.4) [44].

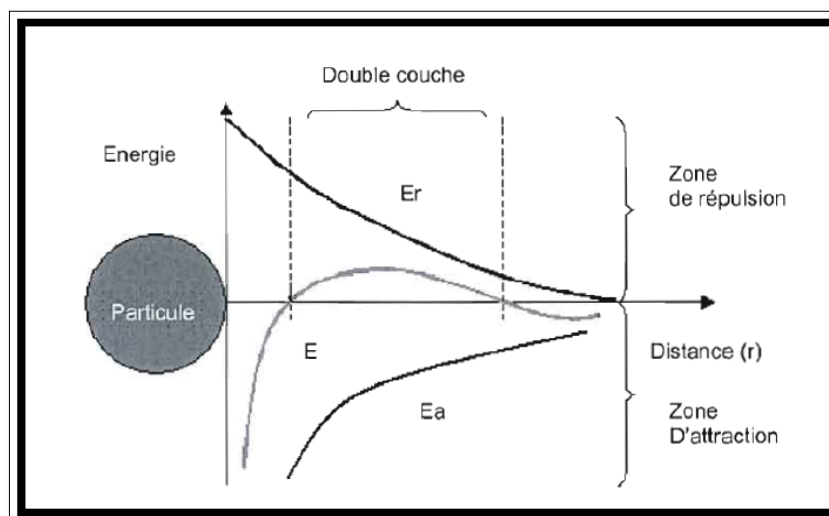


Figure I.4. Effet de la distance entre deux particules colloïdales sur la force de répulsion Electrostatique : ( $E_r$ ) la force d'attraction moléculaire ( $E_a$ ) et la force résultante ( $E$ ) [45].

### b) Théorie de la double couche

Pour expliquer la grande stabilité des colloïdes, on fera appel à la théorie de la double couche électrique [40]. Diverses théories expliquent ce phénomène :

**1- théorie de Helmholtz** : une couche d'ions positifs recouvre intégralement la surface du colloïde et assure la neutralité de l'ensemble (couche fixée).

**2- théorie de Gouy-Chapman** : la couche d'ions positifs est inégalement répartie autour du colloïde ; la neutralité est obtenue à une plus grande distance (couche diffuse) ;

**3- théorie de Stern** : qui combine les deux théories précédentes et considère la formation d'une double couche : la première formée d'ions du liquide mais adhérente au colloïde, la seconde diffuse dans le liquide environnant. Comme illustré sur la figure I.5, le potentiel subit une première chute significative dans la couche fixée, puis diminue plus lentement à mesure que la distance augmente jusqu'à son annulation [46]. Un colloïde se caractérise par deux potentiels :

#### ❖ *Le potentiel thermodynamique ou potentiel Stern :*

C'est la limite entre la partie de la solution qui se déplace avec la particule et la partie de la solution qui se déplace indépendamment de la particule [38].

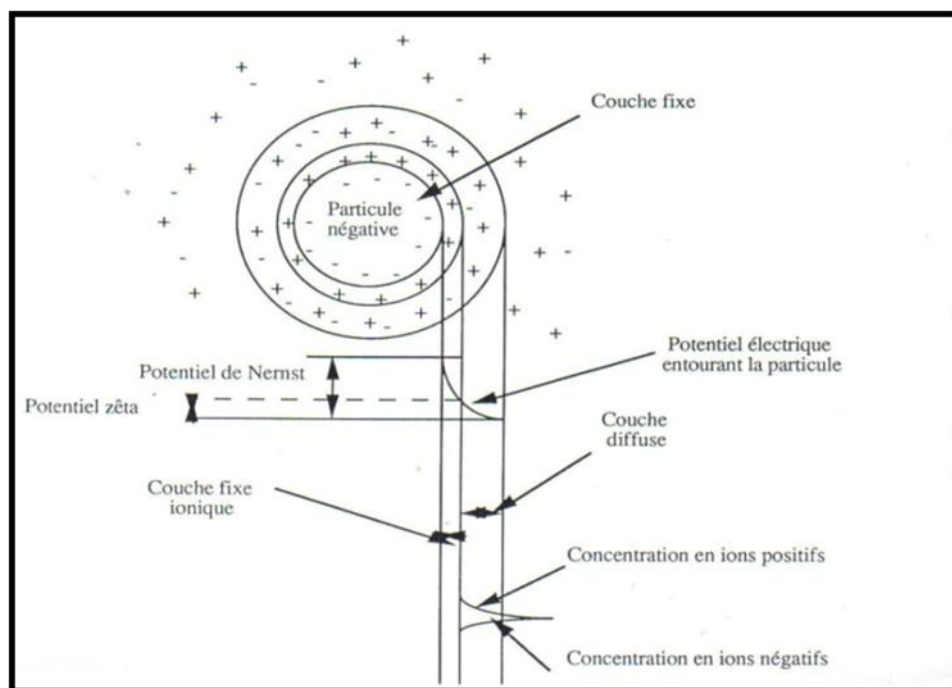


Figure I.5. Etat de surface des colloïdes selon la théorie de la double couche

#### ❖ *Le potentiel électrocinétique Zêta*

La limite entre la couche de STERN et celle de GOUY, définit le plan de cisaillement [46].

Le potentiel électrostatique mesuré au plan de cisaillement est appelé potentiel Zêta.

En pratique, il est négatif, plus la charge de la particule s'intensifie (négativement). Ainsi, au fur et à mesure qu'il diminue en valeur absolue, les particules peuvent s'approcher les unes des autres plus étroitement, ce qui accroît les probabilités de collision [47].

L'annulation du potentiel Zêta est l'objectif de la coagulation. Cela permet de déstabiliser les particules et de favoriser leurs agglomérations [41].

### ***1.7.2. La coagulation–floculation***

La coagulation-floculation permet, par un processus physico-chimique, de transformer la suspension colloïdale ainsi que la matière organique dissoute en des particules plus importantes aptes à sédimenter. L'efficacité de cette étape de traitement est liée à la vitesse et au temps d'agitation, au pH, au type et au dosage du coagulant ainsi qu'à la nature des particules et des matrices minérales et organiques [48].

#### ***1.7.2.1. La Coagulation***

##### ***a) Définition***

La coagulation est la déstabilisation des particules colloïdales par l'addition d'un réactif chimique, le coagulant, qui apporte au milieu des cations multivalents, libres ou liés à une macromolécule organique. Ces cations sont attirés et adsorbés sur la couche de Stern. Le potentiel Zêta s'annule ou voisine le zéro avec la neutralisation de toutes les charges avoisinantes. Il faudra donc que le coagulant se disperse dans l'eau pour obtenir une répartition homogène avant toute précipitation d'hydroxyde. Cela demande une forte agitation en temps courte ou, en d'autres termes, utiliser un gradient de vitesse très élevé [44].

##### ***b) Stratégie***

En pratique, ce procédé est caractérisé par l'injection et la dispersion rapide des produits chimiques. La floculation a pour objectif de favoriser, à l'aide d'un mélange lent, les contacts entre les particules déstabilisées. Ces particules s'agglutinent pour former un floc qu'on peut facilement éliminer par les procédés de décantation et filtration [38]. Les essais de coagulation sont au préalable réalisés au Jar test afin de déterminer la dose adéquate du coagulant [40].

##### ***c) Déstabilisation des particules colloïdales***

Quatre mécanismes sont proposés pour expliquer la déstabilisation des particules et leur agglomération :

- Compression de la double couche

- Adsorption et neutralisation des charges
- Emprisonnement des particules dans un précipité
- Adsorption et pontage entre les particules.

Ces quatre mécanismes sont décrits brièvement ci-dessous [38].

### 1. Compression de la double couche

L'augmentation de la force ionique de l'eau réduit le volume et l'épaisseur de la couche diffuse. Les forces de répulsion sont considérablement réduites alors que les forces d'attraction de Van Der Walls ne sont pas affectées. La force ionique est une notion introduite par les chimistes pour rendre compte de l'activité des ions en solution aqueuse. Elle est représentée par l'équation suivante [41]:

$$I = \frac{1}{2} \sum_i c_i z_i^2$$

**I** : force ionique en mol/L

**C<sub>i</sub>** : concentration de l'ion (i) en mol/L

**Z<sub>i</sub>** : valence de l'ion (i).

### 2. Adsorption et neutralisation de la charge

Ce mécanisme repose sur l'ajout suffisant de cations afin de neutraliser la charge négative des particules stables par adsorption des cations sur leur surface. Par contre, la surdose de coagulant, source de cations, peut résulter en une adsorption trop importante de cations et inverser la charge des particules qui devient alors positive. Les particules seraient ainsi déstabilisées [41].

### 3. Emprisonnement des particules dans un précipité

Lorsque des quantités suffisantes de coagulant comme le  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  ou le  $\text{FeCl}_3$ , sont ajoutées, ils forment un précipité possédant généralement une charge positive.

Le pH de l'eau doit se situer dans une plage où la solubilité des sels est minimale. Le précipité formé, appelé floc, entre en contact avec les particules de charge négative et les emprisonne.

Les particules sont ensuite entraînées lors de la décantation [41].

La figure I.6 résume bien le mécanisme décrit.

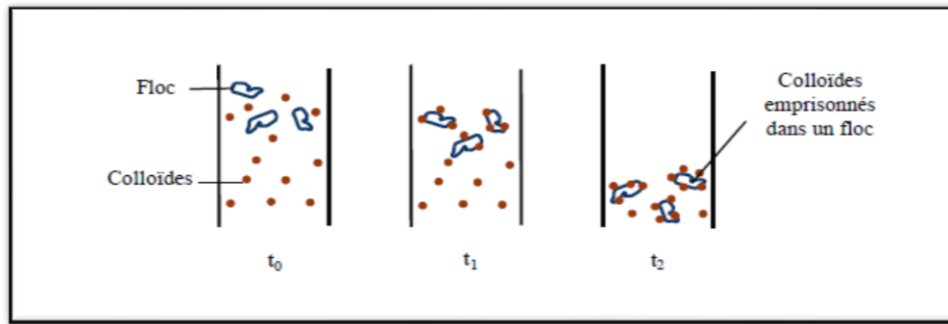


Figure I.6. Emprisonnement des particules dans les flocs pendant la décantation [44].

#### 4. Adsorption et pontage entre les particules

Ce mécanisme implique l'utilisation de polymères cationiques, non anioniques ou anioniques ayant une masse moléculaire élevée et une structure longitudinale. Un polymère en présence d'un colloïde l'adsorbe à une de ses extrémités à l'aide d'un de ces groupes fonctionnels. Les autres extrémités demeurent libres et peuvent adsorber un autre colloïde. Ce mécanisme permet donc l'agglomération des particules par "pontage" des polymères. Par contre, une concentration de polymères trop élevée peut déstabiliser les colloïdes. Les polymères verront alors chacune de leurs extrémités être adsorbées par la même particule, d'où une déstabilisation. La figure I.7 décrit le processus.

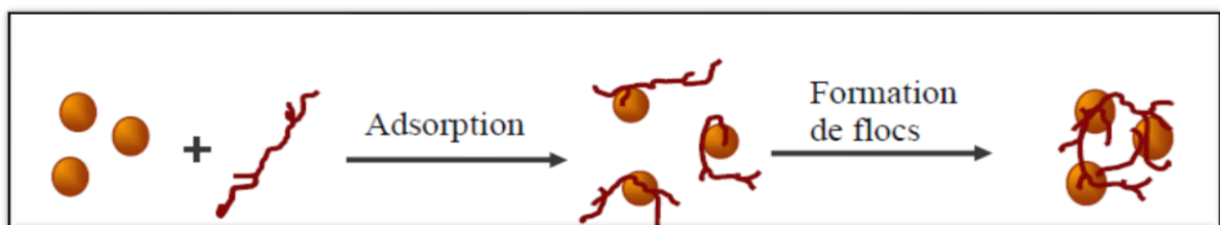


Figure I.7. Adsorption et pontage à l'aide de polymères [44]

#### d) Les Coagulants

L'efficacité de la clarification dépend d'abord du coagulant utilisé. Les plus efficaces sont des sels de métaux, à base d'aluminium ou de fer. Ils sont cités dans le tableau suivant [41] :

Tableau I.4: Dérivés des sels d'aluminium et de fer [41].

Sels d'aluminium	Formule chimique	Sels de fer	Formule chimique
Sulfate d'aluminium	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$	Sulfate ferrique	$\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$
Chlorure d'aluminium	$\text{AlCl}_3$	Chlorure ferrique	$\text{Fe}_2\text{Cl}_3$
Aluminate de sodium	$\text{NaAlO}_2$	Sulfate ferreux	$\text{FeSO}_4$



Les critères de choix d'un coagulant sont nombreux. Son efficacité à réduire la couleur, la turbidité et les matières organiques d'une eau est essentielle. On ne peut, néanmoins, négliger son prix et les effets secondaires comme les fuites en  $\text{Fe}^{+3}$  et  $\text{Al}^{+3}$  [42].

Les produits les plus utilisés sont les sels d'aluminium et de fer. Lorsque on additionne à l'eau les sels d'aluminium ou de fer, ces derniers réagissent avec l'alcalinité de l'eau et produisent des hydroxydes  $\text{Al}(\text{OH})_3$  ou  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ , insolubles [38].

#### ❖ Les sels d'aluminium

Les coagulants à base de sels d'aluminium permettent d'obtenir une eau traitée très faible en turbidité. La vérification de la dose de coagulant à mettre en œuvre passe par un essai au laboratoire, appelé Jar test. Parmi les d'aluminium les plus utilisés en coagulation, on peut citer [49] :

##### • Sulfate d'aluminium

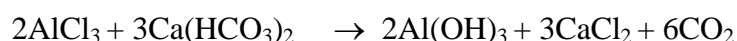
Le sulfate d'aluminium est le plus utilisé en coagulation. C'est un sel basique, hydraté, commercialisé sous la forme solide  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ , il se dissocie dans l'eau en ions aluminium et sulfate, conduisant à des réactions chimiques avec les ions hydroxydes de l'eau [47]. Son addition à l'eau en cours de traitement facilite l'enlèvement de la matière organique, permettant ainsi de réduire la turbidité et faciliter la désinfection de l'eau. De plus, il favorise la réduction de la couleur [49].

**Tableau I.5: Sulfate d'aluminium et ses concentrations [49]**

Nom	Formule	Quantité ( $\text{g/m}^3$ )	Remarques
Sulfate d'aluminium	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$	10 à 150 pour les eaux de surface	Obtention d'une eau de très faible turbidité
		50 à 300 pour les eaux résiduaires	Poudre irritante, corrode les métaux ferreux

##### • Chlorure d'aluminium

Suivant la turbidité de l'eau, la dose sera comprise entre 12 et 40  $\text{g/m}^3$ . La formule commerciale de réactif de chlorure d'aluminium est  $\text{AlCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$  [47].



#### ❖ Les sels de fer

Les sels de fer sont généralement plus coûteux que le sulfate d'aluminium, ce qui explique leur emploi plus restreint. Par ailleurs, les composés du fer semblent avoir de légers avantages

comparativement aux autres et ces, grâce au fait que le floc formé soit lourd et se dépose facilement sous les conditions favorables [47].

#### • Sulfate ferrique

Suivant la turbidité de l'eau, la dose de coagulant sera comprise entre 10 et 50g/m<sup>3</sup> [47].



#### • Chlorure ferrique



**Tableau I.6: Chlorure ferrique et ses concentrations [50]**

Nom	Formule	Quantité (g/m <sup>3</sup> )	Remarques
Chlorure ferrique	FeCl <sub>3</sub> , 6H <sub>2</sub> O	5 à 150 pour les eaux de surface 50 à 300 pour les eaux résiduaires	Pour les eaux chargées en matière organique  réactif acide, oxydant, corrosif, dissolution exothermique

#### e) Les facteurs influençant dans la coagulation

Afin d'optimiser la coagulation, il faut tenir compte de plusieurs variables en interrelation [51].

#### • Influence du pH

Le pH est un des paramètres qui affecte le plus la coagulation-floculation. Son contrôle est donc suggéré. Selon les caractéristiques d'une eau, il existe un pH optimal permettant la meilleure coagulation. Ce pH se situe souvent dans la plage où la solubilité du coagulant utilisé est minimale, ce qui permet une meilleure précipitation. Le contrôle du pH permet aussi d'améliorer la coagulation lorsque la température de l'eau est faible [41].

Pour les sels de fer et d'aluminium, les plages de pH optimales s'étendent respectivement de 4 à 6 et de 5 à 7. Pour certaines eaux, il faut parfois corriger le pH à l'aide de divers produits (acide, chaux ou soude). Pour abaisser le pH, il est plus avantageux, dans certains cas, d'augmenter la quantité de coagulant. Lorsque le pH est optimal, les produits solubles d'aluminium ou de fer sont pratiquement inexistant [38].

#### • Influence des sels dissous

Les sels contenus dans une eau exercent les influences suivantes sur la coagulation et la floculation :

- modification de la plage du pH optimale

- modification du temps requis pour la floculation
- modification de la quantité de coagulant requis
- modification de la quantité résiduelle de coagulant dans l'effluent [51].

#### • *Influence de la température de l'eau*

Une diminution de la température de l'eau entraîne une augmentation de sa viscosité, c'est ce qui explique les difficultés de décantation du floc. On constate en outre que la plage de pH optimale se rétrécit. On peut surmonter de diverses manières les difficultés dues à une diminution de la température de l'eau :

- a. On effectue la coagulation dans les plages de pH optimale pour cette eau à cette température.
- b. On augmente la quantité de coagulant, ce qui pour effet d'accroître la probabilité de collisions entre les particules et d'élargir la plage de pH optimale.
- c. On augmente la turbidité de l'eau (par addition de glaise), afin d'alourdir le floc, ou on ajoute un aide-coagulant pour alourdir et renforcer le floc [51].

#### • *Influence de coagulant*

Le choix du coagulant peut influencer les caractéristiques de la coagulation. Ainsi, même si l'alun est le coagulant le plus fréquemment utilisé, il peut être avantageux de le remplacer par du sulfate ferrique. Ce dernier procure en effet à plusieurs eaux une plage de pH optimale plus large que celle due à l'alun. On ne peut choisir un coagulant et en déterminer la concentration optimale, pour une eau donnée, qu'après avoir effectué des essais en laboratoire [51]. Enfin on ne peut choisir un coagulant qu'après avoir effectué des essais au laboratoire [52].

#### • *Influence de la technique de mélange et la vitesse d'agitation*

Pendant l'opération de coagulation -floculation on procède au mélange des produits chimiques injectés dans l'eau à traiter. En premier lieu, le mélange est rapide (150 – 250 tr/min) et de courte durée (1 à 3 min), ce mélange a pour but de disperser les produits chimiques injectés dans la totalité du volume de l'effluent. En deuxième lieu, le mélange est lent, cela pour favoriser le contact entre les particules solides dispersées dans l'eau, cette phase dure pratiquement 10 à 30 min à des vitesses moins énergétiques que la première (40 – 60 tr/min) [52].

#### • *Influence de la turbidité*

La turbidité des eaux de surface est en grand partie due à la présence de particules de glaise dont le diamètre varie de 0.2 à 5µm. Il s'agit donc là grosses particules colloïdales qui peuvent se

déposer naturellement. La coagulation de ces particules est assez facile à réaliser lorsqu'on maintient le pH dans sa plage optimale [38].

#### • *Influence de la dose de coagulant*

La dose de réactif est un paramètre à prendre en compte [47]. Une surdose du polymère produit inévitablement une déstabilisation des particules colloïdales qui sont susceptibles de la charge de surface. Aussi les sites d'adsorption des particules colloïdales ne seraient plus disponibles pour la formation des ponts inter-particulaires. Un traitement de coagulation mal ajusté peut donc conduire à une dégradation rapide de la qualité de l'eau et à des dépenses d'exploitation non justifiées. Bien souvent, la dose de coagulant conditionne de fonctionnement des ouvrages de séparation et il se trouve tout simplement impossible de réaliser la clarification si cette dose est mal ajustée [46].

#### **I.7.2.2. La floculation**

La floculation est le processus de grossissement et d'uniformisation des petits flocons formés lors de l'introduction du coagulant. Elle a pour but d'augmenter la probabilité des contacts entre les particules colloïdales déstabilisées et leur agglomération, pour accroître la taille du floc, son volume, sa masse et sa cohésion [49].

##### **a) Types de floculation**

On distingue deux types de floculation :

#### • *Floculation péricinétique*

Durant ce type de floculation, le mouvement brownien des particules est fonction de la température de l'eau. Lorsqu'elles entrent en contact, les particules ont tendance à s'agglutiner les unes aux autres. Le nombre total de particules varient donc selon L'équation suivante [41]:

$$F_p = \frac{dN}{dt} = - \frac{4\Gamma.k.\theta.(N)^2}{3\mu}$$

Où :

- **N** : concentration totale des particules en suspension au temps t (nombre de particules /m<sup>3</sup>).
- **Γ** : fraction de chocs donnant lieu à la floculation (nombre de collisions effectives / nombre de collisions totale). Une collision effective étant une collision qui entraîne l'agrégation de deux particules.
- **K** : constante de Boltzman (1,38 . 10<sup>-23</sup> j.K<sup>-1</sup>)
- **θ** : Température absolue (K), 0 °C correspond à 273,15 K
- **μ** : viscosité dynamique de l'eau (10<sup>-3</sup> Pa.s ou kg.m<sup>-1</sup>.s<sup>-1</sup>)

### • Floculation orthocinétique

Ce type de floculation est fonction de l'énergie dissipée dans le fluide. Elle est donc causée par le brassage de l'eau qui permet d'augmenter les chances de contacts entre les particules. La vitesse du fluide varie dans l'espace et dans le temps et est caractérisée par le gradient de vitesse,  $G$ . L'efficacité du processus est exprimée selon l'équation suivante lorsque le régime est turbulent [41].

$$F_0 = \frac{dN}{dt} = - \frac{2 \cdot \Gamma \cdot G \cdot d^3 \cdot (NN_0)}{3}$$

Où :

$d$  : diamètre des particules (m),  $G$  : gradient de vitesse ( $s^{-1}$ )

Le gradient de vitesse est défini selon l'équation (Camp et Stein, 1943) [41]:

$$G = \left[ \frac{P}{\mu \cdot V} \right]^{1/2}$$

Avec :

$P$  : Puissance réellement dissipée (Watt)

$V$  : volume du bassin ( $m^3$ )

### b) Floculants (adjuvants de coagulation) et processus de floculation

On injecte les floculants à la suite du coagulant. Leur rôle est d'accélérer la floculation ou d'améliorer la consistance et la densité des flocons.

Les adjuvants les plus communément utilisés sont: floculants minéraux (la silice) ou des floculants organiques (polymères à haut poids moléculaires) naturels tel que l'alginate extrait des algues marines ou synthétiques (poly-électrolytes anioniques, cationiques ou non ioniques). Ils se définissent par leur poids moléculaire qui est caractéristique de polymères à longue chaîne, et également par leur densité de charge [53].

#### \* Mécanisme d'action des poly-électrolytes

Les réactifs polymériques, selon leur composition chimique et le caractère ionique de leurs groupements actifs, font intervenir dans la floculation deux mécanismes très différents:

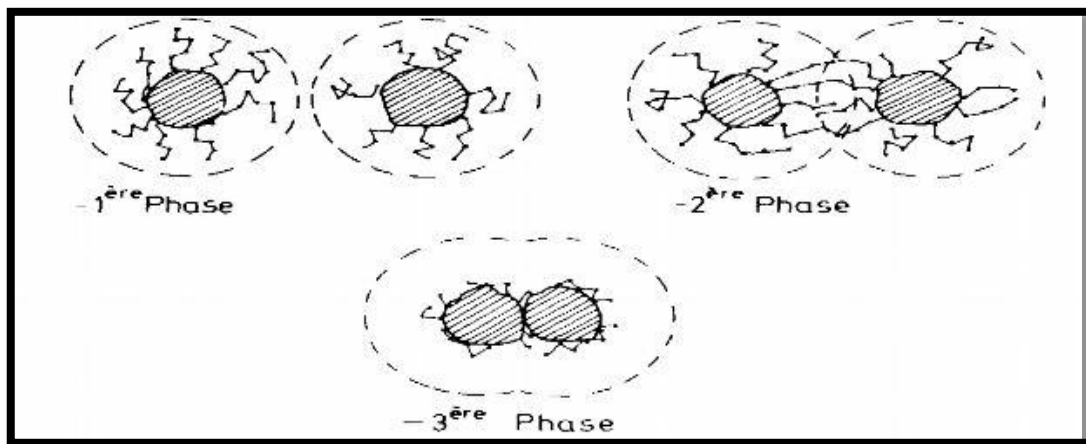
#### - Floculation par neutralisation de charge (annulation du potentiel zêta)

Les poly-électrolytes cationiques, provoquent la décharge électrique des colloïdes, en venant s'adsorber à l'interface solide/liquide, selon une réaction irréversible très voisine de celle mise en

jeu dans la coagulation par les électrolytes minéraux. L'agglomération des particules adjacentes contiguës interviendra par une agitation modérée du milieu réactionnel [53].

**- Floculation par adsorption physicochimique des polymères (Phénomène de réticulation)**

Les polymères anioniques et non ioniques, ne peuvent occasionner la floculation par simple neutralisation. Leur mode d'action ne peut s'expliquer qu'en faisant intervenir un processus d'adsorption d'une fraction de la chaîne polymérique sur un emplacement déterminé de la surface des particules, conformément, en première approximation, à une loi du type isotherme de Langmuir [50]. Un schéma illustrant le processus de floculation est représenté sur la figure I.8.



**Figure I.8. Les différentes étapes du processus de floculation [54]**

Tandis que les polymères non ioniques possèdent une efficacité indépendante du pH.

- Neutralisation du pH;
- Précipitation des métaux lourds toxiques;
- Oxydation ou précipitation des sulfures en excès par un sel de fer;
- Clarification des eaux [53].

Après l'étape de la coagulation floculation on passe soit à la décantation si les floes formés sont de grosses tailles soit à la flottation si les floes formés sont de petites tailles.

### **I.8. Quelques exemples d'application de la coagulation-floculation**

Pour le cas de l'industrie de textile, l'élimination des colorants par coagulation-floculation n'est pas basée sur la décomposition partielle des composés des colorants, ainsi aucune pollution intermédiaire potentiellement nocive et toxique n'est produite. En outre, ce processus peut être employé dans une station de traitement des eaux avec une efficacité et une rentabilité relativement élevés [55-57].

La majorité des études se focalisent sur l'étude des divers types des coagulants et de floculants utilisés. Peu d'études se sont intéressées sur les effets des paramètres de fonctionnement, tels que, le temps et la vitesse d'agitation, le temps de décantation [58-63].

Le sommaire des études réalisées sur le traitement des effluents synthétiques et réels de textile par la technique de coagulation-floculation est récapitulé dans le tableau suivant [64].

**Tableau I.7: Principales caractéristiques des effluents réels de textile étudiés par divers chercheurs**

pH	COD (mg/L)	BOD <sub>5</sub> (mg/L)	TSS (mg/L)	TDS (mg/L)	Colour	Turbidity (NTU)	References
8,8–9,4	595 ± 131	379 ± 110	276 ± 76	–	–	–	El-Gohary and Tawfik, 2009
11,2	2276	660 <sup>a</sup>	–	47,9	–	–	Golob et al., 2005
5–10	1100–4600	110–180	–	50	1450–1475(ADMI)	–	Dos Santos et al., 2007
6,5–8,5	550–1000	–	100–400	–	7,50–25,50 <sup>b</sup>	15–200	Ciabatti et al., 2010
2,7	7000	–	440	930	–	2140	Al-Malack et al., 1999
13,56	2968	–	–	–	3586 (C.U)	120	Joo et al., 2007
12–14	1500–2000	–	–	–	Dark blue	–	Gozalvez-Zafrilla et al., 2008
10	1150	170	150	–	1,24 <sup>436nm</sup>	–	Selcuk, 2005
9	750	160	–	–	–	–	Schrank et al., 2007
2–10	50–5000	200–300	50–500	–	>300 (C, U)	–	Lau and Ismail, 2009
8,32–9,50	278–736	137	85–354	1715–6106	–	–	Phalakomkule et al., 2010
8,7 ± 0,2	17900 ± 100	5500 ± 100	23900 ± 50	1200 ± 50	–	–	Rodriguez et al., 2008
9,30	3900	–	–	–	–	240	Paschoal et al., 2009
7,8	810 ± 50,4	188 ± 15,2	64 ± 8,5	–	0,15 <sup>669nm</sup>	–	Haroun and Idris, 2009
13 ± 1	2300 ± 400	–	300 ± 100	–	–	–	Debik et al., 2010
6,95	3422	–	1112	–	–	5700	Bayramoglu et al., 2004
7,86	340	210	300	–	>200 (Pt-Co)	130	Merzouk, 2010
7,5 ± 0,3	131 ± 18	–	75 ± 13	1885 ± 80	–	–	Ustun et al., 2007

<sup>a</sup> DBO<sub>5</sub> d'un effluent issu d'un bain de teinture.

<sup>b</sup> La courbe d'absorbance dans la gamme du visible (400 - 800 nm).

ADMI : Institut américain de fabricant de colorant.

C.U : Unité de Couleur.

## I.9. Conclusion sur la bibliographie

Dans ce chapitre, nous avons présenté le procédé de coagulation-floculation parmi les techniques alternatives aux traitements biologiques pour le traitement des eaux usées industrielles. L'opération de coagulation-floculation est essentielle dans l'étape de clarification des eaux ; elle est utilisée pour séparer les matières en suspensions ainsi que les matières colloïdales dans l'eau. Cette méthode dépend de nombreux facteurs afin d'obtenir une eau prête à être envoyée au décanteur pour une clarification finale avant le rejet dans l'environnement.

Sur la base de cette bibliographie, l'objectif principal de cette étude est l'application de la coagulation-floculation en vue d'élimination d'un colorant utilisé dans l'industrie de textile en Algérie, en s'intéressant sur l'effet des paramètres de fonctionnement, tels que, le temps et la vitesse d'agitation, le temps de décantation et l'utilisation des floculants naturels.