

DEDICACE

Que ce travail témoigne de mes respects :

A mes parents :

Grâce à leurs tendres encouragements et leurs grands sacrifices, ils ont pu créer le climat affectueux et propice à la poursuite de mes études.

Aucune dédicace ne pourrait exprimer mon respect, ma considération et mes profonds sentiments envers eux.

Je prie le bon Dieu de les bénir, de veiller sur eux, en espérant qu'ils seront toujours fiers de moi.

A ma petite fille HAFSA

A ma femme

A mes sœurs

A la famille ETTUHF, DRIOUCH et EL OUIRGANI.

Ils vont trouver ici l'expression de mes sentiments de respect et de reconnaissance pour le soutien qu'ils n'ont cessé de me porter.

A tous mes professeurs :

Leur générosité et leur soutien m'oblige de leurs témoigner mon profond respect et ma loyale considération.

A tous mes amis et mes collègues :

Ils vont trouver ici le témoignage d'une fidélité et d'une amitié infinie.

IHSANE MOUAOUA

REMERCIEMENT

Avant de commencer la présentation de ce travail, je profite de l'occasion pour remercier toutes les personnes qui ont contribué de près ou de loin à la réalisation de ce projet de fin d'études.

*Je tiens à exprimer mes vifs remerciements pour mon grand et respectueux professeur, **M. Nouredine ALAA**, d'avoir accepté de m'encadrer pour mon projet de fin d'études, ainsi que pour son soutien, ses remarques pertinentes et son encouragement.*

*Je tiens à exprimer ma profonde reconnaissance et toutes mes pensées de gratitude au **Cadre Professoral du Master EE**, pour leurs disponibilités, pour la confiance qu'ils ont su m'accorder et les conseils précieux qu'ils m'ont prodigué tout au long de la période de formation.*

*Je tiens à remercier aussi **les membres de jury** de m'avoir honoré en acceptant de juger notre modeste travail. Veuillez trouver ici le témoignage de mon respect le plus profond.*

*Mes remerciements vont aussi aux **Mrs Jawad LAAFAT** et **Hamza KHALFI** pour leurs soutiens et ses remarques pendant toute la période du stage.*

Mes remerciements vont aussi à tous collègues, et toutes les personnes qui m'ont soutenus jusqu'au bout, et qui n'ont pas cessé de me donner des conseils très importants en signe de reconnaissance.

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Coupe transversale d'un filtre planté à écoulement vertical

Figure 2 : Coupe transversale d'un filtre planté à écoulement en surface

Figure 3 : Coupe transversale d'un filtre planté à drainage horizontal

Sub-surfacique

Figure 4 : Dispositif Expérimental

Figure 5 : Maillage d'une coupe verticale du Dispositif Expérimental

Figure 6 : Représentation graphique comparant les données

expérimentales du Nitrate et ces résultats simulés en fonction

du temps à la sortie du dispositif

LISTE DES TABLES

Table 1 : Les paramètres de dimensionnement du bioréacteur HSSFCW

Table 2 : Tableau des données expérimentales et des résultats simulés

SOMMAIRE

Chapitre I : Introduction

Introduction Générale

Chapitre II : Introduction sur les marais artificiels

1/ MARAIS ARTIFICIELS

1-1 Présentation et fonctionnement des marais artificiels

1-1-1 Marais artificiel à écoulement vertical

1-1-2 Marais artificiel à drainage horizontal surfacique

1-1-2 Marais artificiel à drainage horizontal sub-surfacique

1-2 Caractéristiques du substrat de filtration des marais artificiels

1-3 Etat de l'art du traitement des eaux usées par marais artificiels

1-4 Plantes utilisées dans les marais artificiels

1-4-1 Caractéristiques générales

1-4-2 Rôle des plantes

1-4-2-1 Rôle direct des plantes

1-4-2-2 Rôle indirect des plantes

1-5 Organismes vivant dans les sédiments des marais artificiels

1-5-1 Micro-organismes

1-5-2 Macro-organismes

1-6 Mécanismes et rendements épuratoires

1-6-1 Matières en suspension

1-6-2 Matière organique

1-6-3 Composés azotés

1-6-4 Composés phosphorés

1-6-5 Métaux lourds

1-6-6 Germes pathogènes

2/ MATERIELS ET METHODES

2-1 Dispositif expérimentale

2-1-1 Description du dispositif expérimental

2-2 Prélèvements et échantillonnage

2-2-1 Analyse physicochimique

2-2-2 Evaluation de l'efficacité de traitement du Bioréacteur

HSSFCW

2-2-3 Analyse bactériologique

2-2-4 Evaluation de la capacité d'élimination des agents pathogènes par le pilote

2-2-5 Prélèvements et échantillonnage:

Chapitre III : Mise en équation des modèles

1/ MODELE D'ECOULEMENT

2 / MODELE DE TRANSPORT

Chapitre IV : Résolution numérique

1/ FORMULATION VARIATIONNELLE

2 / DISCRETISATION

3 / RESULTATS

Chapitre V : Conclusion et Perspectives

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Chapitre 1

Introduction Générale

L'eau est en quantité importante sur terre, mais un pourcentage de 99,5% du stock est constitué d'eau salée ou glacée. Seul 0,5% de l'eau terrestre est utilisable, soit, 7 millions de km³. L'eau constitue aujourd'hui, et demain plus encore, une matière première de toute première importance. Pourtant, les stocks disponibles sont inégalement répartis. Ainsi, nous notons que la majeure partie des réserves en eau se situe au niveau de la calotte polaire Antarctique.

L'industrialisation, l'essor de l'agriculture intensive ou encore la croissance démographique et les nouvelles exigences d'hygiène de ce dernier siècle pèsent de tout leur poids sur la gestion de la ressource en eau. En effet, les besoins en eau n'ont cessé d'évoluer, et ceci en fonction de la localisation géographique. Nous notons, par exemple, qu'actuellement au Maroc, la consommation moyenne est très différente selon le milieu : en moyenne 120 litres par habitant et par jour en milieu urbain, contre 20 litres par habitant et par jour pour la majorité des habitants du milieu rural. Cette disparité importante est donc, inévitablement, à la source de la propagation de la pollution de cette ressource. Si pendant de nombreuses années, l'eau était considérée comme une matière première inépuisable, ces dernières décennies, les communautés scientifiques ont commencé à s'intéresser de près à cette ressource. En effet, les besoins de l'industrie et de l'agriculture sont considérables, aussi, il est aujourd'hui indispensable de comprendre les rouages des pollutions de la ressource, ainsi que les vecteurs de transfert de celles-ci.

Les études de la pollution des milieux poreux naturels ainsi que les transferts hydriques dans les sols non saturés ont retenu l'attention de nombreux chercheurs.

Ces études se sont intensifiées depuis qu'on a constaté que la contamination des sols pouvait avoir de graves influences sur l'environnement, la flore et la faune. Le dépôt des déchets industriels et ménagers est devenu un des principaux facteurs de la contamination du sol par des métaux. Ce dépôt aéroporté représente dans une échelle globale, la source principale de pollution du sol. De nos jours, la protection de L'environnement est une priorité. La pollution industrielle, en particulier, devient une véritable préoccupation. Une des conséquences de cette pollution est son impact sur la qualité des sols et par la suite sur la qualité des eaux souterraines. Bon nombre d'entreprises se spécialisent aujourd'hui dans un créneau porteur : la dépollution des sols. Les processus régissant le transport de contaminant dans les sols saturés sont également valides pour les sols non saturés ; cependant, les paramètres de transport peuvent être tout à fait différents. Généralement, les paramètres de transport tels que la conductivité hydraulique, les coefficients de diffusion et d'adsorption sont constants pour les sols saturés. Dans les sols non saturés, il faut connaître les relations entre ces paramètres et la teneur en eau volumique.

Lorsqu'il pleut sur une zone, l'eau se mélange avec des polluants et s'infiltre dans le sol. La détermination des paramètres de la migration de ces eaux chargées se fait grâce à des méthodes expérimentales et de modèles numériques : toute interprétation des résultats doit tenir compte des hypothèses simplificatrices admises pour les caractéristiques et les conditions initiales du sol ainsi que les conditions aux limites.

Dans ce travail, le but essentiel de la modélisation numérique est d'améliorer la compréhension des mécanismes du transfert de l'azote en tant que polluant des eaux usées ménagers dans un milieu poreux saturé.

Le présent projet de traitement des eaux grises d'une école primaire à Marrakech s'inscrit dans le cadre de la gestion intégrée des ressources en eau et face à la pénurie d'eau dont souffre notre pays, le recours au tri à la source des eaux grises et eaux noires de nos établissements publics et leur traitement par des technologies appropriées « Low cost technologies » en vue d'une réutilisation adéquate s'avère un impératif technique incontournable et une voie privilégiée qui s'impose avec rigueur dans la conjoncture actuelle marquée par la raréfaction de l'eau et l'accroissement accentué de la Population. L'application d'une telle approche permettra d'éviter l'usage irrationnel d'eau et allégera nos réseaux d'assainissements des fortes surcharges hydrauliques et organiques et par la suite des diverses formes de dysfonctionnements enregistrées dans nos stations de traitement. la justification d'un tel choix repose sur : une bonne intégration paysagère de la filière, des rendements épuratoires compétitifs, une gestion aisée, l'usage des matériaux locaux pour le garnissage du filtre, le coût d'investissement rationnel et l'absence d'apport énergétique.

Le présent projet consiste en la mise en place d'une unité de traitement composée d'un Filtre Planté de massettes (*Typha Latifolia*) à écoulement sous la surface horizontal pour la dépollution des eaux grises émanant des lavabos collectifs de l'école, en vue de leur réutilisation dans l'arrosage des espaces verts .

La justification d'un tel choix repose sur : une bonne intégration paysagère de la filière, des rendements épuratoires compétitifs, une gestion aisée, l'usage des matériaux locaux pour le garnissage du filtre, le coût d'investissement rationnel et l'absence d'apport énergétique.

Avant de passer à la modélisation nous rappelons dans le deuxième chapitre quelques notions générales de biotechnologie appliquée dans ce projet de fin d'étude pour le traitement et réutilisation des eaux grises d'une école à Marrakech notamment des Marais artificiels, leur principe de fonctionnement, leur classification ainsi que les différents mécanismes qui interviennent dans la dégradation de la matière polluante et l'exposition du Bioréacteur, objet du Protocol expérimental de ce projet de fin d'étude avec les données et paramètres de dimensionnement, cette partie a été encadré par Mr Jawad LAAFAT ingénieur d'Etat en Génie civil, aussi le dispositif expérimental et les mesures ont été fait sous son soin.

Le troisième chapitre est consacré à la modélisation du transport du polluant dans le sol. Nous comprenons clairement que la modélisation ne doit pas être vue comme un aboutissement, mais plutôt comme un outil parmi d'autres. Il s'agit donc pour nous d'une voie de recherche. Ceci explique le fait que chaque modèle doit, à notre avis, conserver une marge de progression, un caractère évolutif. La modélisation du transport des polluants dans les milieux poreux saturés est habituellement effectuée par l'équation de Darcy, une équation aux dérivées partielles de type parabolique en milieu saturé. Dans ce chapitre les équations sont considérés bidimensionnelles.

Le quatrième chapitre est dédié à la résolution numérique, en effet, l'équation de Darcy est difficile à résoudre analytiquement à cause de la géométrie du bioréacteur. Sa résolution peut se faire par plusieurs méthodes numériques. Ces méthodes sont générales et nécessitent une adaptation pour les problèmes spécifiques et des connaissances approfondies en mathématiques et en programmation. Dans ce travail, les équations obtenues sont résolues à l'aide de la méthode des Eléments Finis. C'est une méthode de discrétisation bien adaptée à la résolution numérique des équations de conservation de grandeurs extensives telles que la masse, la quantité de mouvement, l'énergie.

Ces deux chapitres ont été encadrés par Mr Nouredine ALAA, professeur à la Faculté des Sciences et Techniques de Marrakech (laboratoire LaMSAFA).

Les chapitres qui suivent sont consacrés, d'une part, à l'étude des résultats et discussions.

Chapitre II

Introduction sur les marais artificiels

1/ MARAIS ARTIFICIELS

On désigne par marais artificiel ou filtre planté, un complexe aménagé de substrats et de végétaux émergents ou submergents abritant une vie animale dans lequel les conditions physiques, chimiques et biologiques optimales des zones humides naturelles sont maintenues pour épurer les eaux usées (Hammer, 1989). L'épuration de l'eau s'y effectue par combinaison de processus physico-chimiques et biologiques, incluant la sédimentation, la précipitation, l'adsorption et l'assimilation par les plantes (Watson et al., 1989).

1-1 Présentation et fonctionnement des marais artificiels

Selon le mode d'écoulement de l'eau dans les filtres, on distingue trois types de marais artificiels qui sont couramment utilisés pour épurer les eaux résiduaires urbaines. Il s'agit des marais artificiels à drainage vertical, horizontal surfacique et horizontal sub-surfacique. Ces techniques de traitement s'apparentent fortement aux filtres à sable. Mais, la présence de plantes dans les marais artificiels marque la différence et améliore les rendements épuratoires, notamment, l'élimination de la charge nutritive (Mouton-Ferrier et al., 2003).

Les mécanismes épuratoires qui s'y déroulent, sont fortement dominés par la dégradation biologique (Vymazal et al., 1998).

1-1-1 Marais artificiel à écoulement vertical

Le marais artificiel à écoulement vertical est une excavation étanche remplie de couches successives de gravier et de sable de granulométrie variable, dans laquelle se développent des plantes (Figure 1). Les eaux usées y percolent verticalement par gravité jusqu'aux drains du fond du bassin pour être évacuées à la sortie du système par un embout. Pour favoriser l'oxygénation du filtre, l'eau usée est injectée de manière séquentielle (par bâchées) dans un réseau d'épandage placé en surface. Cette technique d'alimentation assure une répartition uniforme de l'effluent à la surface du filtre, évitant ainsi l'existence de zones d'écoulement préférentiel. Le temps de séjour relativement court et l'alimentation par bâchées empêchent la saturation des lits, maintiennent l'aération suffisante du substrat et favorisent les processus de dégradations aérobies (Agences de l'Eau, 1993). L'oxygène utilisé par les microorganismes dans ce procédé est apporté par convection, diffusion et les mouvements de l'eau dans le substrat (Kayser & Kunst, 2004). Il est recommandé de mettre en place plusieurs filtres en parallèle ; ce qui permet d'instaurer des périodes d'alimentation et de repos.

Les périodes de repos permettent de réguler l'accroissement de la biomasse microbienne dans le substrat, de restaurer le stock d'oxygène dans les interstices et de favoriser la minéralisation des dépôts solides afin de réduire les risques de colmatage. Les marais artificiels à drainage vertical ont l'avantage de traiter des effluents qui n'ont subi aucun traitement préalable, avec ou sans alternance de filtres, mais de manière à intervertir les phases de fonctionnement et les phases de repos (Molle et al., 2004 ; Molle et al., 2006). Par ailleurs, ils permettent de réduire les risques sanitaires tels que les dégagements d'odeurs, de méthane et la prolifération de moustiques généralement reprochés aux autres variantes de marais artificiel (Mander et al., 2005 ; Mitsch et al., 2005).

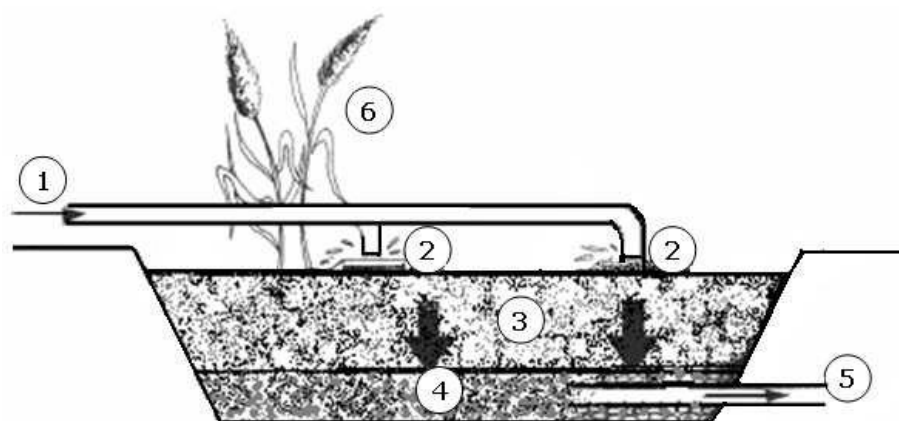


Figure 1 : Coupe transversale d'un filtre planté à écoulement vertical ; 1 = arrivée de l'eau usée non traitée ; 2 = système de distribution de l'eau usée ; 3 = substrat de granulométrie fine (sable) ; 4 = substrat de granulométrie grossière (gravier) ; 5 = sortie des filtrats (eau traitée) ; 6 = plantes.

1-1-2 Marais artificiel à drainage horizontal surfacique

Les marais artificiels à écoulement surfacique (Figure 2) sont constitués de canaux ou de bassins de faible profondeur, dans lesquels les eaux usées cheminent horizontalement à travers des plantes émergentes et la litière accumulée au-dessus d'une couche de matériaux servant de milieu pour l'enracinement des plantes (Bernier et al., 2001). La lame d'eau usée maintenue à la surface des filtres est d'une épaisseur relativement faible (environ 5 cm) et exposée à l'atmosphère. L'utilisation des marais artificiels à écoulement surfacique est préconisée pour le traitement de polissage des eaux usées ayant subi un traitement secondaire aérobie (Kadlec et Knight, 1996). Toutefois, lorsqu'ils sont soumis à des charges organiques élevées, ils peuvent engendrer la prolifération d'insectes et le dégagement d'odeurs.

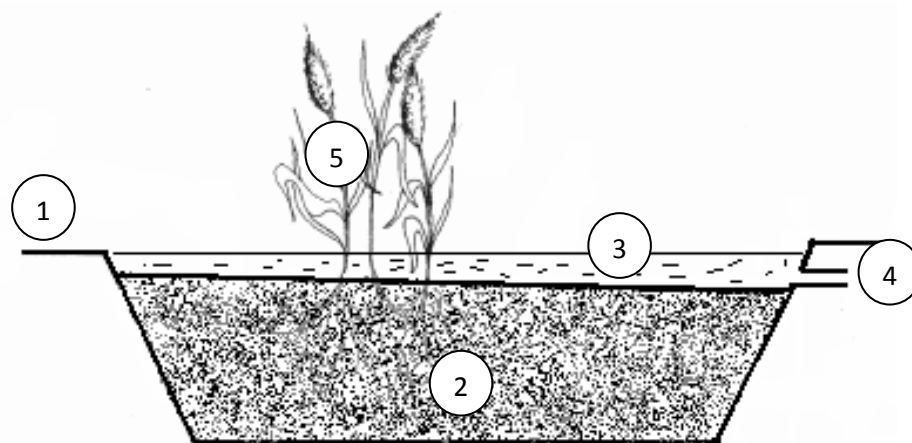


Figure 2 : Coupe transversale d'un filtre planté à écoulement en surface ;
 1 = arrivée de l'eau usée non traitée ; 2 = substrat de fixation des plantes ;
 3 = lame d'eau usée ;
 4 = sortie des filtrats (eau traitée) ; 5= plantes.

1-1-2 Marais artificiel à drainage horizontal sub-surfacique

Dans les filtres à écoulement horizontal sub-surfacique, le substrat est composé de matériaux dont les granulométries sont échelonnées en barrières de filtration suivant une direction horizontale (Figure 3). Les effluents à traiter sont apportés à l'une des extrémités du filtre, pénètrent horizontalement dans le substrat de filtration et sont évacués à l'autre extrémité (Mouton-Ferrier et al., 2003). En général, l'alimentation des filtres est continue car la charge organique apportée est faible et les surfaces du substrat de filtration sont relativement importantes. Elle est réglée de manière à maintenir le substrat quasi-totalement saturé et à favoriser les phénomènes de dégradation anaérobie (Molle, 2003 ; Vymazal & Kröpfelová, 2009). Le niveau d'eau dans le filtre doit être maintenu à environ 5 cm sous la surface du substrat pour éviter une circulation au-dessus pouvant causer une rupture de la chaîne de traitement et des risques de prolifération d'insectes. L'aération des filtres à écoulement horizontal n'est possible qu'en surface et à l'interface entre les racines des plantes et l'eau. Le reste du bassin est quasiment anoxique.

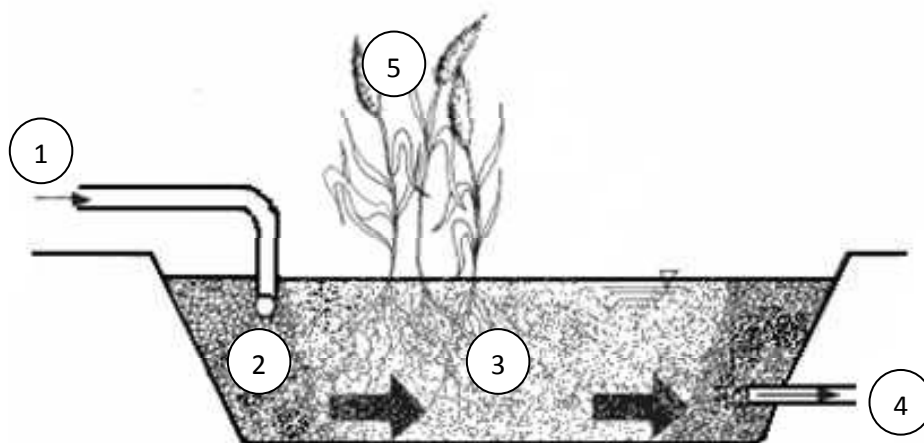


Figure 3 : Coupe transversale d'un filtre planté à drainage horizontal subsurfacique ; 1 = arrivée de l'eau usée non traitée ;
2 = substrat de répartition (gravier) ;
3 = substrat de filtration (sable) ; 4 = sortie des filtrats (eau traitée) ;
5 = plantes.

1-2 Caractéristiques du substrat de filtration des marais artificiels

Le principe de traitement des eaux usées par marais artificiel utilise la technique d'épuration par infiltration-percolation de l'eau à travers un support de filtration. Ce principe repose sur les propriétés épuratrices des sols et dépend fortement du substrat utilisé qui influence par sa nature physique et géochimique les processus de traitement des eaux usées (Lefèvre, 1988). A cet effet, le substrat doit répondre à des caractéristiques précises dans le but d'établir un compromis entre deux exigences (Gnagne & Briseau, 2003) :

- une porosité à l'air suffisante pour permettre la bonne circulation de l'oxygène au sein de la phase gazeuse du substrat, même après un accroissement intense de la biomasse microbienne. Selon la nature de l'effluent, cette porosité doit être plus ou moins grande (plus de 30 %). L'épuration des eaux usées très chargées, en l'occurrence, celles des pays en développement, nécessite un matériau granulaire grossier.

- Une surface spécifique des grains suffisante pour assurer l'épuration des eaux usées. Cette condition est facilement respectée avec la granulométrie du matériau recommandée en épuration par infiltration.

La granulométrie du matériau de filtration est très déterminante dans le choix du sable.

En effet, la courbe granulométrique représentative de la fraction cumulée du granulat en fonction du diamètre des grains, donne une indication sur la surface spécifique du matériau, et donc sur l'importance des échanges possibles à l'interface solide-liquide ou solide-gaz

(Molle, 2003). Plus les grains de sable sont de petite taille et polydispersés (courbe granulométrique étalée), plus la conductivité hydraulique est faible, le temps de séjour hydraulique et le risque de colmatage sont élevés.

La pente de la courbe granulométrique permet de caractériser le degré d'uniformité de la taille des grains de sable à partir du d10 et du d60 (classes granulométriques correspondant respectivement à 10 % à 60 % de la masse du sable utilisé). Par ailleurs, le coefficient d'uniformité (CU) qui renseigne sur l'uniformité ou la régularité de la distribution des particules, est déterminé par le rapport du d10 sur le d60 (Masschelein, 1996).

Lorsque CU est inférieur à 2, la granulométrie est dite uniforme. Dans le cas contraire (CU est supérieur à 2), elle est dite dispersée.

Selon Liénard et al. (2000), le matériau présentant le meilleur compromis est le sable siliceux exempté de toute impureté, avec un d10 compris entre 0,25 et 0,40 mm et un

CU allant de 1,5 à 3. En outre, la proportion des particules fines doit être inférieure à 3 %.

Toutefois, l'épaisseur des couches de substrat dépend de l'objectif visé. Une épaisseur allant de 20 à 80 cm serait recommandée pour obtenir d'excellents rendements épuratoires (Kadlec et al., 2000).

1-3 Etat de l'art du traitement des eaux usées par marais artificiels

Les premiers travaux d'épuration des eaux usées par marais artificiels ont été réalisés par Seidel (1966) en Allemagne. Ces travaux ont inspiré Kickuth (1977) et bien d'autres chercheurs qui ont développé le concept de la "Root Zone Method" relatif à l'activité de la rhizosphère. Diverses modifications ont été apportées plus tard pour simplifier le procédé, fiabiliser son fonctionnement et établir des bases de dimensionnement ainsi que des règles de gestion opérationnelles. Plusieurs investigations ont prouvé l'aptitude des marais artificiels à dépolluer efficacement les eaux usées d'origines diverses (Mitsch & Cronk, 1992 ; Cooper et al., 1996 ; Kadlec & Knight, 1996 ; Green et al., 1997 ; Abissy & Mandi, 1999 ; Nyakango & Van Bruggen, 2001 ; Vymazal & Kröpfelová, 2005 ; Coulibaly et al., 2008a, b). Aujourd'hui, ces systèmes bénéficient d'une attention particulière en Amérique, en Asie, en Europe et en Afrique. Sur le continent Africain, ils sont utilisés dans certains pays (Kenya, Maroc, Ouganda, Cameroun et Tanzanie) pour le traitement des eaux usées municipales (Mandi et al., 1996 ; Abissy & Mandi, 1999 ; Mashauri et al., 2000 ; Nyakango & Van Bruggen, 2001 ; Nzengy'a & Witshitemi, 2001 ; Kyambadde et al., 2004) et des effluents industriels (Abira et al., 2003). Des essais de traitement des eaux usées domestiques ont été réalisés à l'échelle pilote en utilisant des plantes comestibles comme *Corchorus oliterius* et

Amaranthus hybridus (Coulibaly et al., 2008a, b). Ces travaux ont donné des résultats très intéressants (DCO = 62 à 70 %, NH_4^+ = 67 à 69 %, PO_4^{3-} = 52 à 67 %).

Par ailleurs, l'approche de ces auteurs qui consiste à utiliser des végétaux locaux à intérêt économique rend les marais artificiels plus attrayants.

1-4 Plantes utilisées dans les marais artificiels

1-4-1 Caractéristiques générales

Parmi les plantes qui se développent dans les zones humides, les espèces herbacées émergentes sont fréquemment utilisées pour réaliser les marais artificiels (Normand, 1998). Leur choix est motivé par deux raisons. La première est relative à leur grande productivité de biomasse et leur capacité élevée à capter l'oxygène atmosphérique et l'énergie solaire. La seconde raison est que les tiges de ces plantes sont constituées de tissus vasculaires formant un système lacunaire qui permet de capter l'oxygène atmosphérique, à partir des lenticelles des feuilles et des tiges, pour l'acheminer vers les racines (Brix, 1994).

Le système lacunaire permet également d'évacuer le dioxyde de carbone (CO_2) et le méthane (CH_4) produits au fond du marais artificiel. Ces espèces végétales captent plus d'oxygène qu'elles n'en ont besoin pour la respiration racinaire. L'excès d'oxygène est diffusé dans le substrat et crée autour des racines une zone aérobie favorable à l'activité des organismes vivants (Kadlec & Knight, 1996). Par ailleurs, les plantes herbacées et émergentes possèdent un système racinaire dense qui rend leur utilisation encore plus avantageuse.

Les plantes émergentes couramment utilisées sont *Phragmites australis*, *Typha* spp., *Arundo donax*, *Scirpus* spp., *Eleocharis* spp., *Carex* spp., *Juncus* spp., *Phalaris arundinacea*, *Glyceria maxima* et *Cyperus* spp. (Reed & Brown, 1992 ; Normand, 1998 ; Chew, 2006). Elles sont regroupées sous la dénomination d'hydrophytes. Ces plantes se reproduisent de manière sexuée (production de gaines) mais surtout, de façon asexuée en développant leur système racinaire à partir duquel émergent continuellement de nouvelles tiges (Normand, 1998). Lors de la mise en place du marais artificiel, la manière la plus économique de se procurer les plantes est de les prélever directement sur des adultes indigènes. Celles-ci sont, par ailleurs, plus résistantes que les plantes semées ou cultivées en serre. Cependant, il est recommandé de les laisser s'acclimater à leur nouvel environnement (Hammer et al., 1989). Concernant ces plantes émergentes couramment utilisées, dont le développement racinaire est assez important, la densité initiale de

plantation recommandée est de 10 plantes par mètre carré pour optimiser les rendements épuratoires du système (Reed & Brown, 1992 ; Kadlec & Knight, 1996).

1-4-2 Rôle des plantes

Au-delà de l'aspect esthétique, les plantes utilisées dans les marais artificiels contribuent directement ou indirectement aux processus de dégradation de la charge polluante de l'eau usée appliquée.

1-4-2-1 Rôle direct des plantes

Les plantes des marais artificiels ont la capacité d'assimiler les nutriments (azote et phosphore) de l'eau usée pour assurer leur métabolisme et/ou les stocker (Abissy & Mandi, 1999). Cependant, l'absorption des nutriments par les végétaux représente une très faible fraction (15 % environ) des concentrations contenues dans l'eau usée à traiter. La fraction assimilée dépend fortement de l'espèce végétale utilisée. A la mort des plantes, les nutriments assimilés sont de nouveau libérés par décomposition dans les réacteurs. Il est donc préconisé de faucher (couper et enlever) régulièrement les parties aériennes (Kadlec & Knight, 1996 ; Okurut, 2001 ; Vymazal, 2004) pour limiter la contribution des végétaux à l'enrichissement des marais artificiels en nutriments. Brix (1997) a montré qu'au niveau du phosphore, l'assimilation végétale représente 30 à 150 kg/ha, dont la majorité est stockée dans les racines et seulement 2,5 à 12 kg/ha peuvent être évacués par fauchage. Molle (2003) a noté que cette assimilation végétale reste faible compte tenu du rejet annuel d'un équivalent-habitant qui est estimé à 1,1 kg de phosphore par an.

Concernant l'azote, uniquement 10 % peuvent être éliminés par fauchage des plantes.

Toutefois, cette élimination est fonction de la biomasse végétale produite et du type de plante.

Certaines plantes contribuent à l'élimination des germes pathogènes. En effet, pendant la croissance, ces plantes sécrètent au niveau de leurs racines des antibiotiques qui contribuent à l'élimination des micro-organismes pathogènes de l'eau usée tels que les coliformes fécaux, les coliformes totaux, les germes d'*Escherichia coli* et les œufs d'helminthes (Vincent et al., 1994).

Enfin, la présence de plantes retient les odeurs des eaux usées sous le couvert végétal.

1-4-2-2 Rôle indirect des plantes

La croissance des racines et des rhizomes des plantes assure le maintien et la régulation de la conductivité hydraulique initiale du massif filtrant. En effet, la faible granulométrie du substrat (gravier et sable) ainsi que l'apport d'importantes quantités de matières organiques par les eaux usées sont des facteurs favorables au colmatage des filtres. La croissance des parties racinaires limite ces risques en formant des pores tubulaires le long des racines et des rhizomes qui facilitent la circulation de l'eau dans les filtres. Cette théorie initiée par Kickuth (1990) pour justifier la plantation de roseaux sur des matériaux à perméabilité initiale non adaptée a été remise en cause par Haberl & Perfler (1990) et Cooper et al. (1996). En somme, la présence des plantes n'augmente pas la conductivité hydraulique initiale du substrat, mais maintient pendant longtemps sa perméabilité.

Les plantes des marais artificiels empêchent la formation d'une croûte relativement imperméable de matières solides retenues à la surface des lits, qui ralentit l'infiltration des eaux (Agence de l'Eau, 1999). Cela est possible grâce aux rhizomes qui permettent à la plante de se développer horizontalement en produisant de nouvelles tiges. Ces jeunes tiges percent la couche de dépôts et aménagent à la base des espaces pour la circulation de l'eau.

Différents travaux ont montré qu'il se formait à la surface des filtres non plantés une "moquette" cellulosique qu'il fallait racler régulièrement (Abissy & Mandi, 1999 ; ChaoXiang et al., 2004 ; Mbuligwe, 2005). En revanche, sur les filtres plantés, les jeunes tiges émises depuis les nœuds des rhizomes empêchaient ce phénomène.

Les plantes favorisent aussi le développement des microorganismes cellulolytiques et de macroinvertébrés (annélides, isopodes,...) au sein même des matières solides retenues en surface des lits grâce à l'ombrage qu'elles procurent et à l'hygrométrie qu'elles maintiennent.

Ces organismes contribuent à la minéralisation d'environ 65 % des matières organiques en formant une sorte de terreau parfaitement aéré et de perméabilité élevée. En outre, le développement racinaire accroît la surface de fixation (surface active) des organismes (Münch et al., 2004). Par ailleurs, les tissus racinaires, les exsudats sécrétés et l'oxygène libéré dans la rhizosphère créent des micro-habitats favorables à la diversité, à l'abondance et à l'activité des organismes dans les filtres plantés par rapport au substrat inerte (Brix, 1990 ; Ward, 1996 ; Calhoun & King, 1997 ; Decamp et al., 1999 ; Kayser & Kunst, 2004 ; Münch et al., 2004).

De fait, les plantes transfèrent l'oxygène atmosphérique depuis les feuilles jusqu'aux racines par le biais de leur aérénchyme (Armstrong & Armstrong, 1990 ; Armstrong et al., 1992). Cet oxygène est libéré autour du chevelu racinaire dans un film aqueux d'une épaisseur supérieure ou égale à un millimètre.

Ce transfert continu d'oxygène dans la rhizosphère permet l'oxydation des polluants autour des racines.

1-5 Organismes vivant dans les sédiments des marais artificiels

La dégradation de la charge polluante de l'eau usée dans les marais artificiels résulte essentiellement des activités des organismes vivant dans ces milieux. Ces organismes peuvent être microscopiques (microorganismes) ou macroscopiques (macroinvertébrés). Leur présence dans les marais est engendrée par les apports d'eau usée brute et la colonisation naturelle à partir de l'environnement immédiat.

1-5-1 Microorganismes

Les microorganismes couramment rencontrés dans le substrat des marais artificiels sont des bactéries, des champignons et des micro-algues (Normand, 1998 ; Tao et al., 2006a ; Puigagut et al., 2007a). Selon ces auteurs, les bactéries et les champignons sont les plus impliqués dans la décomposition de la matière organique de l'eau usée. Le mécanisme de dégradation des polluants organiques par les bactéries se présente comme suit : lorsque les bactéries croissent sur des substrats organiques, elles sécrètent des enzymes dans leur environnement qui hydrolysent les macromolécules en produisant des molécules assimilables. Par ailleurs, certaines bactéries apparaissent comme des prédateurs de germes pathogènes contenus dans les eaux usées. Quant aux algues, elles prélèvent les nutriments des eaux usées pour leur synthèse et servent elles-mêmes de nourriture à d'autres organismes du milieu. Les algues en suspension dans l'eau contribuent à la pollution lorsqu'elles se retrouvent dans les effluents des procédés d'épuration des eaux. Leur prolifération est ralentie dans le marais artificiel par le couvert végétal qui crée de l'ombrage et empêche la photosynthèse (Weissner et al., 2002).

Les communautés de microorganismes vivant dans le substrat des marais artificiels sont similaires à celles des autres procédés de traitement biologique des eaux usées. Les paramètres du milieu comme l'oxygène dissous, la température et la charge organique doivent être contrôlés pour maintenir une croissance raisonnable de ces organismes et optimiser les rendements épuratoires.

1-5-2 Macro-organismes

Les macro-organismes jouent un rôle primordial dans les processus de décomposition de la matière organique dans les sols. En effet, ces macro-organismes seraient essentiellement des invertébrés qui sont pour la plupart saprophages et assurent leur croissance à partir de matière organique ingérée. Le digestat de cette matière organique est rejetée dans les déjections sous une forme dégradée facilement assimilable par les microorganismes du milieu (Lavelle & Gilot, 1994 ; Lavelle, 1997). L'activité de la macrofaune du sol influence ainsi positivement celle de la microfaune (Lavelle & Gilot, 1994). Par ailleurs, certains organismes tels que les Annélides, creusent des galeries au sein du substrat, permettant ainsi son aération et le maintien de sa perméabilité initiale (Bachelier, 1963 ; Cluzeau, 1992). Dans le contexte de l'épuration des eaux usées par marais artificiel, ces macroorganismes contribuent ainsi à la transformation de la charge polluante ; ce qui augmenterait les rendements épuratoires.

En somme, les organismes vivant dans le substrat des marais artificiels utilisent la charge polluante de l'eau usée de laquelle ils puisent leur énergie pour convertir une partie en biomasse et recycler la fraction excédante. Ces consommateurs conservent les nutriments en circulation et jouent un rôle régulateur vis-à-vis des êtres vivants des niveaux trophiques inférieurs, de manière à maintenir l'équilibre fonctionnel de l'écosystème (Odum, 1983). Cependant, leur contribution dans le traitement des eaux usées reste encore marginale et mal connue.

1-6 Mécanismes et rendements épuratoires

Les mécanismes épuratoires qui ont lieu dans les marais artificiels sont régis par des processus physiques, chimiques et biologiques plus ou moins imbriqués (Vymazal et al., 1998 ; Gustafson et al., 2002). Ces processus commencent par la rétention en surface des matières particulaires dans les filtres après l'application des eaux usées et en profondeur du substrat avec des mécanismes chimiques et biologiques. Ils influencent considérablement le flux de nombreux polluants des eaux usées tels que les nutriments (azote et phosphore), les polluants organiques, la charge parasitaire (coliformes fécaux, coliformes totaux, *Escherichia coli*, *Clostridium perfringens*, *helminthes*, ...) et les métaux lourds. Les rendements épuratoires des marais artificiels sont fonctions de la typologie et du mode d'alimentation des réacteurs, des caractéristiques du substrat de filtration, du temps de séjour hydraulique et de la charge hydraulique appliquée.

1-6-1 Matières en suspension

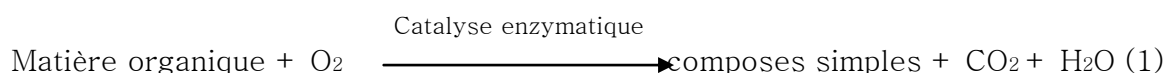
Les matières en suspension (MES) des eaux usées sont éliminées par filtration physique qui retient les matières grossières à la surface des lits en formant une croûte superficielle de dépôts solides. Cette croûte peut gêner l'infiltration de l'eau et provoquer le colmatage des filtres en absence de plantes. Quant aux particules plus fines, elles sont retenues par blocage entre les pores, interception et fixation sur les grains et interactions chimiques de type Van Der Waals (Shmitt, 1989). Selon Chachuat (1998), la sédimentation est le mécanisme privilégié de l'élimination des particules en suspension. Lorsque le substrat des filtres est suffisamment poreux, l'élimination des MES s'avère particulièrement efficace et la quasitotalité de la charge entrante est retenue dans le massif filtrant. Les concentrations à la sortie des filtres, partiellement indépendantes de celles à l'entrée, sont de l'ordre de 10 à 20 mg/l (Chachuat, 1998).

Des rendements épuratoires de 66 à 98 % et de 69 à 100 % ont été obtenus en utilisant respectivement des marais artificiels à écoulement horizontal et à drainage vertical (Vymazal, 2005 ; Coulibaly et al., 2008a, b ; Sindilariu et al., 2009 ; Vymazal & Kröpfelová, 2009).

1-6-2 Matière organique

Les processus d'élimination de la matière organique (MO) de l'eau usée dans les marais artificiels se résument par la filtration, la sédimentation mais surtout, la dégradation biologique (Vymazal & Kröpfelová, 2009). La dégradation de la MO est assurée par l'activité de divers organismes hétérotrophes (annélides, insectes, arthropodes, bactéries, champignons, ...) qui l'utilisent comme ressource alimentaire. Cette MO des eaux usées est composé majoritairement de macromolécules (protéines, glucides, lipides et bio polymères de nature polyphenoliques) (Meyer & Ishiwatari, 1993). Pour ce qui concerne les bios polymères, leur biodégradation commence avec une étape d'hydrolyse en molécules assimilables par diverses enzymes, notamment les amylases, les protéases et les lipases. Ensuite, viennent les autres étapes d'assimilation et de métabolisme par les microorganismes.

L'équation biochimique simplifiée de la dégradation de la MO est résumée par la relation (1) :



Les deux indicateurs de la pollution organique couramment utilisés pour caractériser les eaux usées sont la demande chimique en oxygène (DCO) et la demande biologique en oxygène (DBO). Les rendements épuratoires liés à l'élimination de la DCO dans les marais artificiels sont relativement élevés. Coulibaly et al. (2008a, b) ont obtenu une élimination de la DCO de l'ordre de 62 à 70 % sur des eaux usées domestiques n'ayant subi aucun traitement préalable.

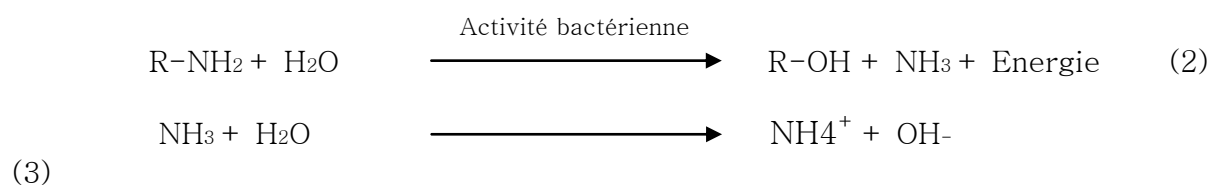
1-6-3 Composés azotés

Les processus qui gouvernent la transformation des composés azotés dans les marais artificiels sont multiples et se réfèrent au cycle de l'azote dans les milieux poreux. Dans un souci de synthèse, les processus complexes liés à la fixation de l'azote atmosphérique par les plantes et les bactéries libres du substrat de filtration ne seront pas développés. Seuls les phénomènes de dégradation des composés azotés contenus dans les eaux usées seront exposés.

L'azote apporté dans les marais artificiels par les eaux usées est généralement sous forme organique. Il subit une ammonification, puis une nitrification et enfin une dénitrification en fonction des conditions biochimiques du milieu (Visser et al., 2000 ; Bastviken et al., 2009 ; Maltais-Landry et al., 2009).

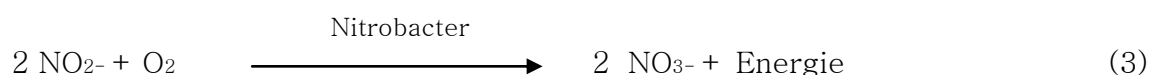
L'ammonification consiste à la minéralisation de l'azote organique en ammoniac (NH_3) sous l'action d'une flore bactérienne hétérotrophe vivant dans le substrat de filtration. Elle a lieu aussi bien en milieu aérobie qu'en milieu anaérobie. L'ammoniac formé subit, à son tour, différentes transformations pour donner de l'ammonium (NH_4^+).

Les réactions émanant de l'ammonification sont multiples et peuvent être synthétisées par les relations (2) et (3) :



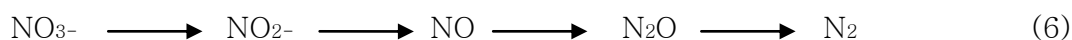
Dans des conditions aérobies, le NH_4^+ est oxydé en nitrite (NO_2^-) puis en nitrate (NO_3^-) par des bactéries nitrifiantes (bactéries autotrophes) qui y tirent leur énergie. Ce phénomène biologique d'oxydation de NH_4^+ en NO_3^- est la nitrification. Elle se déroule en deux étapes : la première correspond à la nitrification (phase d'oxydation de NH_4^+ en NO_2^-) et la seconde à la nitratisation

(phase d'oxydation de NO_2^- en NO_3^-). Chacune de ces étapes nécessite l'activité de bactéries spécifiques : *Nitrosomonas* pour la nitrification et *Nitrobacter* pour la nitrification (Bastviken et al., 2009 ; Maltais-Landry et al., 2009). Les relations (4) et (5) présentent respectivement les équations globales résultant de la nitrification et de la nitrification.



Outre l'oxydation bactérienne de NO_2^- , la nitrification peut s'effectuer par déshydrogénation d'un ion de nitrite hydrate ou par transfert d'un électron sous l'action d'une enzyme métallique. Chacune des étapes se déroule en aérobie et la nitrification engendre l'acidification du milieu. La dénitrification est le mécanisme respiratoire par lequel certains microorganismes hétérotrophes utilisent le NO_3^- comme accepteurs d'électrons en remplacement de l'oxygène pour oxyder la matière organique dans des conditions d'anoxie (Germon & Henaut, 1994).

Ces bactéries dénitrifiantes sont prédominées par les *Pseudomonas* (Dupain, 1992). Le processus de dénitrification est un ensemble de réactions en chaîne, dont les produits finaux sont des composés gazeux (NO , N_2O , N_2) lorsque le processus est complet. Cependant, en fonction des bactéries et/ou des conditions du milieu, la dénitrification peut être partielle entraînant une accumulation de diverses formes azotées intermédiaires dans le substrat (Germon & Henaut, 1994). Les différentes étapes de ce processus sont résumées par l'équation (6).



Dans les procédés de traitement des eaux usées par marais artificiel, la dénitrification n'a lieu que lorsque la concentration de l'oxygène dans le substrat de filtration est inférieure à 0,2 ppm (Grenwood, 1963). Elle est significativement réduite dans les marais artificiels à écoulement vertical en raison de la bonne aération du substrat de filtration (Molle et al., 2006). Par conséquent, la dénitrification ne peut être un objectif principal du traitement des eaux usées par marais artificiel à drainage vertical, si dans le même temps, l'on souhaite obtenir des rendements épuratoires élevés.

Toutefois, elle peut être chimique dans les conditions de bonne aération avec un pH acide ($\text{pH} < 5$), permettant la décomposition de NO_2^- en composés azotés volatilissables (NO et HNO_3). Une fraction de ces composés azotés peut être assimilée par les plantes et éliminée par fauchage. Mais, cette fraction est faible Puisqu'elle ne représente que 10 % des apports en azote (Vymazal & Kröpfelová, 2005).

Les abattements de NH_4^+ sont sensibles aux conditions de dimensionnement et d'alimentation des filtres. Selon les charges hydraulique et organique appliquées, une réduction de 60 à 95 % de NH_4^+ de l'eau usée brute peut être enregistrée (Molle, 2003).

1-6-4 Composés phosphorés

La dégradation du phosphore dans les zones humides est la conséquence de plusieurs mécanismes :

- l'assimilation microbienne ainsi qu'une incorporation dans la matrice organique formant des complexes organiques faiblement solubles ou insolubles (Bubba et al., 2003 ; Molle, 2003). Mais, contrairement aux systèmes à boues activées, les boues produites ne peuvent être évacuées régulièrement. Le substrat de filtration reste alors engorgé et le phosphore retenu est relargué dans les filtrats ;

- l'assimilation d'une fraction par les plantes pour satisfaire leurs besoins nutritifs. Le Phosphore assimilé par ce biais peut être éliminé par fauchage des parties aériennes des plantes. Cependant, les surfaces mises en jeu comparativement aux charges hydrauliques appliquées rendent ce phénomène négligeable. Vymazal (2004) a estimé qu'environ 10 à 15 % des apports de phosphore par hectare et par an sont potentiellement assimilables par les plantes ;

- les mécanismes de rétention par adsorption et précipitation dans le substrat des filtres favorisant l'établissement de liaisons stables. Les composés phosphorés sont adsorbés par les oxydes de fer et d'aluminium ainsi que par la calcite du substrat grâce aux réactions d'échange de ligands (Comeau et al., 2001 ; Drizo et al., 2002).

Ce phénomène constitue le principal mécanisme de rétention du phosphore dans les procédés de marais artificiel. Divers matériaux ont été investigués pour améliorer la rétention du phosphore de sorte à obtenir des filtrats qui respectent les normes de rejet des eaux usées (Zhu et al., 1997 ; Drizo et al., 1999, 2002 ; Brix et al., 2001 ; Comeau et al., 2001). Pour optimiser

l'élimination du phosphore, certains concepteurs de marais artificiels ajoutent de la limaille de fer, de l'argile ou de la chaux au substrat de filtration pour augmenter sa capacité de rétention (Agence de l'eau, 1999). De manière générale, les marais artificiels sont moins performants pour éliminer le phosphore des eaux usées.

Son élimination dans les marais artificiels varie entre 48 et 70 %.

1-6-5 Métaux lourds

Les métaux lourds contenus dans les eaux usées se trouvent sous forme soluble ou particulaires. Au cours de l'épuration des eaux usées, les formes particulaires sont retenues dans le marais artificiel par filtration.

Quant aux formes solubles, elles peuvent précipiter sous forme d'oxydes et de sulfides métalliques, respectivement, grâce aux bactéries métallo-oxydantes dans les zones aérobies et aux bactéries sulfato-réductrices dans les zones anaérobies.

Ces précipités sont ensuite retenus dans le substrat des réacteurs. De plus, à l'interface des racines et des sédiments, se développe un fort gradient redox qui engendre la précipitation des hydroxydes ferriques complexes (Bernier et al., 2001).

Ceux-ci s'accumulent dans la rhizosphère en formant autour des racines une gaine qui constitue une barrière empêchant l'assimilation végétale et favorisant la co-précipitation avec d'autres métaux lourds dans la plaque d'hydroxyde ferrique.

1-6-6 Germes pathogènes

Les germes pathogènes (coliformes fécaux, coliformes totaux, *Escherichia coli*, *Clostridium perfringens*, *helminthes*,...) sont retenus en majorité dans les marais artificiels par filtration. Ils sont neutralisés par prédation, par mort naturelle ou par des biocides émis au niveau des racines des plantes (Vincent et al., 1994). Soto et al. (1999) ont observé une élimination plus importante des germes pathogènes dans les filtres plantes que dans des filtres non plantes et ont lié cette observation à l'action des plantes. Par ailleurs, le temps de séjour hydraulique constitue un paramètre essentiel pour une meilleure élimination de ces germes.

A cet effet, Khatwada & Polprasert (1998) ont montré que le pourcentage d'élimination des coliformes fécaux passait de 58 % à plus de 99 % lorsque le temps de séjour hydraulique moyen augmentait de 1,5 à 6 jours.

2/ Matériels et méthodes:

2-1/ Dispositif expérimental:

Le bioréacteur qui a fait l'objet du dispositif expérimental de ce travail de fin d'étude est une zone humide plantée à écoulement horizontal subsurfacique HSSFCW, (horizontal subsurface flow constructed wetland), il a été réalisé et mis en œuvre dans une école primaire à la ville de Marrakech pour l'épuration des eaux grises de cet établissement scolaire pour des fins de réutilisation des eaux traitées dans l'arrosage de ses espaces verts, la conception au fil de l'eau de l'unité de traitement conçue consiste en :

- Unité de prétraitement (3) par décantation des effluents émanant des lavabos collectifs et douches de l'établissement, cette phase est pourvue d'un dispositif de dégrillage pour l'élimination des particules inertes et grossières.
- Système de traitement de l'effluent décanté par le biais d'un filtre horizontal (1) à écoulement sub-surfacique planté de roseaux, la dégradation de la matière polluante est assurée par une biomasse bactérienne anaérobie fixée sur un complexe aménagé d'un substrat granulaire saturé et du système racinaires des plantes submergentes (2).
- système de collecte (4), refoulement et distribution des eaux grises épurées pour assurer l'arrosage sur la totalité des espaces verts.

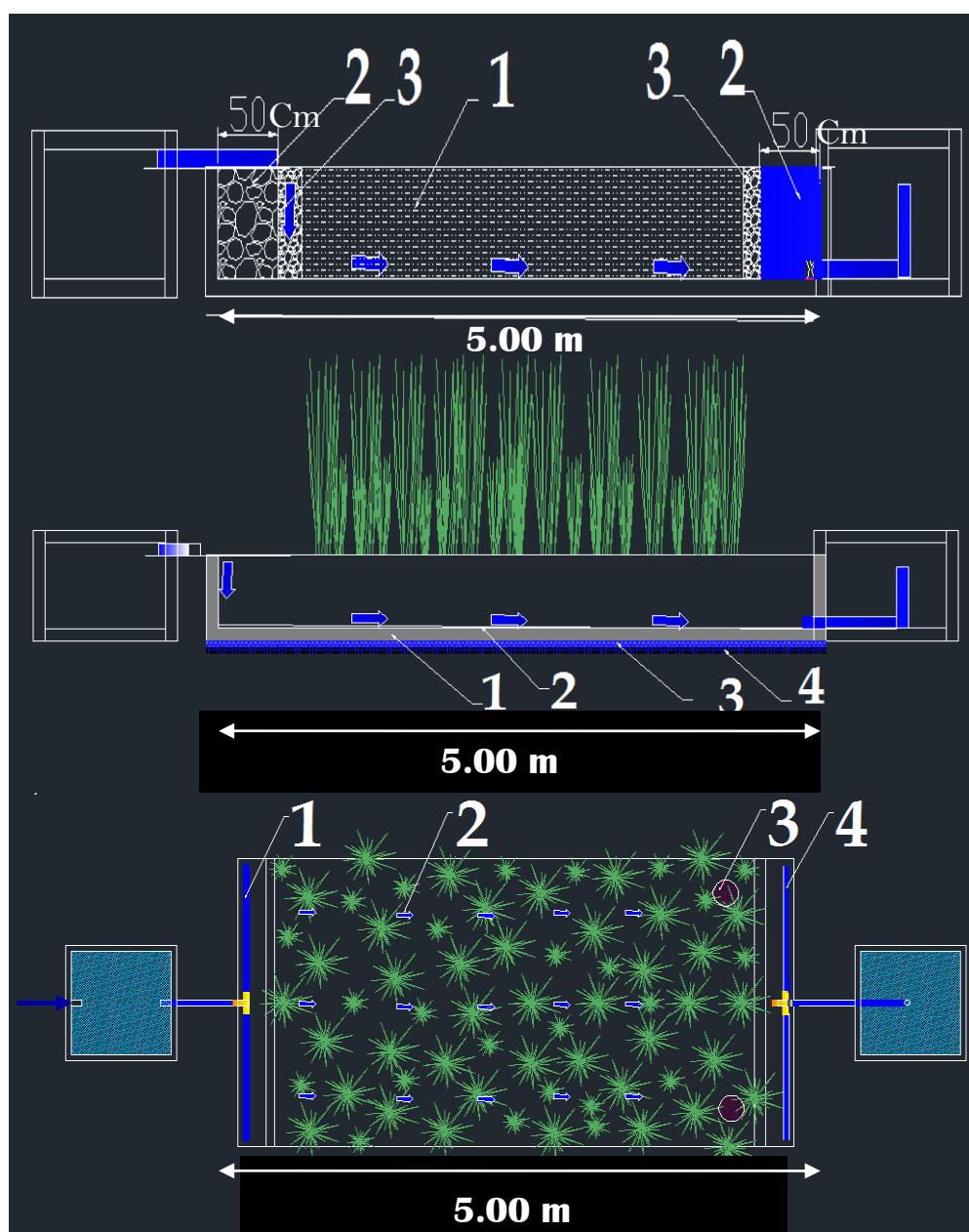


Figure 4 : Dispositif Expérimental

2-1-1/ Description du dispositif expérimental

1/ Le système exploité faisant ressortir un bioréacteur économique doté d'une bonne intégration paysagère, ne demande pas des travaux particuliers de génie civil et qui fonctionne sans apport énergétique pour le traitement et valorisation des eaux grises des établissements scolaires par voie anaérobie et une finition de type biologique.

2/ Le présent système concerne le domaine des procédés et installations pour l'épuration d'effluents moins chargées en matière polluante que ce soit physicochimique ou bactériologique tout particulièrement adaptés aux unités de petites tailles, tel que, par exemple, les écoles, établissements administratifs, complexes résidentiels et touristiques, grandes villas et firmes ainsi que toute autre communauté de l'ordre de 50 à 2000 équivalents habitants, à population permanente, variable ou passagère. Par exemple, la présente invention trouvera également son application pour le traitement des eaux grises émanant des ablutions des mosquées, etc....

3/ Dans le cadre de la gestion intégrée des ressources en eau et face à la pénurie d'eau dont souffre plusieurs régions à fort stress hydrique, le recours au tri à la source des eaux grises et eaux noires de nos établissements scolaires ainsi que publiques et leur traitement par des technologies appropriées « Low cost technologies » en vue d'une réutilisation appropriée s'avère un impératif technique incontournable et une voie privilégiée qui s'impose avec rigueur dans la conjoncture actuelle marquée par la raréfaction de l'eau et l'accroissement accentué de la Population.

4/ Les eaux grises issue des salles de bain et de lavabos de l'établissement scolaire peuvent être utilisées pour des usages

intérieurs comme l'alimentation des chasses d'eau, la protection incendie et le lavage de véhicules et des voiries ainsi que l'arrosage des espaces verts. Certains pays utilisent les eaux grises sans traitement préalable. Cependant, l'utilisation d'eaux grises non traitées peut conduire à une contamination par voie cutanée lors d'un contact avec une plaie ouverte ou par simple contact main/bouche. La contamination par voie respiratoire peut aussi s'avérer dangereuse lors de l'inhalation d'aérosols créés lors de l'utilisation des eaux grises pour l'irrigation par aspersion, ou le lavage de véhicules et des voiries. Une contamination par ingestion directe, lors d'une interconnexion de réseau véhiculant des eaux de qualités différentes ou par manque de signalisation à un robinet délivrant des eaux grises, peut aussi être un frein à la réutilisation des eaux grises. Enfin, la qualité des eaux grises brutes peut aussi entraîner une corrosion, un entartrage ou un encrassement des canalisations. Il est donc nécessaire de traiter les eaux grises avant de les réutiliser.

5/ Le bioréacteur est donc une réponse écologique et élégante à toutes ces questions, c'est dans l'optique de la préservation de la santé de l'utilisateur est effectivement d'approfondir les connaissances sur la rationalisation de l'usage de l'eau par voie de recyclage des eaux grises et en particulier pour l'irrigation d'espaces verts que la présente invention s'inscrit.

6/ La filière objet de cette invention est un filtre planté à écoulement horizontal sub-surfacique, le substrat est composé de matériaux dont les granulométries sont échelonnées en barrières de filtration suivant une direction horizontale. Les effluents à traiter sont apportés à l'une des extrémités du filtre, pénètrent à travers une conduite de répartition, ils s'écoulent ensuite horizontalement dans le substrat de filtration et

sont évacuées à l'autre extrémité par une conduite de drainage. En général, l'alimentation des filtres est continue car la charge organique apportée est faible et les surfaces du substrat de filtration sont relativement importantes. Elle est réglée de manière à maintenir le substrat quasi-totalement saturé et à favoriser les phénomènes de dégradation anaérobie. Le niveau d'eau dans le filtre doit être maintenu à environ 5 cm sous la surface du substrat pour éviter une circulation au-dessus pouvant causer une rupture de la chaîne de traitement et des risques de prolifération d'insectes. L'aération du filtre n'est possible qu'en surface et à l'interface entre les racines des plantes et l'eau ainsi qu'au niveau des dispositifs d'aération situés à l'extrémité du système. Le reste du bassin est quasiment anoxique.

7/ Le principe de traitement des eaux grises par le présent pilote est basé sur la technologie des marais artificiels à écoulement horizontal qui utilise la technique d'épuration par infiltration de l'eau à travers un support de filtration. Ce principe repose sur les propriétés épuratrices des sols et dépend fortement du substrat utilisé qui influence par sa nature physique et géochimique les processus de traitement des eaux grises. À cet effet, le substrat doit répondre à des caractéristiques précises dans le but d'établir un compromis entre deux exigences:

- une porosité à l'air suffisante pour permettre la bonne circulation de l'oxygène au sein de la phase gazeuse du substrat, même après un accroissement intense de la biomasse microbienne. Selon la nature de l'effluent, cette porosité doit être plus ou moins grande (plus de 30 %). L'épuration des eaux usées très chargées, en l'occurrence, celles des pays en développement, nécessite un matériau granulaire grossier.
- Une surface spécifique des grains suffisante pour assurer l'épuration des eaux grises. Ces deux conditions sont facilement respectées avec

la granulométrie du matériau utilisé dans la partie filtrante du système inventé.

8/ Parmi les plantes qu'on peut utiliser et qui ont la capacité de se développer dans le présent bioréacteur, les espèces herbacées émergentes. Leur choix est motivé par deux raisons: le premier est relatif à leur grande productivité de biomasse et leur capacité élevée à capter l'oxygène atmosphérique et l'énergie solaire, la seconde raison est que les tiges de ces plantes sont constituées de tissus vasculaires formant un système lacunaire qui permet de capter l'oxygène atmosphérique, à partir des lenticelles des feuilles et des tiges, pour l'acheminer vers les racines. Le système lacunaire permet également d'évacuer le dioxyde de carbone (CO₂) et le méthane (CH₄) produits au fond du marais artificiel. Ces espèces végétales captent plus d'oxygène qu'elles n'en ont besoin pour la respiration racinaire. L'excès d'oxygène est diffusé dans le substrat et crée autour des racines une zone aérobie favorable à l'activité des organismes vivants. Par ailleurs, les plantes herbacées et émergentes possèdent un système racinaire dense qui rend leur utilisation encore plus avantageuse.

La plante utilisée dans le présent bioréacteur est **une massette à larges feuilles** (*Typha latifolia*), aussi appelée **roseau à massette**, **rauche**, ou **quenouille**, c'est une plante de la famille des *Typhaceae*. C'est la plus commune du genre *Typha*.

9/ Le Regard de prétraitement est destiné à liquéfier les matières solides (papier, déchets) et à pré-digérer les matières organiques. Environ 30 à 50 % de la matière organique peuvent être éliminés dans la cuve de prétraitement, lorsqu'elle est bien dimensionnée.

10/ En cas des eaux grises chargées en matière organique, une fosse septique sera préconisée comme prétraitement en amont du bioréacteur, le cas échéant, les fosses sont des cuves spécialement adaptées qui peuvent être fabriquées en matériaux plastiques ou en béton. Elles sont construites sur site en veillant bien à leur robustesse et leur étanchéité : parois en béton armé de 20 cm et béton à 350 kg ciment par m³.

La fosse est équipée en entrée d'un coude et en aval d'un té. Les gaz de fermentation sont piégés dans le sommet de la fosse. Ils sont préférablement évacués par un évent (tube de 40 mm de diamètre en minimum) conduisant ces gaz malodorants vers l'extérieur. Les cuves sont soit cylindriques ou cubiques. La hauteur de la cuve est égale à son diamètre ou côté.

11/ Le système proposé est un filtre planté horizontal à écoulement subsurfacique constitué d'un ou plusieurs bassin(s) étanche(s) muni(s) d'une entrée d'eaux grises et d'une sortie d'eaux épurées. Chaque bassin est rempli partiellement de gravier et d'eaux grises dans lesquels des plantes aquatiques (héliophytes) seront plantées (N°2).

12/ Les dimensions du bassin est calculé selon la formule de Kickuth basé sur le modèle de dégradation K-C*, et qui varient en fonction des plusieurs paramètres comme la charge hydraulique, organique, conditions climatiques...

Pour aboutir à des performances épuratoires satisfaisantes, et au cas où les dimensions de la surface dépasse 10 m de longueur, le caractère innovant de cette invention exige la mise en place de plus d'un bassin. La longueur du présent bioréacteur est toujours égale à deux fois la largeur.

Le temps de séjour est calculé par le volume occupé par les eaux dans le bassin (dans l'espace 'porosité') divisé par le volume d'eaux alimenté chaque jour.

13/ Pour répartir les eaux entre les bassins, le bioréacteur prévoit des tés ou des chambres de répartition pour répartir les débits de façons égales.

14/ Le fond du bassin du système est constitué d'une dalle horizontale en béton avec une pente de 1% ou en sable stabilisé (150 kg ciment/m³) sur 10 à 15 cm d'épaisseur selon la stabilité du sol. La dalle est située à 55 cm sous le niveau bas du tuyau d'alimentation.

Les parois en béton a une hauteur de 80 cm, et de 10 cm au minimum d'épaisseur et stabilisées à l'extérieur par des remblais compactés. Si des remblais ne peuvent être ajoutés autour du bassin (si celui-ci est hors sol), les parois sont renforcées (et surtout les angles) par des fers à béton de 8 mm et ce, à chaque niveau de blocs.

15/ Les parois et le fond sont étanches à l'intérieur:

Grâce à une couche de géotextile et une géomembrane (200kg/m²). Autres variantes proposées par cette invention pour le dispositif d'étanchéité sont:

- des enduits (mortier à 350 kg -ciment/m³ + hydrofuge pour ciment) en 3 couches de 7 mm d'épaisseur,
- Couche de l'argile compactée de 45cm
- Bentonite

Le bassin est rempli de graviers ronds (ou concassés, mais sans angles aigus !) propres et lavés de 3 à 5 mm de diamètre et sur une hauteur de 60 cm (couche filtrante).

Des côtés entrée et sortie et sur min. 50 cm de longueur, des gros graviers (tailles mélangées de 2 à 5 cm diamètre, sans angles aigus) permettront une bonne répartition des eaux (couche drainante).

Une couche de transition entre la couche drainante et filtrante pour protéger les granulats contre un chevauchement (1-2 cm).

Les tubes d'alimentation et de sortie des eaux sont équipés de tés et de tubes horizontaux percés (trous de 2 cm tous les 10 cm) pour répartir les eaux sur toute la largeur du bassin.

Le niveau bas du tube d'alimentation est situé à 50 cm au-dessus de la dalle du fond ; le tuyau de sortie quant à lui est situé à 10 cm du fond.

La porosité des graviers est de 20 à 40 % (plus les graviers sont gros et ronds, plus la porosité est élevée).

des graviers calcaires (qui peuvent être attaqués par des eaux grises) ne sont pas recommandés pour la présente invention.

16/ Les plantations sont implantées Lorsque le filtre planté est sous eau (min. 54 cm de hauteur d'eau). Les roseaux (*Phragmites et Typha*) sont les plantes les plus connues et efficaces en Europe. Au Maroc, les *Arundo donax*, *Typha Latifolia* ou toute autre plante *héliophyte* peuvent être intéressantes. Les *Arundo* donnent des tiges ligneuses intéressantes pour l'artisanat (canisses..). D'autres plantes (à veiller non toxiques) à faucher peuvent être valorisées en compost ou en aliment pour bétail.

Les eaux épurées sont en priorité utilisées pour l'arrosage des espaces verts des établissements scolaires et publics.

17/ Pour plus détails de constructions, le fond est couvert d'une dalle en béton armé de min. 10 cm d'épaisseur dosé en 350kg/m^3 . Si le sol est peu stable (argile, sable..), il sera au préalable couvert d'une couche de pierres concassées...

18/ Les parois sont montées en béton armé de préférence. Du côté intérieur et sur le sommet du muret, un enduit d'étanchéité est posé et des remblais sont par la suite tassés derrière les parois.

19/ Les tuyaux d'entrée et de sortie sont intégrés dans les parois amont et aval du filtre. Ils sont équipés de tés et tuyaux percés pour distribuer (entrée) et collecter (sortie) les eaux usées. Tous les tuyaux ont un diamètre de 110 mm. A la sortie une chambre est prévue pour y placer un coude et un tuyau de 110 mm jusqu'à une hauteur de 54 cm 5.

20/ Les graviers sont posés respectivement (couche de drainage, couche de transition, couche filtrante). Les tuyaux de distribution et de collecte des eaux ne doivent pas être abîmés et ils doivent être posés à l'horizontale. Après remplissage à l'eau, les plantations sont effectuées.

Parametre	Valeur	
Equivalent habitants	150	
Débit journalier	1.2 m³/j	
Concentration de la DBO5 _{In}	50 mg/l	
Concentration de la DBO5 _{Out}	10 mg/l	
Charge polluante en (BOD)	60 g/ d	
Ratio charge par surface (BOD5)	4.8 g/ m²/d	
Surface	12.5 m²	
Profondeur	0.6 m	
Pente du fond	1%	
Plante	<i>Typha latifolia</i> (Densité 4 tiges / m²)	
Caractérisitique du gravier	<u>Couche drainante</u> :	30cm
	<u>Granulométrie</u> :	15 – 25 mm
	<u>Couche de transition</u> :	15cm
	<u>Granulométrie</u> :	5 – 15 mm
	<u>Couche filtrante</u> :	4.1 m
	<u>Granulométrie</u> :	2 – 5 mm

Table1: Les paramètres de dimensionnement du bioréacteur HSSFCW

2-2/ Prélèvements et échantillonnage:

2-2-1/ Analyse physicochimique

Des échantillons des eaux grises ont été prélevés d'une façon hebdomadaire à l'entrée et à la sortie du Bioréacteur à l'aide des bouteilles en verre stériles de 500 ml et conservés à 4°C pour servir pour la totalité des analyses physicochimiques.

2-2-2/ Evaluation de l'efficacité de traitement du Bioréacteur HSSFCW:

Le potentiel d'hydrogène (pH), la conductivité électrique (CE), l'oxygène dissous (OD), le potentiel d'oxydo-réduction (POR) et la température (T) ont été mesuré *in situ* en même temps que l'échantillonnage grâce à une sonde multiparamètre type Consort C933.

Les matières en suspension (MES) sont déterminées par filtration sur des membranes à 0,45 µm de diamètre de pore. La teneur en MES est déterminée par différence de poids du filtre avant et après filtration et séchage à l'étuve à 105°C pendant 4 h (AFNOR T 90-105).

La demande biologique en oxygène (DBO₅), intègre la fraction biodégradable de la matière organique des eaux, mettant en jeu les bactéries. Elle est déterminée selon la méthode respirométrique dans une enceinte thermostatée à 20°C (AFNOR, T 90-103).

La demande chimique en oxygène (DCO) a été déterminée selon la méthode standard (APHA 1992) par une oxydation de la matière organique contenue dans l'échantillon à 150°C par un excès de bichromate de potassium en milieu acide et en présence de sulfate d'argent. L'excès de bichromate de potassium est dosé par colorimétrie à 620 nm.

L'ammonium (NH₄⁺) est dosé selon la norme AFNOR (T90-015). La réaction des ions ammonium avec le phénol et l'hypochlorite, dans un milieu alcalin et en présence du nitroprussiate qui agit comme un catalyseur, donnent un composé du bleu d'indophénol, qui subit un dosage spectrophotométrique, après 6 heures en obscurité, lecture à λ=630nm

Le nitrite (NO₂⁻) est déterminées par diazotation de la sulfanilamide suivi d'un dosage spectrophotométrique selon la méthode AFNOR (T90-013), lecture à λ=537nm.

Le nitrate (NO_3^-) est mesuré par réduction sur une colonne de cadmium-cuivre donnent les nitrites qui sont dosés colorimétriquement (Rodier, 1996).

L'azote total Kjeldahl (NTK) est déterminé par la minéralisation de l'azote organique des échantillons dans l'acide sulfurique en présence d'un catalyseur (K_2SO_4 , sélénium). L'azote ammoniacal ainsi formé est ensuite dosé par acidimétrie, après distillation, en présence d'indicateur coloré (rouge de méthyle et bleu de méthylène), selon la norme (AFNOR T90-110).

Le phosphore total (PT) est obtenu après minéralisation en milieu acide, en présence de persulfate de sodium à 200°C pendant deux heures. Les formes organiques et combinées du phosphore sont ainsi transformées en orthophosphates solubles. Ces derniers sont dosés comme les orthophosphates.

L'orthophosphate (PO_4) est déterminé selon la méthode colorimétrique, par la formation en milieu acide d'un complexe phosphomolybdique, qui se réduit par l'acide ascorbique en un complexe de coloration bleue dont l'intensité est déterminée par spectrophotométrie à 700 nm (AFNOR T 90-023).

2-2-3/ Analyse bactériologique

Dans l'objectif de déterminer la qualité microbiologique de traitement des eaux grises par le pilote, les indicateurs de contamination fécale et des bactéries pathogènes ont été utilisés. Ainsi, pour évaluer l'efficacité de traitement globale de notre système pilote, nous avons utilisé les germes totaux (GT) à 22°C et 37°C .

2-2-4/ Evaluation de la capacité d'élimination des agents pathogènes par le pilote:

Les méthodes utilisées sont de type quantitatif pour les germes totaux et les indicateurs de contamination fécale, et qualitatif pour certains pathogènes.

Ainsi, la technique de dilution a été envisagée pour détecter les germes totaux, les coliformes fécaux et totaux, les streptocoques fécaux, *Escherichia coli*, les entérocoques intestinaux, les *Staphylocoque sp* et les *Pseudomonas sp*.

En revanche, les sulfato-anérobos-reductrices (*Clostridium perfringens*) ont été détectées via la méthode d'enrichissement dans un milieu liquide (SPS).

L'isolement des Salmonelles a nécessité une étape d'enrichissement suivi à des étapes de sélection et isolement afin de l'identifier. Chaque bactérie isolée a ensuite été identifiée selon les critères biochimiques usuels suivis d'une confirmation sérologique.

2-2-5/ Prélèvements et échantillonnage:

Des échantillons des eaux usées ont été prélevés à l'entrée et à la sortie du pilote filtre imbriquées à l'aide des bouteilles en verre stériles de 500 ml et conservés à 4°C pour servir pour la totalité des analyses microbiologiques.

Les prélèvements ont été effectués avec une fréquence de 6 jours. Le dénombrement de différents germes étudiés a été effectué directement.

Chapitre III

Mise en équation des modèles

1/ MODELE D'ECOULEMENT

Une forme générale de l'équation décrivant la circulation transitoire d'un fluide incompressible dans un aquifère anisotrope hétérogène peut être obtenue en combinant la loi de Darcy avec l'équation de continuité. Une équation de flux à deux dimensions peut être écrite en coordonnées cartésiennes :

$$\left\{ \begin{array}{l} S \frac{\partial u}{\partial t} - \text{div}(T \nabla u) = -\epsilon, \\ V_X = -\frac{k_{XX}}{\eta} \cdot \frac{\partial h}{\partial x}, \\ V_Y = -\frac{k_{YY}}{\eta} \cdot \frac{\partial h}{\partial y}, \end{array} \right.$$

Où

S: le stockage ou le coefficient spécifique (sans dimension),

u: la hauteur hydraulique (L),

t: temps (T),

T: la T: le coefficient de transmissibilité (L²T⁻¹),

ε: La source de fluide reflux (positive pour sortir flux, négative pour in flow) exprimée en volumétrie par unité de surface (LT⁻¹),

x, y: coordonnées cartésiennes (L),

k_{xx}, k_{yy}: la conductivité hydraulique le long des axes de coordonnées x et y (LT⁻¹),

η: la porosité effective (sans dimension).

Afin de simuler les processus d'écoulement et de transport, l'hypothèse classique est adoptée que ces phénomènes sont décrits par l'approche de continuité équivalente pour les deux cas.

2/ MODELE DE TRANSPORT

Le squelette solide est composé uniquement de la matière milieu poreux, et les racines de la végétation et rhizomes sont présents.

Il est supposé que le domaine de l'écoulement est décrit par l'équation classique Darcy voir (par exemple Ours, 1979), tandis que l'équation d'advection-dispersion-réaction classique est utilisée pour décrire l'évolution de la concentration des contaminants :

$$\frac{\partial c}{\partial t} + \nabla \cdot (\vec{u}c) = \nabla \cdot (\vec{D} \cdot \nabla \cdot c) - \lambda c$$

où

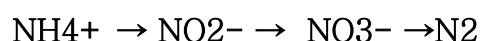
C : est la concentration de contaminants,

u : est la vitesse de l'écoulement,

D : est le tenseur de dispersion. = $D_m + f(v)$

Le dernier terme à droite est la source de désintégration R, terme utilisé pour la simulation des réactions chimiques. Ce terme dépend généralement des concentrations des espèces en réactions dans le milieu. Dans notre cas, Il sera exprimé par la relation simple: $R = -\lambda C$, où λ est un coefficient de décroissance.

En général, en ce qui concerne l'azote dans les eaux usées, il est supposé qu'il est présent sous forme d'ammonium (NH_4^+) Nitrite (NO_2^-) et Nitrate (NO_3^-), avec des concentrations respectivement désignées comme C1, C2 et C3. Il est généralement admis que la cinétique d'azote est simulée par la réaction suivante de la chaîne (nitrification dénitrification):



où N_2 représente l'azote sous forme gazeuse, qui est retiré du système.

En supposant un niveau linéaire pour toutes les espèces d'azote, on obtient:

$$\frac{\partial c_1}{\partial t} + \nabla \cdot (\bar{u}c_1) = \nabla \cdot (\bar{\vec{D}} \cdot \nabla \cdot c_1) - \lambda_1 c_1,$$

$$\frac{\partial c_2}{\partial t} + \nabla \cdot (\bar{u}c_2) = \nabla \cdot (\bar{\vec{D}} \cdot \nabla \cdot c_2) + \lambda_1 c_1 - \lambda_2 c_2,$$

$$\frac{\partial c_3}{\partial t} + \nabla \cdot (\bar{u}c_3) = \nabla \cdot (\bar{\vec{D}} \cdot \nabla \cdot c_3) + \lambda_2 c_2 - \lambda_3 c_3.$$

Le système hiérarchique (séquentiel) des équations. (2) - (4) a été initialement proposé par Cho (1971), alors qu'une solution analytique a été développée par van Genuchten (1985).

Dans ce travail, nous considérons ce dernier système pour modéliser notre réacteur. Afin de comparer les résultats expérimentaux avec ceux simulés par notre modèle, nous allons procéder à une simulation numérique par éléments finis.

Pour cela, une géométrie 2-D a été considérée, ce qui correspond à une coupe verticale de l'installation voir figure (maillage).

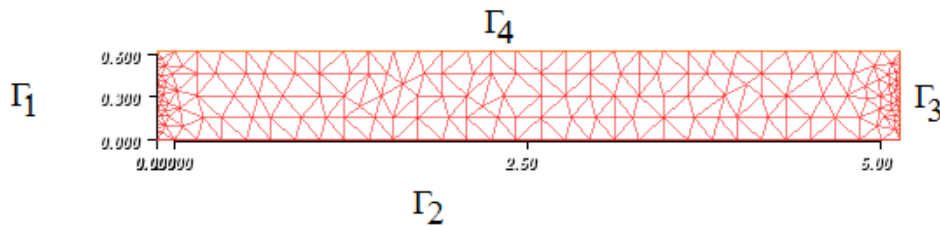


Figure 5 : Maillage d'une coupe verticale du Dispositif Expérimental

En ce qui concerne les conditions aux limites, une condition de débit constante connue à l'entrée ($x = 0.00\text{m}$, $z = 0,5 \text{ m}$) a été utilisée, et une condition de Neumann nul sur le reste du bord (le flux de matière à travers la frontière est nul ce qui correspond à l'absence d'échappement de la matière à travers la frontière).

Dans la construction du maillage de 350 Triangles et 226 nœuds ont été utilisés (Voir figure maillage).

Les résultats expérimentaux ont été simulés pendant des périodes de température à peu près constante et les effets des précipitations ou de l'évapotranspiration étaient négligeables.

Chapitre IV

Résolution numérique

1/ FORMULATION VARIATIONNELLE

Dans ce type de problème on commence en général par définir la notion de solution variationnelle de notre problème. Nous dirons donc que (u, C_1, C_2, C_3) est une solution de si et seulement si:

$$\left\{ \begin{array}{l} \bullet \text{ pour tout } v \in W \text{ tel que } v = 0 \text{ in } \Gamma_1 \cup \Gamma_3, \text{ et tout } t \in]0, TF[, \\ \frac{d}{dt} \int_{\Omega} Suv + \int_{\Omega} T \nabla u \nabla v = - \int_{\Omega} \epsilon v \\ u(0) = u_0 \\ V = (V_X, V_Y), \quad k = (k_{XX}, k_{YY}) \\ V = -\frac{k}{\eta} \cdot \nabla u \\ D_{XX} = \frac{(\alpha_L V_X^2 + \alpha_T V_Y^2)}{|V|} + D_m \\ D_{YY} = \frac{(\alpha_L V_Y^2 + \alpha_T V_X^2)}{|V|} + D_m \\ D = (D_{XX}, D_{YY}) \\ \bullet \text{ pour tout } w \in W \text{ et tout } t \in]0, TF[\\ \int_{\Omega} \frac{\partial C_1}{\partial t} w + \int_{\Omega} D \cdot \nabla C_1 \nabla w - \int_{\Omega} V C_1 \nabla w + \int_{\Omega} \lambda_1 C_1 w = 0 \\ \int_{\Omega} \frac{\partial C_2}{\partial t} w + \int_{\Omega} D \cdot \nabla C_2 \nabla w - \int_{\Omega} V C_2 \nabla w + \int_{\Omega} \lambda_2 C_2 w = \int_{\Omega} \lambda_1 C_1 w \\ \int_{\Omega} \frac{\partial C_3}{\partial t} w + \int_{\Omega} D \cdot \nabla C_3 \nabla w - \int_{\Omega} V C_3 \nabla w + \int_{\Omega} \lambda_3 C_3 w = \int_{\Omega} \lambda_2 C_2 w \\ C_k(0, x) = C_{0,k}(x) \quad \text{pour } x \in \Omega \text{ et } k = 1, 2, 3 \end{array} \right.$$

où $V = L^2(0, T; H^1(\Omega))$ et $W = H^1(\Omega)$. Les frontières de notre réacteur Ω sont notés $\Gamma_1, \Gamma_2, \Gamma_3, \Gamma_4$. TF désigne le temps de simulation.

2/ DISCRETISATION

Etant donné un maillage de Ω en triangles (voir figure maillage). On construit les espaces d'approximations respectivement de $V = L^2(0, T; H^1(\Omega))$ et de $W = H^1(\Omega)$, V_h et W_h . Ce sont des espaces de Lagrange P1. Ils sont de

dimensions finis. La formulation de Faedo-Galerkin de notre problème est donnée par:

Trouver $(u_h, C_{1,h}, C_{2,h}, C_{3,h}) \in V_h^4$ vérifiant $u_h = U_{0,h}$ sur Γ_1 et $u_h = U_{m,h}$ sur Γ_3 et telle que:

$$(P_h) \quad \left\{ \begin{array}{l} \bullet \text{ pour tout } v_h \in W_h \text{ tel que } v_h = 0 \text{ in } \Gamma_1 \cup \Gamma_3, \text{ et tout } t \in]0, TF[, \\ \frac{d}{dt} \int_{\Omega} S u_h v_h + \int_{\Omega} T \nabla u_h \nabla v_h = - \int_{\Omega} \epsilon v_h \\ u_h(0) = u_{0,h} \\ V = (V_X, V_Y), \quad k = (k_{XX}, k_{YY}) \\ V = -\frac{k}{\eta} \nabla u_h \\ D_{XX} = \frac{(\alpha_L V_X^2 + \alpha_T V_Y^2)}{|V|} + D_m \\ D_{YY} = \frac{(\alpha_L V_Y^2 + \alpha_T V_X^2)}{|V|} + D_m \\ D = (D_{XX}, D_{YY}) \\ \bullet \text{ pour tout } w_h \in W_h \text{ et tout } t \in]0, TF[\\ \frac{d}{dt} \int_{\Omega} C_{1,h} w_h + \int_{\Omega} D \nabla C_{1,h} \nabla w_h - \int_{\Omega} V C_{1,h} \nabla w_h + \int_{\Omega} \lambda_1 C_{1,h} w_h = 0 \\ \frac{d}{dt} \int_{\Omega} C_{2,h} w_h + \int_{\Omega} D \nabla C_{2,h} \nabla w_h - \int_{\Omega} V C_{2,h} \nabla w_h + \int_{\Omega} \lambda_2 C_{2,h} w_h = \int_{\Omega} \lambda_1 C_{1,h} w_h \\ \frac{d}{dt} \int_{\Omega} C_{3,h} w_h + \int_{\Omega} D \nabla C_{3,h} \nabla w_h - \int_{\Omega} V C_{3,h} \nabla w_h + \int_{\Omega} \lambda_3 C_{3,h} w_h = \int_{\Omega} \lambda_2 C_{2,h} w_h \\ C_k(0, x) = C_{0,k}(x) \quad \text{pour } x \in \Omega \text{ et } k = 1, 2, 3 \end{array} \right.$$

Où $u_{0,h}$, et $C_{0,h}$ sont les projections de u_0 et de C_0 sur W_h .
Notons par $(y_j)_{1 \leq j \leq m}$ les noeuds du maillage, $(\Phi_j)_{1 \leq j \leq m}$ la base canonique de W_h , nous considérons les trois ensembles d'indices suivants:

$$\begin{aligned} Y_{\Gamma_1} &= \{j \in [1 : m], y_j \in \Gamma_1\} \\ Y_{\Gamma_3} &= \{j \in [1 : m], y_j \in \Gamma_3\} \\ Y &= [1 : m] - Y_{\Gamma_1} \cup Y_{\Gamma_3} \end{aligned}$$

Nous représentons la solution par:

$$\begin{aligned} u_h(t, x, y) &= \sum_{j=1}^m \alpha_j(t) \Phi_j(x, y) \\ C_{k,h}(t, x, y) &= \sum_{j=1}^m \beta_{k,j}(t) \Phi_j(x) \quad \text{pour } k = 1, 2, 3 \end{aligned}$$

avec $\alpha_j(t) = U_{0,h}$ pour $j \in Y_{\Gamma_1}$ et $\alpha_j(t) = U_{m,h}$ pour $j \in Y_{\Gamma_3}$.

Posons alors $\xi_u = \xi_u(t) = (\alpha_j(t))_{1 \leq j \leq m}$ and $\zeta_{Ck} = \zeta_{Ck}(t) = (\beta_{k,j}(t))_{1 \leq j \leq m}$.

Maintenant nous subdivisons l'intervalle $[0, TF]$ en N intervalle de longueur $dt = \frac{T}{N}$, for $N \geq 1$. Nous définissons alors:

$$tn=n*dt \text{ pour } n=0,1,2,\dots,N$$

Notons alors ξ_{u^n} une approximation de $\xi_u(t_n)$ et ζ_{Ck^n} une approximation de $\zeta_{Ck}(t_n)$. Nous utilisons ensuite un schéma implicite en temps. Nous arrivons alors à la formulation de notre problème sous la forme:

Trouver $\xi_{u^{n+1}} = (\alpha_j^{n+1})_{1 \leq j \leq m}$ avec $\alpha_j(t) = U_{0,h}$ pour $j \in Y_{\Gamma_1}$ et $\alpha_j(t) = U_{m,h}$ for $j \in Y_{\Gamma_3}$, trouver $\zeta_{C^{n+1}} = (\beta_j^{n+1})_{1 \leq j \leq m}$ telle que:

$$\begin{cases} A_{Y \times Y} \frac{(\xi_{u^{n+1}} - \xi_{u^n})_Y}{dt} + R_{Y \times Y}(\xi_{u^{n+1}})_Y = -K_Y \\ Q \frac{(\zeta_{C1^{n+1}} - \zeta_{C1^n})}{dt} + (M_{\xi_{u^{n+1}}} + \lambda_1 Id) \zeta_{C1^{n+1}} = P \\ Q \frac{(\zeta_{C2^{n+1}} - \zeta_{C2^n})}{dt} + (M_{\xi_{u^{n+1}}} + \lambda_2 Id) \zeta_{C2^{n+1}} = P + \lambda_1 \zeta_{C1^{n+1}} \\ Q \frac{(\zeta_{C3^{n+1}} - \zeta_{C3^n})}{dt} + (M_{\xi_{u^{n+1}}} + \lambda_3 Id) \zeta_{C3^{n+1}} = P + \lambda_2 \zeta_{C,2^{n+1}} \\ \xi_{u^0} = \xi_u(0), \zeta_{Ck^0} = \zeta_{Ck}(0) \text{ pour } k=1,2,3 \end{cases}$$

Ensuite ce système est résolu d'une manière itérative sur n. Nous donnons ici le code complet en langage FreeFem comme nous l'avons programmé.

Code FreeFem du problème

```
//Définition du domaine

border a(t=0,1){x=5*t;y=0;}
border b(t=0,1){x=5;y=0.6*t;}
border c(t=1,0){x=5*t;y=0.6;}
border d(t=0,1){x=0;y=0.6*(1-t);}

// Maillage du domaine et sa représentation graphique

mesh Th=buildmesh(a(30)+ b(20)+ c(30)+ d(20));

plot(Th);

// Définition de l'espace EF

fespace Vh(Th,P1);

Vh h,hold,C1,C2,C3,v,q1,q2,fc1,fc2,fc3,Dxx,Dyy,V0;

Vh[int] Cold(3);
```

```
V0=1;
```

```
// Définition de la discrétisation du temps
```

```
int n, M=600;
```

```
real t, T=1, dt=T/M;
```

```
real T0;
```

```
T0=int2d(Th)(V0);
```

```
// Définition des problèmes et des variables associées
```

```
// écoulement :
```

```
real S=10(-4), Tk=0.006, epsilon=0.6; // epsilon varie entre 0.3 et 1
```

```
real H0=0.6, Hm=0.5;
```

```
func h0= 0.6;
```

```
problem ecoulement(h,v)=
```

```
int2d(Th)( S*h*v + dt*Tk*dx(h)*dx(v)+ dt*Tk*dy(h)*dy(v) )
```

```
-int2d(Th)(S*hold*v) + int2d(Th)(dt*epsilon*v)
```

```
+ on(a,h=H0)+ on(c,h=Hm);
```

```
// Transport :
```

```
real K=0.001,Dm=5*10(-7);
```

```
real etat=0.35; //0.32 0.35
```

```
real lambda1=0.8,lambda2=25,lambda3=30;//teta =1.097;
```

```
real aL=0.1 , aT=0.01, bc=0.57 ;
```

```
problem transport1(C1,v)=
```

```
int2d(Th)(C1*v+ dt*(Dxx*dx(C1)*dx(v)+ Dyy*dy(C1)*dy(v))+ dt*lambda1*C1*v )
```

```
-int2d(Th)(dt*C1*(q1*dx(v)+ q2*dy(v)))+ int1d(Th)(dt*C1*v*(q1*N.x+ q2*N.y))
```

```
-int2d(Th)( Cold[0]*v);
```

```

problem transport2(C2,v)=
int2d(Th)(C2*v+ dt*(Dxx*dx(C2)*dx(v)+ Dyy*dy(C2)*dy(v))+ dt*lambda2*C2*v
)
-int2d(Th)(dt*C2*(q1*dx(v)+ q2*dy(v)))+ int1d(Th)(dt*C2*v*(q1*N.x+ q2*N.y)
)
-int2d(Th)(Cold[1]*v + dt*C1*lambda1*v);

problem transport3(C3,v)=
int2d(Th)(C3*v+ dt*(Dxx*dx(C3)*dx(v)+ Dyy*dy(C3)*dy(v))+ dt*lambda3*C3*v
)
-int2d(Th)(dt*C3*(q1*dx(v)+ q2*dy(v)))+ int1d(Th)(dt*C3*v*(q1*N.x+ q2*N.y)
)
-int2d(Th)(Cold[2]*v + dt*C2*lambda2*v);

```

// Résolution du problème d'écoulement et calcul des vitesses

```

Vh[int] Q1(M+ 1), Q2(M+ 1);
Q1[0]=0;
Q2[0]=0;
hold=h0;
t=0;n=0;
for(real t=0;t<T;t+=dt)
{
  n=n+ 1;
  ecoulement;
  Q1[n]=-(K/etat)*dx(h);
  Q2[n]=-(K/etat)*dy(h);
  hold=h;
}

```

// les valeurs initiales

```
Real [int,int] initval(22,3), res(22,3);
```

```
{
```

```
ifstream infile ("Cin.dat");
```

```
for(int i=0;i<21;i+ + )
```

```
for(int j=0;j<3;j+ + )
```

```
infile >> initval(i,j);
```

```
}
```

```
func C01=initval(0,0);
```

```
func C02=initval(0,1);
```

```
func C03=initval(0,2);
```

// Résolution du problème de transport et sauvegarde des résultats

```
for(int z=0; z<21 ; z+ + )
```

```
{ //mis a jour de la concentration
```

```
C01=initval(z,0)+ C01;
```

```
Cold[0]=C01;
```

```
Cold[1]=C02;
```

```
Cold[2]=C03;
```

```
t=0;n=0;
```

```
for(real t=0;t<T;t+ =dt)
```

```
{      n=n+ 1;
```

```
    q1=Q1[n];
```

```
    q2=Q2[n];
```

```
    Dxx= Dm+ (aL*q1^2 + aT*q2^2)/sqrt(q1^2+ q2^2);
```

```
    Dyy= Dm+ (aL*q1^2 + aT*q2^2)/sqrt(q1^2+ q2^2);
```

```

transport1;

transport2;

transport3;

Cold[0]=C1;

Cold[1]=C2;

Cold[2]=C3;

}

//concentration nitrite et nitrate mis à jours

C01=C1;

C02=C2;

C03=C3;

plot(C1, wait=true, value=true, fill=true);

plot(C2, wait=true, value=true, fill=true);

plot(C3, wait=true, value=true, fill=true);

res(z,0)=int2d(Th)(C1)/T0;

res(z,1)=int2d(Th)(C2);

res(z,2)=int2d(Th)(C3);

}

for(int i=0;i<21;i+ ){

for(int j=0;j<3;j+ ){

cout << res(i,j)<< " " ;

cout << "" <<endl;

}

{

ofstream file("Cout.dat");

```

```
for(int i=0;i<21;i+ ){
    for(int j=0;j<3;j+ ){
        file << res(i,j) << " " ;
        file << "" <<endl;
```

3/ Résultat

Afin de comparer les résultats expérimentaux et ceux simulés par notre modèle mathématique, nous donnons ci-dessous un tableau comparatif de ces données. Rappelons que notre expérience s'est déroulée pendant 126 jours avec une fréquence de mesure de 6 jours.

Jours	Données expérimentales		Résultats simulés
	Ammonium mesuré à l'entrée du bioréacteur	Nitrate mesuré à la sortie du bioréacteur	Nitrate simulé à la sortie du bioréacteur
1	8.0	0.78	0.756579
7	9.7	0.87	0.840923
13	9.7	0.8	0.883536
19	7.1	0.8	0.782121
25	9.1	0.9	0.825456
31	7.8	0.8	0.785878
37	2.3	0.55	0.505808
43	8.4	0.58	0.652754
49	9.3	0.8	0.769553
55	6.5	0.7	0.696162
61	6.9	0.7	0.677997
67	7.0	0.6	0.673548
73	7.1	0.6	0.676029
79	7.3	0.7	0.68674
85	2.1	0.5	0.446263
91	0.3	0.3	0.239652
97	6.9	0.4	0.447354
103	7.0	0.54	0.55702
109	6.8	0.6	0.60297
115	7.4	0.6	0.654557
121	2.7	0.5	0.458375

Table 2: Tableau des données expérimentales et les résultats simulés

Nous donnons ensuite une représentation graphique comparant les données expérimentales du Nitrate et ces résultats simulés en fonction du temps à la sortie du dispositif.

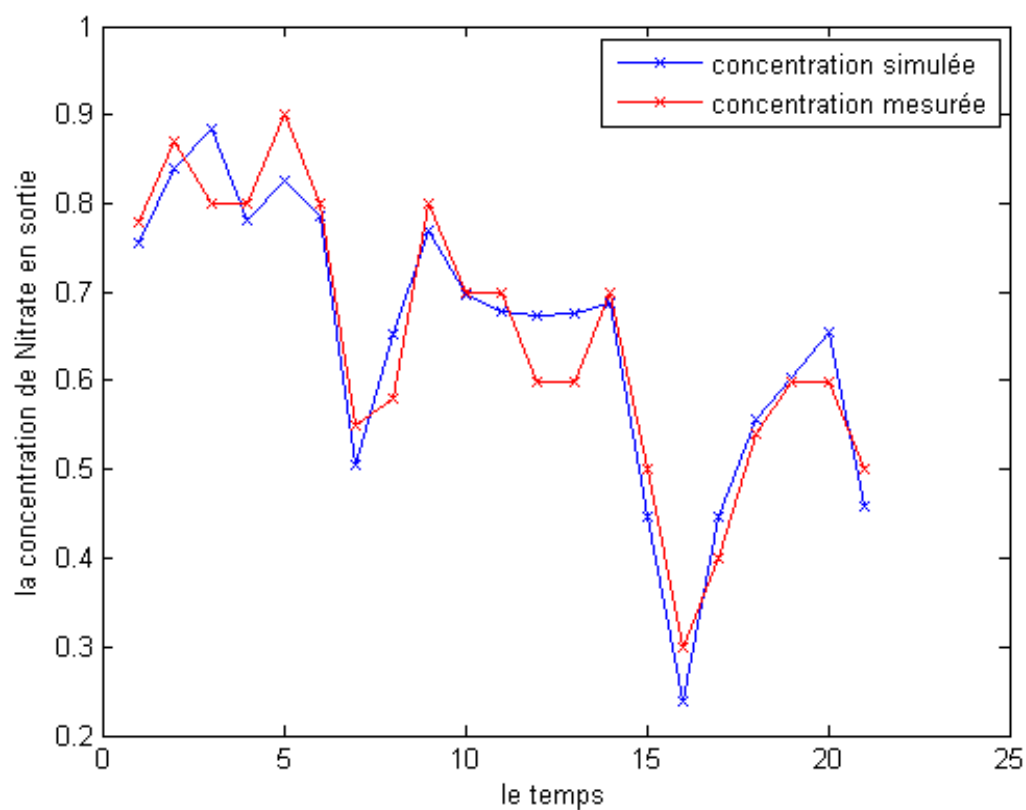


Figure 5 : Représentation graphique comparant les données expérimentales du Nitrate et ces résultats simulés en fonction du temps à la sortie du dispositif

Chapitre VI

Conclusion et Perspectives

Plus d'un siècle, ce type de procédé est devenu plus populaire au début des années 1980 alors que les spécialistes de différents pays essayaient de développer des procédés bien adaptés aux petites municipalités et aux industries isolées. Ces procédés devaient globalement être conformes aux critères suivants:

- être moins coûteux à construire et à exploiter que les systèmes conventionnels;
- nécessiter peu d'équipements mécanisés;
- consommer peu d'énergie.

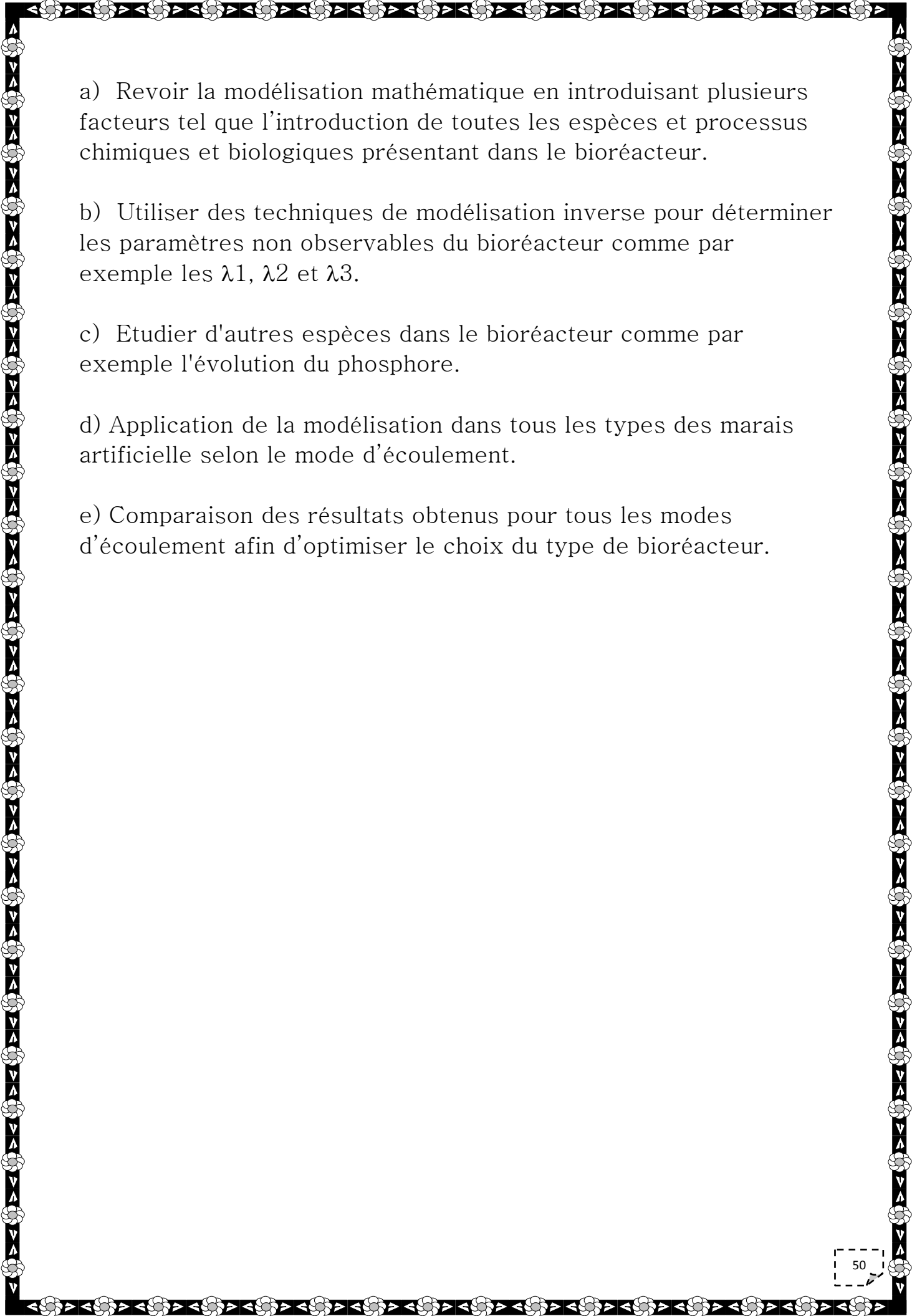
L'usage de marais artificiels ou naturels permettrait de satisfaire plusieurs de ces critères et ce type de procédé a connu un essor considérable durant les dix dernières années.

La technologie et les méthodes de conception ont connu un essor important durant les dernières années et les travaux en cours, un peu partout dans le monde, devraient permettre d'établir des principes de conception et des bases théoriques fondamentales reconnues durant les prochaines années

La conception du modèle mathématique représentatif du transport d'Azote au niveau du notre Bioréacteur permet d'apporter une aide à la compréhension du système aquifère complexe.

Les résultats obtenus sont suffisamment représentatifs des différences de ce système.

Dans un avenir proche, nous projetons les perspectives suivantes :

- 
- a) Revoir la modélisation mathématique en introduisant plusieurs facteurs tel que l'introduction de toutes les espèces et processus chimiques et biologiques présentant dans le bioréacteur.
 - b) Utiliser des techniques de modélisation inverse pour déterminer les paramètres non observables du bioréacteur comme par exemple les λ_1 , λ_2 et λ_3 .
 - c) Etudier d'autres espèces dans le bioréacteur comme par exemple l'évolution du phosphore.
 - d) Application de la modélisation dans tous les types des marais artificielle selon le mode d'écoulement.
 - e) Comparaison des résultats obtenus pour tous les modes d'écoulement afin d'optimiser le choix du type de bioréacteur.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Hammer, 1989

Watson et al., 1989

Mouton-Ferrier et al., 2003

Vymazal et al., 1998

Kayser & Kunst, 2004

Mander et al., 2005 ; Mitsch et al., 2005

Kadlec et Knight, 1996

Molle, 2003 ; Vymazal & Kröpfelová, 2009

Abira M.A, Ngirigacha H.W. & Van Bruggen J.J.A., 2003. Preliminary investigation of the potential of four emergent macrophytes for treatment of pre-treated pulp and paper mill wastewater in Kenya. Water Sci. Technol. 48, 223-231.

Abissy M. & Mandi L., 1999. Utilisation des plantes aquatiques enracinées pour le traitement des eaux usées urbaines : cas du roseau. Rev. Sci. Eau, 285-315.

AFNOR, 2005a. Recueil Normes et Réglementation Environnement. Qualité de l'eau, vol. 1, 552 p.

AFNOR, 2005b. Recueil Normes et Réglementation Environnement. Qualité de l'eau, vol. 2, 502 p.

Agence de l'eau, 1993. Epuration des eaux usées urbaines par infiltration-percolation : état de l'art et études de cas. Etude inter-agence n°9. Office International de l'Eau, 89p+ annexes.

Agence de l'eau, 1999. Epuration des eaux usées par des filtres plantes de macrophytes : une étude bibliographique. Office International de l'Eau, 79p.

Aliaume C., Lasserre G. & Louis M., 1990. Organisation spatiale des peuplements ichtyologiques des herbiers a Thalassia du Grand Cul-de-sac Marin en Guadeloupe. Afr. J. Trop. Hydrobiol. Fish. 23, 231-250.

Andrews J.H. & Harris R.F., 2000. The ecology and biogeography of microorganisms on plant surfaces. Annu. Rev. Phytopathol. 38, 145-180.

Armstrong J. & Armstrong W., 1990. Pathways and mechanisms of oxygen transport in *Phragmites australis* (Cav.) Trin ex Steud. In Cooper P.F. & Findlater B.C. (Eds.) *Constructed Wetlands in Water Pollution Control*. Pergamon Press, 529-534.

Armstrong J., Armstrong W. & Beckett P.M., 1992. *Phragmites australis*: venturi- and humidity- induced pressure flows enhance rhizome aeration and rhizosphere oxidation. New Phytol. 120, 197-207.

Bachelier G., 1963. La vie animale dans les sols. Collection Initiale, Document Technique n°3, ORSTOM, Paris, 279p.

Brinker A., Koppe W. & Rosch R., 2005. Optimizing trout farm effluent treatment by stabilizing trout feces. North Amer. J. Aquacult. 67, 244-258.

Konstantinos N. Moutsopoulos*, Valantis G. Poultisidis, John N.E. Papaspyros, Vassilios A. Tsihrintzis, Simulation of hydrodynamics and nitrogen transformation processes in HSF constructed wetlands and porous media using the advection-dispersion-reaction equation with linear sink-source terms, Ecological Engineering