

**Epuration des eaux usées par lagunage à microphytes et à
macrophytes (*Pistia Stratiotes*) en Afrique de l'Ouest et du
Centre : État des lieux, performances épuratoires
et critères de dimensionnement**

THÈSE N° 2653 (2002)

PRÉSENTÉE À LA FACULTÉ ENVIRONNEMENT NATUREL, ARCHITECTURAL ET CONSTRUIT

ÉCOLE POLYTECHNIQUE FÉDÉRALE DE LAUSANNE

POUR L'OBTENTION DU GRADE DE DOCTEUR ÈS SCIENCES TECHNIQUES
DANS LE DOMAINE DES SCIENCES ET INGÉNIERIE DE L'ENVIRONNEMENT

PAR

Doulaye K ONÉ

Diplôme d'études approfondies en sciences de l'environnement
Fondation Universitaire Luxembourgeoise, Belgique
de nationalité ivoirienne

acceptée sur proposition du jury :

Prof. Christof Holliger, directeur de thèse
Mme Agnès Montangero, rapporteur
Mme Chantal Seignez, rapporteur
Prof. Joseph Tarradellas, rapporteur
Prof. Jean-Luc Vassel, rapporteur

Lausanne, EPFL
2002

EPFL - LBE Lab. Biotech. Environnementale

A Madame Chantal SEIGNEZ

EPFL - LBE Lab. Biotech. Environnementale

A ma fille Yasmine

A ma famille Lecocq en Suisse et en Belgique

A ma famille en Côte d'Ivoire

A l'amitié

Remerciements

Au terme de ce travail, j'aimerais remercier la coopération suisse (DDC) et le Ministère ivoirien de l'enseignement supérieur et de la recherche scientifique pour le soutien financier accordé à cette thèse.

Grâce à Monsieur Laurent KRAYENBUHL, ex-Adjoint Scientifique à l'EPFL, mon rêve de réaliser ce projet de recherche en assainissement en Afrique s'est réalisé. Il a su m'écouter, m'orienter et m'introduire dans la coopération EPFL-EIER. Je le remercie pour cette chance qu'il m'a donné et aussi pour ces nombreuses marques d'amitié depuis notre rencontre.

J'exprime ma profonde gratitude à mes directeurs de thèses Prof. Christof HILIGER et Mme Chantal SEIGNEZ du Laboratoire de Biotechnologie Environnementale (EPFL) pour leur soutien inconditionnel, l'encadrement scientifique de ce travail et pour leur témoignage d'amitié sincère. Ils ont su m'initier aux bases fondamentales de biologie moléculaire et d'écologie microbienne, ce qui a non seulement enrichi mon travail mais aussi toute mon approche vis-à-vis des systèmes d'épuration.

Je remercie également le professeur Paul BRINGER, Directeur du Laboratoire de Biotechnologie Environnementale (EPFL) qui a eu confiance en mon projet de thèse et m'a accepté sans hésitation dans son équipe auprès de laquelle j'ai beaucoup appris.

Pendant ces années de thèses, tous mes séjours au Laboratoire de Biotechnologie Environnementale (EPFL) ont été des moments de réconfort et de revitalisation. J'ai eu beaucoup de plaisir à partager du temps agréable tant sur le plan du travail que sur le plan social avec tous les doctorants, les stagiaires et tous les collaborateurs du laboratoire : Mme Nevenka ADLER, Sylvie AUBERT, Mme Heidi BERNARD, Marc DERONT, Muriel GAILLARD, Siméon KENFACK, Jean-Pierre KRADOLFER, Miléna LAPERTOT, Julien MAILLARD, Sylvie MARCACCI, Dr. Sandra PARA, Roberta PAGLIARINI, Dr. César PULGARIN, Stéphanie PEREZ, ANGELA RINCON-BENAVIDES, Victor SARRIA, Dr. Theo SMITS, Katia SZYNALSKI et Benoit ZEN-RUFFINEN. Que toute cette formidable équipe trouve en ces quelques mots l'expression de mes chaleureux remerciements.

J'adresse mes vives remerciements à Frédéric DVOLI, Franck BOUVET et Jean-Marc FROELICH, coordinateurs de la convention EPFL-EIER, pour l'organisation de mes séjours en Suisse, la participation aux différents conférences et les soutiens multiples.

Au Burkina Faso, j'ai bénéficié de l'appui inconditionnel du Directeur Général du groupe EIER-ETSHER, Monsieur Philippe MANGÉ. Cet appui constant m'a dénoué plusieurs nœuds et faciliter mon séjour à l'EIER. Je lui adresse toute ma profonde gratitude ainsi qu'à Mme MILLOGO, Monsieur Jacques André MUHET et Monsieur Roger ESCULIER.

J'ai beaucoup apprécié le soutien des Chefs du Laboratoire d'Analyses des Eaux et des Sols de l'EIER, Marie José Arnoux et Michèle Roche à qui j'adresse mes sincères remerciements. Elles m'ont ouvert les portes du laboratoire et faciliter mon travail. J'adresse également mes vives remerciements à BILL-CATARIA, pour son aide précieuse et constante lors des campagnes d'analyses, à Monsieur Kokou DNIYGBA pour sa disponibilité, ses conseils et son aide au laboratoire et à Monsieur Omar SWADOGO pour son aide indispensable.

Je remercie le Dr. Cissé GÉLADIO du Centre Suisse de Recherche Scientifique en Côte d'Ivoire qui m'a associé aux travaux de son équipe Epidémiologie-REU sur l'impact sanitaire de la réutilisation des eaux en maraîchage et pour son concours précieux au démarrage de mes recherches à l'EIER.

J'exprime toute ma reconnaissance aux nombreux stagiaires qui ont partagé avec moi des moments difficiles de terrain, amis aussi des joies, et dont la contribution dans ce travail est inestimable. Ce sont :

- de l'EPFL : Nathalie SEMOROZ (1998-1999), Vincent LUYET (1999), Guillaume PIERREHUMBERT (1999-2000), Michael SEINER (2001-2002)
- de l'EIER : Mohamed Lamine DCKO (1999) et Pierre N'DRI (2001)
- de Lille, France : Claire HUILIER (2002)

Pendant les phases de terrain, j'ai bénéficié du concours précieux de Monsieur Kassoum ZIA, qui a assuré l'entretien de la station expérimentale, son travail précis et consciencieux a permis d'acquiescer les données dans les conditions optimales de fonctionnement. Au service Technique de l'EIER, je remercie vivement Monsieur Abdoulaye OEDRAOGO responsable du magasin, les équipes de soudure, de menuiserie et d'électricité.

Je remercie les responsables de l'Office National de l'Eau et de l'Assainissement du Burkina Faso et les équipes du Centre Régional pour l'Eau Potable et l'Assainissement à faible coût (CREPA) pour m'avoir associé à leurs travaux et la franche collaboration que nous avons eue.

Les jalons d'un réseau de chercheurs africains sur l'épuration des eaux usées ont été posés durant ces années de thèses. Les échanges dans ce réseau ont considérablement facilité mon travail et enrichi mes données bibliographiques, je remercie tous les collègues membres fondateurs de ce réseau, ce sont : Dr. Yves M. KENGNE à l'Université de Yaoundé I, Dr. Sani M. LAOUALI de l'Université Abdou-Moumouni de Niamey, Dr. Tahar IDER, Aquadev Niamey, et, Dr. Seydou NANG, M. Becaye S. DIOP et Mbaye MBEGUERE de l'Université Cheick Anta Diop de Dakar.

J'exprime toute ma reconnaissance au Professeur Jean-Luc KSEL de la Fondation Universitaire Luxembourgeoise qui m'a accueilli dans son laboratoire et conseillé dans la modélisation de l'épuration. J'adresse également mes sincères remerciements à tous les membres du jury de cette thèse pour leurs critiques constructives et l'intérêt porté à ce travail.

Je rends hommage à Monsieur Mamadou DURÉ et à sa famille. Ils m'ont accueilli et introduit à la vie au Burkina. Ils m'ont offert soutien et amitié pour résister "aux vagues de chaleur".

Un comité de lecture international s'est proposé pour corriger et améliorer la lecture du manuscrit, je voudrais lui rendre un vibrant hommage, ce sont :

- Ing Frédéric DAVOLI, Laboratoire de Chimie Environnementale (EPFL)
- Dr. Marie GALMICHE, Laboratoire Biot echnologie Environnementale (EPFL)
- Dr Joëlle PAING, Université Montpellier I
- Mlle Monica RIEDER, Comité International Olympique

De nombreux amis, qu'il ne serait pas possible de citer ici, m'ont soutenu durant ces années de thèse, m'aidant ainsi à tenir le cap. Que le seigneur les bénisse et les remplisse de joie et de bonheur. Cette thèse leur est dédiée.

Stabilization ponds and water lettuce-based systems in West and Central Africa - State of the art, removal performances and design criteria

Abstract

Despite several projects undertaken so far, sanitation remains a huge challenge in West and Central Africa. Big cities are growing without sustainable solution for sanitation planning. Sewage systems and wastewater treatment plants are underdeveloped or absent.

Stabilization ponds have been introduced 30 years ago, but this low-cost technology remains marginal in wastewater treatment systems. The climate context is favourable to develop a set of low-cost wastewater treatment plants, particularly macrophyte-based systems. Pilot scale studies show the enormous potentialities of such sustainable technologies for water pollution control and treatment. None of the full scale applications works and this is due to the low economic level and the lack of political support. Another important reason is the lack of training and research. This situation requires the development of a collaborative network in which African researchers can share knowledge and promote sustainable wastewater treatment plants, as sanitation demand is growing exponentially in conjunction with the population growth in the cities.

Stabilization ponds account for only 7% of the whole wastewater treatment technologies built in West and Central Africa, against 75% of activated sludge processes that in most cases failed. In spite of their bad quality, the effluents are widely reused in urban agriculture. Experimental data showed a maximum removal rate of 30 and 60% for COD and BOD₅, respectively, and a maximum loading rate of 500 kg BOD/ha/d. Macrophytes-based systems are even more scarce (3%). The link of this technology with potential risks of malaria has slowed down its development. Nevertheless, data from studies in Niamey and Yaounde, and from rice culture irrigation zones showed that this correlation is not significant. Little research is done on wastewater treatment technologies for local application. This is one more reason why this study was based at EIER in Ouagadougou (Burkina Faso). The aim of this work was to determine the parameters for optimal removal performance and to elucidate design criteria of water lettuce-based wastewater treatment systems, possibly in combination with stabilization ponds to promote restrictive irrigation in market gardening.

In secondary treatment, the maximum admissible loading rate was found to be 500 kg BOD₅/ha/d (400 mg BOD₅/l). Above this value, sludge accumulation at the pond surface caused by intensive methanogenic degradation of the sediments lead to plants die-off. COD and BOD₅ removal rate was not correlated to redox state or dissolved oxygen concentrations. This indicated that the removal was mainly due to settlement and trapping of suspended solids in roots and sediments. Aerobic degradation remains low because the extent of oxygen release by plants cannot explain the yield obtained. COD and BOD₅ removal performance reaches an optimum rate of 75 % and 85 % in two weeks hydraulic retention time, respectively. Regression equations between applied (λ_{appl}) and removed (λ_{rem}) loads is expressed by $\lambda_{\text{rem}}(\text{COD}) = 0.75 \lambda_{\text{appl}}(\text{COD}) - 10.4$, ($r^2 = 0.99$). The first order kinetic constant for BOD₅ removal, $k_T = 0.14 \text{ d}^{-1}$ (or $k_T = 0.11 \text{ d}^{-1}$ for the DCO) can be used for designing of treatment ponds with the equation from the International Water Association (IWA).

From the total nitrogen entering the treatment ponds, depending on the nitrogen load, between 44 and 60% were removed in the configuration with three ponds and a HRT of 18 days. Nitrogen can be removed by plant uptake with the harvest, by settlement or trapping with the suspended solid or by elementary nitrogen formation which occurs by the combination of nitrification, denitrification, and anaerobic ammonium oxidation. Nitrogen removal by plants was estimated to account for 10 to 39% in total nitrogen removed from ponds with a HRT of 18 days based on the steady growing and nitrogen uptake rate found.

With a weekly harvesting rate of 50 % of total plant biomass in the ponds, the water lettuce growing rate and the nitrogen uptake were 50 ± 1 g dry weight/m² (182.5 t dry weight/ha/year) and 0.36 g N/m²/d (1314 kg N/ha/year), respectively. Trapping and settling of organic nitrogen present mainly in the suspended solids fraction removed about 25-48 % of total nitrogen. It was found that water lettuce-based treatment systems conserved quite large amounts of ammonium in the effluents, a fact that is favourable for irrigation water reuse. Nevertheless, nitrogen loss by nitrification-denitrification occurred in water lettuce ponds, and perhaps even anaerobic ammonium oxidation. Nitrification became visible when COD dropped below 140 mg O₂/l. With nitrogen loading varying from 31 to 97 kg N-NH₄⁺/ha/d, the ammonium removal rate varied from 15-40% with a HRT of 18 days and from 20-60 % with a HRT of 21 days. Hence, 40-80% of the ammonium was conserved in the water lettuce-based systems.

In addition to conserve ammonium, water lettuce ponds also perform better than facultative ponds in organic pollutant removal, 75% against 50% in DCO reduction, respectively. When discharging the facultative pond effluent in a water lettuce pond, removal performance of the combined (upgraded) system is equal to that of a water lettuce pond. Faecal coliform removal in the two systems is very close, three weeks were necessary to ensure a reduction of three logarithmic units in faecal coliform concentration.

To reach the objective of irrigation reuse, water lettuce-based treatment plants should not significantly affect the availability of the treated water. It was shown that the additional water loss due to the presence of *Pistia stratiotes* is lower than 10% of the average evaporation rate of microphytes ponds.

Based on the results obtained during this study the following recommendations can be made. If the surface occupied by a plant is a limiting parameter, the footprint of the ponds can be decreased by designing a water lettuce based system with ponds depth bigger than the recommended 70 cm. This depth has been proposed to promote oxygen release in ponds, which was supposed to support aerobic oxidation. According to our results, organic matter removal is not correlated to oxygen availability. In addition, increasing the pond depth could also increase the ammonium conserved in the effluent.

For restrictive irrigation, in market gardening, a hybrid system combining facultative ponds with water lettuce ponds is suitable, not only to secure the effluent quality, but also to reduce constraints related to plant management.

During this thesis, the beginning of a network for collaboration has been created between members of different research teams including the Abdou-Moumouni University in Niamey, the Cheick Anta Diop University of Dakar, the University of Yaounde and the Ecole Inter-Etats d'Ingénieurs de l'Équipement Rural (Ouagadougou) in Burkina Faso. Several topics investigated during this study should be studied in more detail, and this best within the framework of this network of collaboration in West and Central Africa.

Résumé

La problématique de l'assainissement des eaux usées en Afrique de l'Ouest et du Centre est un sujet qui demeure entier, malgré les nombreuses initiatives entreprises jusqu'à ce jour. La plupart des villes africaines se construisent sans un plan rigoureux d'assainissement, ce qui rend désormais complexe la recherche de solution. Les systèmes de collecte et de traitement d'eaux usées et d'excréta sont très peu développés voire inexistants.

Le lagunage a été introduit en Afrique depuis bientôt 30 ans, mais cette technologie rustique d'épuration d'eaux usées n'a pas encore trouvé sa place dans les concepts d'assainissement des villes africaines (une vingtaine de stations). Les conditions de température permettent d'envisager l'utilisation d'une multitude de technologies, notamment l'utilisation de plantes aquatiques flottantes pour le traitement des eaux usées. Au niveau expérimental, les procédés de lagunages montrent de bonnes perspectives d'implantation, mais aucune station n'a encore réellement fonctionné à grande échelle, pour des raisons d'ordre économique et d'un manque d'appui politique. L'absence de formation et l'insuffisance de la recherche expliquent également l'échec constaté. Il devient impératif que les différents centres de recherches africains travaillent dans un cadre légal de collaboration et d'échanges pour proposer des technologies adaptées car, les populations se concentrent désormais dans les villes et la demande en assainissement croît de façon exponentielle.

L'état des lieux du lagunage en Afrique de l'Ouest et du Centre montre que le lagunage à microphytes représente seulement 7 % des technologies en place, contre 75 % de stations à boues activées, qui sont presque toutes à l'arrêt. En dépit de la qualité médiocre des effluents issus de ces stations, ils sont directement utilisés en agriculture urbaine. L'expérimentation des bassins facultatifs montre que les rendements maximum en DBO₅ et DCO atteignent respectivement 60 et 30 % pour des charges organiques inférieures à 500 kg DBO₅/ha/j. Les installations à macrophytes sont moins nombreuses (3 %). Le préjugé selon lequel ce type de station pourrait amplifier le risque d'incidence palustre a contribué à freiner leur implantation. Cependant, les travaux en cours dans les stations expérimentales de Niamey et de Yaoundé, ainsi que ceux réalisés dans les zones de rizicultures irriguées montrent que cette corrélation n'est pas significative. Peu d'études ont porté sur les conditions d'implantation du lagunage dans le contexte local. C'est l'une des raisons pour lesquelles cette étude s'est déroulée à l'EIER, Ouagadougou (Burkina Faso). Les objectifs de ce travail étaient d'une part, d'élucider les critères de dimensionnement et de déterminer les paramètres pour une performance épuratoire optimale, et d'autre part, de proposer une combinaison judicieuse avec un bassin facultatif pour atteindre une qualité d'effluent compatible avec la norme d'irrigation restrictive, en maraîchage.

En épuration secondaire, la charge maximale admissible dans les bassins à laitues d'eau a été déterminée à 500 kg DBO₅/ha/j (400 mg O₂/l). Au-delà de cette limite, l'activité des méthanogènes accentue la remontée de boues en surface et cela provoque la mort des plantes. L'abattement de la DCO et de la DBO₅ n'est pas corrélée au potentiel redox et à la disponibilité de l'oxygène dans les bassins. Cela indique que l'élimination de la pollution carbonée est principalement due à la sédimentation des MES et à leur filtration par les racines des plantes. La dégradation aérobie est négligeable car le faible apport d'oxygène par les plantes ne peut expliquer les rendements observés. Les rendements optimaux atteignent 85 % pour la DBO₅ et 75 % pour la DCO en deux semaines de temps de séjour hydraulique. Les relations entre charges appliquées (λ_{appl}) et charges éliminées (λ_{elim}) sont exprimées par $\lambda_{elim}(DCO) = 0.75\lambda_{appl}(DCO) - 10.4$ ($r^2 = 0.99$). La constante cinétique de dégradation de la DBO₅ $k_T = 0.14 \text{ j}^{-1}$ ($k_T = 0.11 \text{ j}^{-1}$ pour la DCO) permet de dimensionner les bassins à laitues d'eau, en utilisant le modèle cinétique de l'IWA.

Le rendement d'élimination de l'azote total est compris entre 44 et 60 % en 18 jours de temps de séjour, selon la charge en azote appliquée dans les bassins. L'azote est éliminé par le prélèvement des plantes avec les récoltes, par filtration et décantation avec les MES ou par réduction en azote élémentaire. Cette

dernière réaction est réalisée par nitrification et dénitrification, ou par oxydation anaérobie de l'ammonium. L'exportation par les plantes représente 10 à 39 % de l'azote éliminé dans les bassins en 18 jours de temps de séjour. Avec une fréquence de récolte hebdomadaire de récolte de 50 % de la biomasse végétale, la productivité de la laitue d'eau est maintenue constante, 50 ± 1 g de matière sèche/m².j, soit 182.5 t de matière sèche/ha/an. Dans ces conditions, l'exportation maximale d'azote par les plantes est de 0.36 kg N/m².j (1314 kg N/ha/ha). La filtration et décantation de l'azote organique avec les MES élimine 25 à 48 % de l'azote total admis dans le système.

Les bassins à laitues d'eau conservent une quantité importante de l'azote ammoniacal, ce qui est profitable pour l'irrigation en agriculture. Cependant, la présence des plantes peut stimuler la perte d'ammonium par des réactions de nitrification-dénitrification ou d'oxydation anaérobie. La nitrification devient visible lorsque la DCO < 140 mg O₂/l. pour des charges comprises entre 31 et 97 kg N-NH₄⁺/ha/j, l'élimination de l'ammonium varie de 15-40 % pour 18 jours de temps de séjour à 20-60 % pour 21 jours. Ainsi, 40 à 80 % de l'ammonium est conservé dans les bassins à laitues d'eau.

Pour la réutilisation en irrigation, la présence de la laitue d'eau dans les bassins d'épuration, dans les pays sahéliens, n'affecte pas de façon significative la disponibilité des eaux traitées. En effet, cette étude montre que, la perte d'eau supplémentaire due à la présence de *Pistia stratiotes* est inférieure à 10 % de l'évaporation moyenne observée sur un bassin facultatif.

Sur la base des résultats acquis dans cette étude, les recommandations suivantes peuvent être formulées. Pour réduire l'emprise au sol des bassins, la profondeur de ceux-ci peut être augmentée au-delà des 70 cm conseillés dans la littérature. Cette profondeur était proposée pour optimiser l'oxygénation des bassins et la dégradation aérobie. Selon nos résultats, l'abattement de la matière organique n'est pas corrélé à la disponibilité de l'oxygène et de plus, l'augmentation de la profondeur des bassins favoriserait la conservation de l'azote.

Pour l'utilisation des effluents traités en irrigation restrictive (maraîchage), une combinaison judicieuse des bassins à microphytes et macrophytes est souhaitable, non seulement pour assurer la qualité des eaux des effluents, mais aussi pour limiter les contraintes liées à la gestion de la biomasse végétale.

Durant cette thèse, les jalons d'un réseau de collaborations regroupant des chercheurs d'Afrique de l'Ouest et du Centre ont été établis. Les membres sont issus des équipes de recherche de l'Université Abdou-Moumouni de Niamey, l'Université Cheick Anta Diop de Dakar, l'Université de Yaoundé et l'Ecole Inter-Etats d'Ingénieurs de l'Équipement Rural au Burkina Faso.

Plusieurs initiatives entreprises dans le cadre de cette étude en collaboration avec ces équipes de recherche méritent d'être approfondies, encouragées et soutenues.

Table des matières

Chapitre 1	INTRODUCTION	1
1.1.	<i>Contexte de l'assainissement des eaux usées en Afrique de l'Ouest</i>	2
1.1.1.	Evacuation des eaux usées et des excréta	2
1.1.2.	Agriculture urbaine autour des points d'eaux usées, impacts sanitaires	4
1.1.3.	Technologie d'épuration d'eaux usées	7
1.2.	<i>Objectifs</i>	9
1.2.1.	Objectifs spécifiques	9
1.2.1.1.	Etat des lieux du lagunage en Afrique de l'Ouest et du Centre	9
1.2.1.2.	Etude expérimentale du lagunage à microphytes et du lagunage à laitues d'eau	9
1.2.1.3.	Dimensionnement d'une filière d'épuration pour la réutilisation des eaux usées	10
1.2.2.	Approche méthodologique	10
1.3.	<i>Références</i>	11
Chapitre 2.	ETAT DES LIEUX DU LAGUNAGE EN AFRIQUE DE L'OUEST ET DU CENTRE	13
2.1.	<i>Introduction</i>	14
2.1.1.	Historique	14
2.1.2.	Place du lagunage dans l'assainissement collectif	16
2.2.	<i>Synthèse des résultats d'expérimentation des bassins facultatifs</i>	18
2.2.1.	Typologie des effluents traités et équivalent-habitant	18
2.2.2.	Performances épuratoires et modèles empiriques de dimensionnement	18
2.2.2.1.	Charges organiques admissibles	19
2.2.2.2.	Performances épuratoires	22
2.2.3.	Modèles cinétiques de dimensionnement	25
2.2.3.1.	<i>Premiers essais de modélisation</i>	25
2.2.3.2.	<i>Constante cinétique</i>	26
2.2.4.	Abattement des bactéries	28
2.2.5.	Elimination des parasites	28
2.2.6.	Dynamique du zooplancton et du phytoplancton	29
2.3.	<i>Etat des lieux du Lagunage à macrophytes en Afrique de l'Ouest et du Centre</i>	30
2.3.1.	Risques liés à la prolifération de moustiques	30
2.3.2.	Le procédé Charbonnel	31
2.3.2.1.	Décantation-digestion	31
2.3.2.2.	Le lagunage à macrophytes	32
2.3.2.3.	Gestion et exploitation	32
2.3.3.	Analyse des règles de dimensionnement	32
2.3.4.	Expérimentation des bassins à laitues d'eau dans le Sahel	32
2.4.	<i>Synthèse : le lagunage entre échec et espoir</i>	34
2.4.1.	Causes de l'échec	34
2.4.2.	Raisons de l'espoir	35
2.5.	<i>Références</i>	37

Chapitre 3. Dispositif expérimental	43
3.1. <i>Présentation de la station d'épuration de l'EIER</i>	44
3.1.1. Décanteur primaire	44
3.1.2. Filières de lagunage à microphytes	44
3.1.3. Filières de lagunage à laitues d'eau (<i>Pistia stratiotes</i>)	45
3.1.3.1. Aménagements hydrauliques	47
3.2. <i>Généralités sur <i>Pistia stratiotes</i> (L.)</i>	49
3.2.1. Classification botanique	49
3.2.2. Description	49
3.2.3. Reproduction et propagation	49
3.2.4. Usages domestiques et thérapeutiques	50
3.3. <i>Références</i>	51
Chapitre 4. HYDRODYNAMIQUE ET MODÈLE D'ÉCOULEMENT	53
4.1. <i>Introduction</i>	54
4.2. <i>Evapotranspiration en présence de <i>Pistia stratiotes</i></i>	54
4.2.1. Contexte hydrologique	55
4.2.2. Méthodes	56
4.2.3. Résultats et discussions	56
4.3. <i>Régime d'écoulement avec et sans cloisons amovibles</i>	58
4.3.1. Modèle de dispersion	58
4.3.2. Méthodes	60
4.3.2.1. Détermination des temps de séjour par traçage au lithium	60
4.3.2.2. Détermination du temps de séjour réel	61
4.3.3. Résultats et discussions	63
4.3.3.1. Détermination expérimentale de l'indice de dispersion et du régime d'écoulement	63
4.4. <i>Conclusions</i>	66
4.5. <i>Références</i>	67
Chapitre 5. MÉCANISMES ÉPURATOIRES DANS LE LAGUNAGE À MACROPHYTES FLOTTANTS: REVUE BIBLIOGRAPHIQUE	69
5.1. <i>Introduction</i>	70
5.2. <i>Élimination de la matière carbonée (MES, DBO, DCO)</i>	71
5.2.1. Principes	71
5.2.2. Oxygénation par les plantes	72
5.2.3. L'influence des MES	73
5.2.4. La formation de débris	74
5.3. <i>Élimination de l'azote et du Phosphore</i>	74
5.3.1. Azote	74
5.3.1.1. Principes	74
5.3.1.2. Rôle des plantes flottantes dans l'élimination de l'azote	74
5.3.2. Phosphore	75
5.4. <i>Mécanismes épuratoires et paramètres environnementaux</i>	76
5.5. <i>Références</i>	77

Chapitre 6. PARAMÈTRES ENVIRONNEMENTAUX ET MÉCANISMES ÉPURATOIRES DANS UN BASSIN À LAITUES D'EAU (PISTIA STRATIOTES).	81
6.1. <i>objectifs</i>	82
6.2. <i>Méthodes</i>	82
6.2.1. Evolution des paramètres environnementaux en fonction de la charge organique (expérience 1)	84
6.2.2. Influence de la charge organique et azotée sur l'évolution de l'oxygène dissous (expérience 2)	84
6.3. <i>Résultats et discussion</i>	85
6.3.1. Evolution de la température, du pH et du potentiel redox	85
6.3.1.1. Evolution de la température	85
6.3.1.2. Evolution du pH	86
6.3.1.3. Le potentiel redox	88
6.3.2. Elimination de la charge carbonée	89
6.3.2.1. Evolution de l'oxygène dissous en fonction de la charge organique	89
6.3.2.2. Evolution de la DCO et des MES.	89
6.3.2.3. Rôle de Pistia stratiotes dans l'élimination de la pollution carbonée	91
6.3.3. Elimination de l'azote	92
6.3.3.1. Influence de la charge azotée et organique sur l'élimination de l'ammonium	92
6.3.3.2. Influence de l'azote et du carbone sur la nitrification	92
6.3.3.3. Nitrification/dénitrification et assimilation de l'azote par les plantes	94
6.3.4. Elimination du phosphore dans un bassin à laitues d'eau	96
6.4. <i>Synthèse</i>	98
6.5. <i>Références</i>	99
Chapitre 7. ELIMINATION DE LA POLLUTION CARBONÉE : PARAMÈTRES DE DIMENSIONNEMENT	103
7.1. <i>Introduction</i>	104
7.2. <i>Méthodes</i>	106
7.2.1. Le dispositif	106
7.2.2. Protocoles d'expérimentation	106
7.2.2.1. Stratégie dechantillonnage	107
7.2.2.2. Méthodes d'analyse	109
7.3. <i>Résultats et discussion</i>	109
7.3.1. Rendement épuratoire	109
7.3.2. Paramètres empiriques de dimensionnement	111
7.3.2.2. Influence des conditions du milieu (Eh, O ₂) sur l'abattement de la pollution carbonée	111
7.3.2.3. Relations entre les charges appliquées et éliminées et entre les concentrations de l'influent et de l'effluent.	112
7.3.3. Constante cinétique de dégradation de la DBO ₅ et de la DCO	114
7.3.3.1. Charge maximale admissible	117
7.4. <i>Paramètres de dimensionnement</i>	118
7.4.1. Profondeur des bassins	118
7.4.2. Temps de séjour, charges admissibles.	119
7.5. <i>Références</i>	120

Chapitre 8. EVOLUTION DE L'AZOTE DANS LES BASSINS À LAITUES D'EAU	123
8.1. Introduction	124
8.2. Méthodes	125
8.2.1. Récoltes des plantes	125
8.3. Résultats	125
8.3.1. Les différentes fractions d'azote dans l'influent et l'effluent des bassins à laitues d'eau	125
8.3.2. Productivité de biomasse	126
8.3.3. Exportation de l'azote par la laitue d'eau	127
8.3.4. Evolution de l'ammonium	128
8.3.4.1. Corrélation charges appliquées/charges éliminées	129
8.3.4.2. Constante cinétique	131
8.3.5. Evolution des nitrates	131
8.3.6. Bilan sur l'azote	132
8.3.7. Explications possibles de la nitrification incomplète de l'azote	133
8.3.7.1. Conditions de nitrification	133
8.3.7.2. Influence du potentiel redox et de l'oxygène dissous	134
8.3.7.3. Influence de la profondeur des bassins	135
8.3.7.4. Mode de gestion des plantes	135
8.4. Conclusions	135
8.5. Références	137
Chapitre 9. COMPARAISON DES PERFORMANCES ÉPURATOIRES DU LAGUNAGE À MICROPHYTES ET DU LAGUNAGE À LAITUES D'EAU	141
9.1. Introduction	142
9.2. Méthodes	144
9.3. Résultats et discussion	144
9.3.1. Elimination comparée de la pollution carbonée	144
9.3.1.1. Rendements épuratoires en épuration secondaire d'un bassin sans plantes (E) et d'un bassin à laitues d'eau	144
9.3.1.2. Constante cinétique de dégradation de la DBO ₅ et de la DCO	146
9.3.2. Elimination de l'azote	149
9.3.2.1. Comparaison de l'élimination de l'azote en épuration secondaire	149
9.3.2.2. Comparaison de l'élimination de l'azote en épuration tertiaire	149
9.3.3. Influence de la configuration des bassins sur l'abattement des coliformes fécaux	152
9.3.3.1. Comparaison bassins de maturation – bassins à laitue d'eau en épuration tertiaire	153
9.4. Conclusions	156
9.5. Références	157

Chapitre 10. SYNTHÈSE : DIMENSIONNEMENT DU LAGUNAGE À LAITUES D'EAU POUR L'IRRIGATION EN AGRICULTURE URBAINE ET PERSPECTIVES	161
10.1. Etat des lieux	162
10.2. Utilité de la laitue d'eau dans l'épuration des eaux usées	162
10.3. Critères de dimensionnement	163
10.3.1. Priorisation des objectifs épuratoires	163
10.3.2. Traitement primaire	164
10.3.3. Traitement secondaire	164
10.3.4. Traitement tertiaire	167
10.4. Conclusions et Recommandations	167
10.5. Références	169

EPFL - LBE Lab. Biotech. Environnementale

Liste des Tableaux

Tableau 1.1 :	Importance relative des technologies d'épuration d'eaux usées en Afrique de l'Ouest et du Centre	7
Tableau 2.1 :	Etat de fonctionnement du lagunage en Afrique de l'Ouest et du Centre	17
Tableau 2.2 :	Synthèse de performances épuratoires des bassins de stabilisation sous climat sahélien	20
Tableau 2.3 :	Données météorologiques à Ouagadougou et Niamey	21
Tableau 2.4 :	Charges maximales admissibles sur un bassin de lagunage à Niamey et Ouagadougou en fonction de la température moyenne minimale.	22
Tableau 2.5 :	Comparaison des modèles piston et mélange homogène pour l'élimination de la DBO5	28
Tableau 2.6 :	Caractéristiques et performances épuratoires de stations d'épuration de lagunage à macrophytes flottants en Afrique de l'Ouest et du Centre.	33
Tableau 3.1 :	Caractéristiques des filières de lagunage à microphytes de l'EIER	44
Tableau 3.2 :	Caractéristiques des bassins de lagunage à macrophytes de l'EIER	45
Tableau 4.1 :	Données climatiques à Ouagadougou	55
Tableau 4.2 :	Paramètres hydrodynamiques des bassins d'épuration	64
Tableau 4.3 :	Calcul de l'indice de dispersion selon quelques modèles de la littérature	64
Tableau 6.1 :	Expérience batch 1 : Composition initiale des bacs d'essais en culture batch	83
Tableau 6.2 :	Expérience batch 2 : Composition initiale des bacs d'essais en culture batch	83
Tableau 6.3 :	Paramètres et méthodes d'analyses	84
Tableau 6.4 :	Evolution de la température en culture batch des microcosmes avec et sans laitues d'eau (janvier 2001)	86
Tableau 6.5 :	Evolution du pH en culture batch dans deux microcosmes avec et sans laitues d'eau (janvier 2001)	87
Tableau 6.6 :	Evolution du potentiel redox en fonction du temps dans les cultures de Pistia stratiotes lors des expériences 1 et 2	88
Tableau 6.7 :	Rendement d'élimination des MES, de la DCO et de la DBO5 dans des bassins à laitues d'eau en culture batch après deux semaines de temps de rétention	91
Tableau 6.8 :	Rendements d'élimination de l'azote en fonction des concentrations initiales en DCO	92
Tableau 6.9 :	Pourcentage de $N-NH_4^+$ éliminé par la biomasse et par nitrification-dénitrification	95
Tableau 6.10 :	Rendements d'élimination du phosphore dans une culture de laitues d'eau pour différentes concentrations initiales en DCO et $N-NH_4^+$	97
Tableau 7.1 :	Caractéristiques des eaux à l'entrée de la station expérimentale.	108
Tableau 7.2 :	Constante cinétique d'élimination de la DBO5 à partir du modèle piston dispersif (kd) et du modèle IWA de pollution résiduelle (kT), avec $Cr = 10$ mg DBO5/l	115
Tableau 7.3 :	Constante cinétique d'élimination de la DCO à partir du modèle piston dispersif (kd) et du modèle IWA de pollution résiduelle (kT), avec $Cr = 20$ mg DBO5/l	116
Tableau 8.1 :	Charge journalière en azote dans les influents et effluents de bassins à laitues d'eau, en fonction des charges ammoniacale, après 18 jours de temps de séjour	126
Tableau 8.2 :	Densité de Pistia stratiotes cultivées dans les bassins d'expérimentation (en kg poids frais/m ²) en fonction de la charge en azote	127
Tableau 8.3 :	Densité et teneur en nutriment de Pistia stratiotes	128
Tableau 8.4 :	Contribution des différents mécanismes à l'élimination de l'azote total	132
Tableau 9.1 :	Constantes cinétiques de dégradation de la DCO dans un bassin facultatif (E) et un bassin à laitues d'eau (P) en épuration secondaire	146

Tableau 9.2 :	Comparaison des constantes cinétiques de dégradation de la DBO5 dans un bassin facultatif (E) et un bassin à laitues d'eau (P) en épuration secondaire	147
Tableau 9.3 :	Rendements d'élimination et constantes cinétiques (kT) de dégradation de la DCO dans une filière combinant un bassin sans plantes (E) et bassins à laitues d'eau (P) avec une combinaison de bassins à laitues d'eau.	148
Tableau 9.4 :	Rendement d'élimination de l'azote en épuration secondaire dans un bassin à laitues d'eau (P) et un bassin sans plante (E)	150
Tableau 9.5 :	Rendement d'élimination de l'azote en épuration tertiaire dans un bassin à laitues d'eau plante (P)	150
Tableau 9.6 :	Rendement d'élimination de l'azote en épuration tertiaire dans un bassin sans plante (E)	150
Tableau 9.7 :	Bilan azoté dans un bassin sans plantes (E) en épuration tertiaire	151
Tableau 9.8 :	Bilan azoté dans un bassin à laitues d'eau (P) en épuration tertiaire	152
Tableau 10.1 :	Relations entre les charges appliquées et éliminées et entre les concentrations de l'influent et de l'effluent	165
Tableau 10.2 :	Temps de séjour nécessaire pour atteindre une qualité d'effluent de 50 ou 75 mg DBO5/l par lagunage à laitue d'eau	166

Liste des Figures

<i>Figure 1.1: Evacuation des eaux usées du centre ville dans le Canal Central de Ouagadougou</i>	3
<i>Figure 1.2: Localisation des sites de maraîchage à Ouagadougou en saison sèche et saison pluvieuse</i>	5
<i>Figure 1.3: Stockage d'eaux usées non traitées pour une réutilisation en maraîchage, Kossodo, Ouagadougou</i>	6
<i>Figure 2.1: Influence de la charge hydraulique sur les performances épuratoires des bassins de stabilisation en climat sahélien</i>	23
<i>Figure 2.2: Influence de la charge hydraulique sur les rendements épuratoires des bassins facultatifs à Niamey et Ouagadougou, et relation entre concentration influent-effluent pour des charges hydrauliques inférieures à 160 mm/j.</i>	24
<i>Figure 2.3: Evolution de la constante cinétique d'élimination de la DBO5 dans un bassin facultatif en fonction du temps : cas de Niamey et Ouagadougou pour des charges inférieures à 500 kg DBO5/ha/j.</i>	27
<i>Figure 3.1: Schéma descriptif des filières d'épuration de la station de l'EIER</i>	45
<i>Figure 3.2: Photo d'une laitue d'eau (Pistia stratiotes) extraite d'un bassin d'épuration</i>	46
<i>Figure 3.3: Schéma descriptif de la filière à laitues d'eau de la station de l'EIER</i>	46
<i>Figure 3.4: Bassins du niveau 2 alimentés en parallèle; dans cette configuration bassin à laitues d'eau (à gauche) et filtre horizontal à gravier (à droite)</i>	47
<i>Figure 3.5: Vue générale des bassins à laitues d'eau de l'EIER</i>	47
<i>Figure 3.6: Photo du débitmètre OCM III</i>	48
<i>Figure 3.7: Gouttière de répartition à l'entrée du bassin</i>	48
<i>Figure 3.8: Cloison verticale disposée à 1 m de l'entrée ou de la sortie des bassins</i>	48
<i>Figure 3.9: Coupe verticale d'un bassin à laitues d'eau avec trois cloisons</i>	48
<i>Figure 4.1: Pluviométrie et évapotranspiration potentielle à Ouagadougou</i>	56
<i>Figure 4.2: Evapotranspiration de Pistia stratiotes en saison sèche à Ouagadougou en 2001</i>	57
<i>Figure 4.3: Distribution des temps de séjour</i>	58
<i>Figure 4.4: Appareillage de prélèvement pour le traçage au lithium</i>	61
<i>Figure 4.5: Courbes de distribution des temps de séjour pour un bassin expérimental</i>	63
<i>Figure 6.1: Evolution de la température à 10 et 30 cm de profondeur dans les bacs à laitues d'eau et dans les bacs à surface d'eau libre (Janvier 2001).</i>	85
<i>Figure 6.2: Evolution du pH à 10 et 30 cm de profondeur dans les bacs à laitues d'eau (P) et dans les bacs à surface d'eau libre (E).</i>	87
<i>Figure 6.3: Evolution de l'oxygène dissous à 10 et 30 cm de profondeur dans une culture batch de Pistia stratiotes et abattement de la pollution carbonée (DCO, DBO5 et MES) en fonction du temps</i>	90
<i>Figure 6.4: Influence de la charge initiale en ammonium sur la disponibilité de l'oxygène dissous : mesure effectuée à 20 cm de profondeur sous cultures de Pistia stratiotes pour différentes concentrations en DCO.</i>	93
<i>Figure 6.5: Evolution de l'azote avec la matière carbonée : influence de N-NH4+ et de la DCO sur l'évolution de N-NO3-</i>	96
<i>Figure 6.6: Abattement du phosphore dans une culture de laitues d'eau pour des concentrations variables en DCO et en ammonium</i>	97
<i>Figure 7.1: Schéma des configurations de bassins étudiés</i>	107
<i>Figure 7.2: Evolution temporelle des rendements d'élimination de la DBO5 et de la DCO dans une série de 4 bassins à laitue d'eau ayant des temps de séjour identiques de 6 jours/bassin.</i>	110
<i>Figure 7.3: Corrélation entre charge appliquée et charge éliminée, et entre concentration à l'entrée et à la sortie en DBO5 et DCO totale dans un bassin à laitues d'eau pour 6 jours et 12 jours de temps de séjour hydraulique</i>	113

<i>Figure 7.4 : Remontée et accumulation de boues à la surface du premier bassin - dépérissement de Pistia stratiotes sous fortes charges organiques, (en premier plan l'air de l'eau à la sortie du bassin).</i>	117
<i>Figure 8.1 : Evolution de la production de biomasse de Pistia stratiotes sur les bassins de la station d'épuration de Yaoundé, Cameroun</i>	126
<i>Figure 9.1 : Zone humide naturelle et techniques extensives d'épuration d'eaux usées</i>	143
<i>Figure 9.2 : Evolution des rendements d'élimination de la pollution carbonée dans les filières PPP et EPP</i>	145
<i>Figure 9.3 : Evolution temporelle de l'abattement des coliformes fécaux en fonction des configurations</i>	153
<i>Figure 9.4 : Abattement comparé des coliformes fécaux dans un bassin de maturation (E) et un bassin à l'aération (P) alimentés en parallèle</i>	154

Abréviations

Paramètres

CF	Coliformes fécaux
DBO ₅	Demande Biochimique en Oxygène
DCO filtrée	Demande Chimique en Oxygène, sur échantillon filtré ($\varphi = 1.2 \mu\text{m}$)
DCO totale	Demande chimique en Oxygène, sur échantillon non traité
HRT	<i>Hydraulic Retention Time</i> , temps de séjour hydraulique
MES	Matières En Suspension
N-NH ₄ ⁺	Azote ammoniacal
N-NO ₃ ⁻	Nitrate
NT	Azote total
SF	Streptocoques fécaux

Institutions

CIEH	Comité Inter-Etats d'Etudes Hydrauliques
CREPA	Centre Régional pour l'Eau Potable et l'Assainissement à faible coût
EAWAG	Institut Fédéral Suisse des Sciences et Technologies de l'Environnement
EIER	Ecole Inter-Etats d'Ingénieurs de l'Équipement Rural
EPFL	Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne
FAO	Fond des Nations Unies pour l'Alimentation
OIEAU	Office International de l'Eau
OMS	Organisation Mondiale de la Santé
ONEA	Office National de l'Eau et de l'Assainissement, Burkina Faso
PSAO	Plan Stratégique d'Assainissement de la ville de Ouagadougou
WHO	World Health Organization

EPFL - LBE Lab. Biotech. Environnementale

Chapitre 1 INTRODUCTION

1.1. CONTEXTE DE L'ASSAINISSEMENT DES EAUX USEES EN AFRIQUE DE L'OUEST

Depuis l'indépendance, les problèmes d'assainissement urbain se sont accentués dans la plupart des pays africains. C'est désormais un vaste problème multicritères et multi-acteurs qui requiert de longues négociations entre les scientifiques, les techniciens, les exploitants, les gestionnaires, les entrepreneurs, les bailleurs de fonds, les collectivités locales et les associations de quartier [Maystre, 2000]. Il devient de plus en plus difficile de trouver des solutions consensuelles et plusieurs initiatives ont abouti à des échecs. L'enjeu est désormais de taille car il faudra résoudre en même temps les questions relatives à la collecte des eaux, à leur traitement et envisager leur réutilisation saine, sans risque, pour faire face à la rareté de la ressource en eau.

1.1.1. EVACUATION DES EAUX USEES ET DES EXCRETA

Depuis la "Décennie internationale de l'eau potable et de l'assainissement", de nombreux efforts ont été consentis dans le secteur de l'approvisionnement en eau potable et de l'assainissement en Afrique. Les résultats de cette campagne sont cependant mitigés en raison d'un déséquilibre croissant des rapports démographiques entre zones rurales et zones urbaines, conséquence de l'exode rural. On estimait déjà en 1993 que près de 78 % des villes africaines ne disposaient d'aucun service formel d'évacuation et de traitement des eaux usées [UADE and OIEAU, 1993]. Avec une croissance démographique deux fois plus élevée que la moyenne mondiale et une urbanisation accélérée, la couverture des besoins en eau potable et en assainissement devient un objectif de plus en plus difficile à atteindre pour la plupart des pays qui ne dépendent que du financement de la coopération bilatérale et multilatérale dans ce domaine. Ces insuffisances conduisent ainsi à concentrer les problèmes liés au manque d'assainissement dans les grandes villes, et plus particulièrement les capitales, destinations favorites de l'exode rural.

Les équipements sanitaires, quand ils existent, sont dominés par des systèmes d'assainissement individuels qui génèrent de grandes quantités de boues de vidange : latrines (30 %) et fosses septiques (30 %). Les dispositifs d'assainissement collectif représentent à peine 20 % des systèmes rencontrés. Au Burkina Faso par exemple, près de 70 % de la population utilisent des latrines rudimentaires. La forte densité des latrines et leur mauvaise conception contribuent à polluer les eaux de puits utilisées pour la consommation humaine [Baba-Moussa, 1994], ce qui montre leurs limites d'application dans les villes africaines. En effet, la croissance démographique accélérée des villes a aussi engendré une augmentation du volume des boues de vidange qui ne peuvent plus être dissimulées en petites quantités dans la nature comme par le passé. La production moyenne de boues de vidange est estimée à 120 m³/j à Ouagadougou et entre 300-400 m³/j au Ghana [Strauss and Heins, 1998; ONEA, 2000]. Parmi les questions d'assainissement, la problématique des boues de vidange constitue un des principaux défis du nouveau millénaire en Afrique de l'Ouest. Cette problématique d'envergure est désormais inscrite parmi les principaux axes de recherche du CREPA, avec deux autres thèmes majeurs qui sont : la problématique des systèmes de microfinancement dans l'assainissement et le développement des réseaux d'égouts de faibles diamètres ou *Bore Sewer* (SBS). Dans le cadre de ce programme, plusieurs projets ont débuté au Bénin, au Burkina Faso, en Côte d'Ivoire, au Mali et au Sénégal pour faire un diagnostic de la filière de gestion des boues de vidange, établir l'état des lieux des réseaux d'égouts de faibles diamètres

et analyser les possibilités de mobilisation des systèmes de microfinancement en faveur de l'assainissement. L'objectif commun à chacun de ces programmes est l'identification de solutions appropriées [CREPA, 2002].

Dans les grandes villes, lorsque les eaux usées *et excreta* ne sont pas collectés par les ouvrages d'assainissement individuel, elles sont déversées dans les rues ou le plus souvent dans les caniveaux d'eaux pluviales qui servent d'égout pour un grand nombre d'établissements publics, privés ou artisanaux (Figure 1.1). Les systèmes classiques d'égout sont inexistantes ou ne desservent que le centre-ville. En dehors de cette zone, les quartiers périphériques sous-équipés en infrastructure urbaine ne peuvent pas accueillir ce type de technologie.



Figure 1.1 : Evacuation des eaux usées du centre ville dans le Canal Central de Ouagadougou

Dans ces quartiers, les réseaux d'égouts de faibles diamètres peuvent être une solution alternative pour l'assainissement collectif (ou semi-collectif) [Mara, 1996a, 1996b; Mara and Guimaraes, 1999]. Nos investigations sur l'état des lieux de ces systèmes à Bamako et à Dakar montrent qu'ils peuvent être adaptés au niveau de la consommation d'eau et des équipements sanitaires des populations [N'Dri, 2001; Steiner, 2002]. Dans les quartiers périphériques de Bamako (Baco-Djicoroni, Banconi Flabougou et Bozola) où il n'y a pas d'eau courante, ce système est utilisé pour l'évacuation des eaux grises [Steiner, 2002] qui sont directement rejetées dans un affluent du fleuve Niger. A Rufisque (Dakar), dans un quartier périphérique qui est alimenté en eau courante, il est utilisé pour collecter l'ensemble des eaux domestiques qui sont ensuite acheminées vers une station de purification [ENDA, 2000; Steiner, 2002]. Dans les deux cas, la durée de vie du système est toutefois fortement réduite par la mauvaise gestion du réseau : une absence de vidange des boues dans la fosse d'interception et un faible niveau de participation des bénéficiaires. On relève également de nombreuses insuffisances dans la conception et le dimensionnement de ces systèmes à cause du manque de formation et de référence en la matière [CREPA, 2002; Steiner, 2002].

Le volume des rejets anarchiques des eaux usées augmente avec la densité de la population et le développement industriel. Ces rejets sont drainés vers un exutoire aquatique naturel qui ne peut résorber le flux massif de pollution [Adingra and Arfi, 1998]. Les volumes d'eaux usées quotidiennement rejetés dans le milieu naturel sont estimés à 126 000 m³ à Dakar, dont seulement 3 % sont traités à la station de dépuración de Cambérène [ENDA, 2000]. Les 24 000 m³/j d'eaux usées collectées par le réseau d'assainissement de la ville d'Abidjan transitent dans une station de prétraitement mécanisée avant d'être déversées en mer. Au Burkina Faso, la zone industrielle au nord de la ville de Ouagadougou rejette en moyenne 4 500 m³/j d'eaux usées industrielles dans le milieu naturel [ONEA, 2000]. Nos investigations montrent également que le Canal Central (Figure 1.1), initialement destiné à l'évacuation des eaux pluviales du centre ville, draine en moyenne 1000 m³/j d'eaux usées pendant les 9 mois de saison sèche [Sémoroz, 1999].

1.1.2. AGRICULTURE URBAINE AUTOUR DES POINTS D'EAUX USEES, IMPACTS SANITAIRES

Dans les pays sahéliens, compte tenu de la rareté de la ressource en eau, la réutilisation des eaux usées dans le maraîchage et l'horticulture est devenue une activité qui s'intensifie avec l'accroissement démographique des villes et le chômage [Gerstl, 2001; Bagré, 2002]. Le maraîchage est une activité agricole qui a été introduite en Afrique de l'Ouest avec l'arrivée des colons et qui prend de l'importance avec l'augmentation de la population urbaine. Le maraîchage génère environ 4 000 emplois pour la seule ville de Ouagadougou [Camara, 1997]. Cette activité est une source de revenu qui permet de subvenir aux dépenses de nourriture, de santé et d'éclairage de nombreuses familles qui vivent le plus souvent dans des conditions de pauvreté ou d'extrême pauvreté [Agunwamba, 2001; Gerstl, 2001].

La ville de Ouagadougou compte 48 sites de maraîchages en saison favorable. Cependant, pendant la saison sèche qui dure 9 mois, seuls quelques sites irrigués avec les eaux de barrages et les eaux usées sont permanents. Quatre de ces sites, représentant 60 % des surfaces totales, dépendent directement des eaux usées urbaines ou industrielles pour l'irrigation des cultures [Cissé, 1997]. Les eaux usées riches en nutriments sont parfois préférées aux eaux de puits lorsque les deux sources sont disponibles [Ag, 1996; Agunwamba, 2001]. La répartition des sites de maraîchage dans la ville de Ouagadougou (Figure 1.2) montre l'importance de cette activité en saison sèche.

Sur certains sites maraîchers tels que celui de la zone industrielle de Ouagadougou (Kossodo), des aménagements de fortune sont réalisés par les maraîchers pour séparer les effluents industriels s'écoulant dans le même canal. En cas de doute, lorsque les effluents sont mélangés, ils goûtent l'eau usée pour vérifier le pH ou la salinité avant de l'accepter pour l'irrigation. Cette sélection permet de stocker les eaux les moins agressives pour les plantes (Figure 1.3).

L'étude sur l'impact sanitaire de la réutilisation des eaux usées en maraîchage à Ouagadougou [Cissé, 1997] montre que le risque de prévalence de maladies hydriques est plus élevé chez les maraîchers et leurs familles que dans le reste de la population. La prévalence pour *Ankylostome* chez les enfants de maraîchers est de 10.80 ± 6.68 % contre 1.40 ± 0.43 % pour la population générale. Pour les adultes, ces chiffres sont respectivement de 40.67 ± 7.38 % contre 14.90 ± 5.09 %. Ces résultats confirment ceux observés à Nsukka au Nigeria [Agunwamba, 2001].

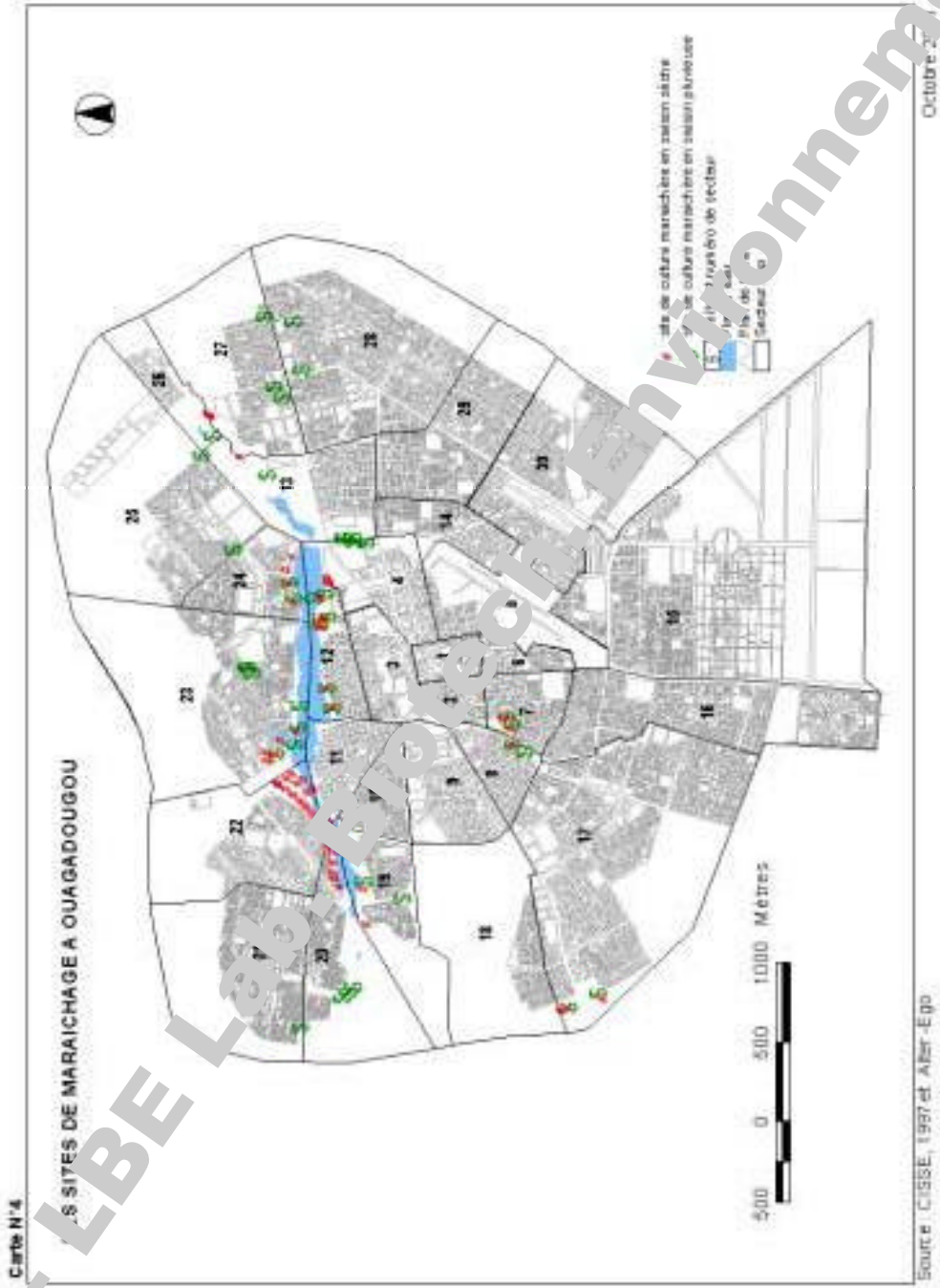


Figure 1.2 : Localisation des sites de maraîchage à Ouagadougou en saison sèche et saison pluvieuse



Figure 1.3 : Stockage d'eaux usées non traitées pour une réutilisation en maraîchage, Kossodo, Ouagadougou

L'impact sanitaire le plus important est la contamination par les bactéries pathogènes, et les métaux lourds, des végétaux et des sols cultivés. Le niveau de pollution des légumes déjà supérieur aux recommandations de l'OMS sur le site de maraîchage est encore plus élevé chez les revendeurs [Cissé, 1997]. Les sols des sites irrigués avec les eaux usées sont ceux qui présentent les plus fortes concentrations en parasites et en métaux lourds. Les concentrations en métaux lourds mesurés dans ces sols permettent de supposer une contamination des cultures [Bosshart, 1998].

Face à l'importance des risques sanitaires liés à la réutilisation des eaux usées dans le maraîchage, les autorités responsables de la salubrité des villes sont tentées de supprimer ces sites. Cependant, l'agriculture urbaine est perçue par les autorités politiques comme un secteur d'appoint dans la sécurité alimentaire des mégapoles et pourvoyeuse de devises pour des tranches de population défavorisées. Toutefois, cet intérêt politique ne dispense pas d'épurer les eaux usées avant leur réutilisation en irrigation, ce qui permettrait de développer une agriculture écologique et saine.

Des stations d'épuration peuvent être envisagées pour prendre en compte les besoins d'irrigation en agriculture urbaine. Cette approche nécessite toutefois une *décolonisation de la pensée urbaine africaine* qui voudrait que l'agriculture se fasse en dehors des villes [Bagré, 2002]. Les stations d'épuration qui ont l'avantage d'intégrer cette approche, sont celles dites rustiques (ou extensives). Elles ont l'avantage de s'adapter aux contraintes et au contexte socio-économique des pays en développement. Les plus connues sont : les bassins de stabilisation (lagunage à microphytes – algues) qui regroupent le lagunage anaérobie, les bassins facultatifs et les bassins de maturation; le lagunage à macrophytes avec végétaux aquatiques flottants ou enracinés, les techniques de filtration (horizontale ou verticale) sur un massif de sable ou de gravier.

1.1.3. TECHNOLOGIE D'EPURATION D'EAUX USEES

Plusieurs systèmes d'épuration collective des eaux usées ont déjà été testés ou sont en cours d'expérimentation en Afrique de l'Ouest et du Centre. Un recensement effectué en 1993 a montré que les techniques d'épuration par boues activées représentent 75 % des 155 stations d'épuration recensées (Tableau 1.1) et que la quasi-totalité était soit à l'arrêt, ou en mauvais état de fonctionnement [CIEH, 1993; UADE and OIEAU, 1993]. L'implantation des systèmes à boues activées s'est soldée par un échec, car ils offrent très peu de flexibilité dans l'exploitation et ne peuvent pas être facilement adaptés aux contextes des pays africains. Outre le fait qu'elles n'assurent pas une très bonne épuration bactérienne (ce qui serait un atout considérable dans ces pays), ces stations ne supportent pas non plus de fortes variations de débits. Elles se sont montrées également trop coûteuses en frais d'investissement, d'exploitation et de gestion, et elles sont tributaires de pièces de rechanges parfois indisponibles sur le marché local. En attendant de trouver la solution à ce défi, le volume des eaux usées urbaines ne fait qu'augmenter avec l'agrandissement des villes.

Tableau 1.1 : Importance relative des technologies d'épuration d'eaux usées en Afrique de l'Ouest et du Centre

Technologies	Nombre (%)	volume d'eaux traité (%)
Boues activées	75	75
Lit bactérien	7	3
Lagunage à microphytes	7	20
Lagunage à laitues d'eau	3	1
Fosse septique	9	1

Au regard de ces différents constats, plusieurs chercheurs proposent une épuration par les procédés de type extensif qui sont des systèmes d'épuration d'eaux usées par voie naturelle (ou zones humides artificielles), dont le plus connu est le lagunage à microphytes (bassin de stabilisation, bassin facultatif ou bassin de maturation). Ce système est expérimenté depuis la première moitié du siècle sous climat tempéré et présente de nombreuses possibilités d'adaptation au climat des pays en développement qui est généralement chaud et donc favorable à l'activité bactérienne dont dépend son bon fonctionnement. Ces stations d'épuration par voie naturelle sont nombreuses, mais elles ne sont pas souvent connues du grand public. Leur principe de fonctionnement s'inspire de celui des écosystèmes rencontrés dans les zones humides naturelles [Radoux, 1989].

Le procédé d'épuration par lagunage a vu le jour en Afrique de l'Ouest vers la fin des années 80 et connaît un intérêt grandissant auprès des décideurs politiques africains pour sa souplesse dans l'exploitation, la gestion et l'intégration dans ce contexte socio-économique.

A côté du lagunage à microphytes, le lagunage à macrophytes flottants avec la laitue d'eau (*Pistia stratiotes*), dimensionné pour l'Afrique et qui a fait l'objet d'un brevet d'invention [Charbonnel and Simo, 1986; Charbonnel, 1989], est très mal connu. Pour la plupart des

personnes, l'utilisation de végétaux aquatiques dans des bassins d'épuration est liée au développement de moustiques et autres parasites nuisibles à la santé humaine.

Il existe encore beaucoup de lacunes sur les possibilités épuratoires de ces technologies extensives d'épuration (lagunage à microphytes et à macrophytes) en Afrique de l'Ouest et du Centre qui nécessitent d'être comblées par la formation (renforcement des capacités des acteurs) mais surtout par l'identification des règles de base nécessaires au bon fonctionnement du procédé. Les principes de fonctionnement des stations extensives sont bien maîtrisés par les pays industrialisés où les règles de dimensionnement et de gestion tiennent compte des processus biologiques, hydrauliques et chimiques complexes qui s'y déroulent. Ces phénomènes n'ont pas encore été suffisamment étudiés pour les conditions des pays de l'Afrique de l'Ouest et du Centre. Est-ce que ces procédés déjà modélisés dans les pays tempérés peuvent répondre aux préoccupations des pays en développement, sachant que le climat, la morphologie et la physiologie des plantes aquatiques tropicales et la structure des zones humides naturelles ne sont pas identiques? Serait-il plus judicieux d'appliquer les systèmes existants ou d'étudier des systèmes novateurs pour définir l'ossature des techniques réellement adaptées au contexte africain? Quels sont les objectifs à assigner à une station d'épuration dans un tel contexte?

La contribution de cette étude se situe à trois niveaux :

Le premier niveau concerne l'évaluation technique du lagunage tel qu'il est pratiqué en Afrique de l'Ouest et du Centre. En effet, plusieurs écoles s'affrontent depuis longtemps sur le terrain de l'expérimentation et du transfert de technologie d'épuration, alors que très peu de données sont publiées sur les résultats acquis. Ce travail est le premier qui rassemble et compare ces expériences entre elles pour donner une première référence objective sur le sujet.

Le second niveau concerne l'expérimentation et l'étude comparative de deux des techniques rustiques d'épuration les plus rencontrées : le lagunage à microphytes et le lagunage à macrophytes flottants avec la laitue d'eau. Les performances de chaque système sont analysées et leurs mécanismes épuratoires sont étudiés. Une grande importance a été accordée au rôle joué par la laitue d'eau dans l'élimination des paramètres de pollution physico-chimiques et microbiologiques. L'ensemble des données recueillies permet de proposer des règles de dimensionnement et de conception d'une filière d'épuration par lagunage, pour une réutilisation des eaux épurées.

Le troisième niveau est d'ordre méthodologique. L'étude aborde dans une démarche rigoureuse et cohérente les principales étapes, les paramètres nécessaires à l'identification de critères de dimensionnement et les mécanismes épuratoires nécessaires à la compréhension du fonctionnement des systèmes étudiés. Cette démarche est reproductible et peut être appliquée dans d'autres sites.

1.2. OBJECTIFS

La problématique de l'assainissement des eaux usées est un sujet qui demeure entier malgré les nombreuses initiatives entreprises jusqu'à ce jour. La plupart des villes se sont construites sans un plan rigoureux d'assainissement, ce qui rend désormais complexe la recherche de solution. En effet, des pratiques, le plus souvent non salutaires, se sont installées aussi bien au niveau des autorités communautaires que des populations. Les systèmes de collecte et de traitement d'eaux usées et d'excreta sont très peu développés ou inexistantes. La complexité des problèmes recommande désormais de développer une approche intégrée. C'est dans ce cadre que se déroulent les réflexions de cette étude.

Ce projet de recherche a été initié pour apporter des réponses objectives au fonctionnement et au dimensionnement du lagunage à microphytes et du lagunage à laitues d'eau en Afrique de l'Ouest et du Centre. Il se déroule dans le cadre de la collaboration scientifique entre l'Ecole Inter-Etats d'Ingénieurs de l'Équipement Rural à Ouagadougou (EIER) et l'École Polytechnique Fédérale de Lausanne (EPFL), et est financé par la coopération Suisse (DDC) et le Ministère de l'Enseignement supérieur et de la Recherche Scientifique de Côte d'Ivoire. La partie pratique du travail s'est effectuée à l'EIER, à Ouagadougou.

La démarche adoptée se base sur une investigation de terrain pour faire l'état des lieux du lagunage dans cette région et sur une étude expérimentale des installations pilotes de l'EIER à Ouagadougou.

1.2.1. OBJECTIFS SPECIFIQUES

Les principaux objectifs de la thèse dont l'intitulé est "lagunage à microphytes et à macrophytes : état des lieux, performances épuratoires et critères de dimensionnement" sont énoncés comme suit :

1.2.1.1. Etat des lieux du lagunage en Afrique de l'Ouest et du Centre

L'analyse de l'état des lieux du lagunage en Afrique de l'Ouest et du Centre consiste à définir l'état de fonctionnement des bassins de lagunage à microphytes et de lagunage à laitues d'eau construits jusqu'à ce jour et analyser les raisons de l'échec du lagunage dans cette région.

1.2.1.2. Etude expérimentale du lagunage à microphytes et du lagunage à laitues d'eau

Le but de l'expérimentation est de recueillir un ensemble de données utiles qui permettrait de comprendre le fonctionnement des bassins d'épuration à microphytes et à macrophytes. Les performances des systèmes sont analysées par rapport aux rendements d'élimination de la pollution carbonée, azotée et bactérienne. Ces données devraient permettre de connaître les limites de chacun des systèmes et aussi de les comparer entre eux.

1.2.1.3. Dimensionnement d'une filière d'épuration pour la réutilisation des eaux usées

Il s'agit ici, à partir des données expérimentales, d'ébaucher des règles de dimensionnement des bassins à laitues d'eau et proposer une filière d'épuration hybride, qui permettrait de réutiliser les eaux épurées en irrigation, conformément aux recommandations de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS).

1.2.2. APPROCHE METHODOLOGIQUE

L'état des lieux du lagunage en Afrique de l'Ouest et du Centre a été établi sur la base d'une étude bibliographique de travaux de recherche, de visites de terrain et d'entretiens personnels avec des collègues chercheurs. L'analyse critique des données recueillies a été effectuée à partir de documents publiés sous forme de thèse de doctorat, d'articles publiés dans des revues scientifiques ou actes de conférences internationales et de travaux de diplôme rigoureusement sélectionnés en fonction de la rigueur scientifique dans la démarche méthodologique et de la qualité des résultats.

L'étude expérimentale a été réalisée grâce à des séries d'essais pilotes effectués dans des bassins alimentés en mode batch et en continu. L'étude en alimentation batch a été effectuée pour comprendre et quantifier l'influence des charges organiques sur les paramètres environnementaux dans les bassins d'épuration à laitues d'eau. Ensuite, l'étude en alimentation en continu a permis de tester l'influence de différentes charges hydrauliques et organiques sur les performances épuratoires des procédés étudiés, ainsi que de déterminer leurs limites. Plusieurs configurations de filières (agencement de procédés différents) sont étudiées pour optimiser ces performances et répondre à des exigences de réutilisation en agriculture urbaine.

1.3. RÉFÉRENCES

- Adingra, A. A. and Arfi, R. (1998). "Organic and bacterial pollution in the Ebrié lagoon, Côte d'Ivoire." *Marine Pollution Bulletin* **36**(9): 689-695.
- Ag, M. A. (1996). *Etude de la dynamique de l'eau et des pertes de nitrates par lixiviation sous oignon irrigués : synthèses des campagnes de 1995 et 1996 sur le site expérimental de Kamboinsé*. Rapport de recherche / EIER; Ouagadougou. 59 p.
- Agunwamba, J. C. (2001). "Analysis of socioeconomic and environmental impacts of waste stabilization pond and unrestricted wastewater irrigation: Interface with maintenance." *Environmental Management*. [print] March, 2001 **27**(3): 463-476.
- Baba-Moussa, A. (1994). *Etude de la pollution bactériologique de la nappe phréatique à partir d'une latrine en Afrique subtropicale* Thèse de doctorat n° 1276 - EPFL / Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne; Lausanne. XXX, 252 p.
- Bagré, S. A. (2002). Processus de reconnaissance et de légalisation de l'agriculture urbaine à Ouagadougou : De la légitimation à la légalisation. In *Journées de consultations nationales sur l'agriculture urbaine, Ouagadougou, du 04 au 05 décembre 2001. Rapport de synthèse*, Ouagadougou, BF. Koné, D. and Kientga M. (eds), IAGU/RFAU-AO, EIER, CRDI. pp.
- Bosshart, S. (1998). *Analyse de l'état environnemental du maraîchage à Ouagadougou*. Rapport définitif du stage professionnel NADEL / Ecole Polytechnique Fédérale de Zurich; Ouagadougou-Zurich.
- Camara, A. (1997). *Evaluation stratégique du maraîchage dans le futur paysage urbain de Ouagadougou*. Mémoire de recherche / cycle post grade en Ingénierie et Management de l'Environnement / EPFL; Lausanne. 52 p.
- Charbonnel, Y. (1989). *Manuel du lagunage à macrophytes en régions tropicales* Paris, A.C.C.T. 37p.
- Charbonnel, Y. and Simo, A. (1986). *Procédé et systèmes de traitement biologiques d'eaux résiduaires* Université de Yaoundé, Brevet OAPI n° 8320. 11.
- CIEH (1993). *Comité Inter-Africain d'Etudes Hydrauliques - "Etude comparative des systèmes d'épuration collectifs dans le contexte africain"* CIEH; Ouagadougou. 66 p.
- Cissé, G. (1997). *Impact sanitaire de l'utilisation d'eaux polluées en agriculture urbaine. Cas du maraîchage*. Thèse de doctorat, EPFL / Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne; Lausanne. 267 p.
- CREPA (2002). *Atelier de restitution du programme régional de recherche appliquée de la phase IV du CREPA, Rapport Général* CREPA; Ouagadougou, BF. 17 p + annexes.
- ENDA (2000). *Enda Tiers Mode. L'épuration extensive des eaux usées par leur réutilisation dans l'agriculture urbaine : des technologies appropriées en zone sahélienne pour la lutte contre la pauvreté projet 04367* Enda Tiers Mode -; Dakar. 69 p.
- Gerstl, S. (2001). *The economic costs and impact of home gardening in Ouagadougou, Burkina Faso*. PhD thesis / University of Basel; Basel. 428 p.
- Mara, D. D. (1996a). *Low-cost sewerage* Chichester, UK, John Wiley & Sons.

- Mara, D. D. (1996b). *Low-cost urban Sanitation* Chichester, UK, John Wiley & Sons.
- Mara, D. D. and Guimaraes, A. S. P. (1999). "Simplified sewerage: potential applicability in industrialized countries." *Urban Water* 1(3): 257-259.
- Maystre, L.-Y. (2000). L'assainissement urbain en Afrique : enjeux et attentes. In: *Assainissement urbain en Afrique, Actes du séminaire international de Gorée* Gorée-Dakar. Aquadev. pp. 17-22
- N'Dri, K. P. (2001). *Etude de faisabilité d'un réseau d'égout à faible diamètre (système SBS) dans le quartier des 20 villa de l'EIER* Mémoire de fin d'études d'ingénieur / Ecole Inter-Etats d'Ingénieurs de l'Equipement Rural; Ouagadougou.
- ONEA (2000). *Plan stratégique de la ville de Ouagadougou (PSAO) : Assainissement collectif de la ville de Ouagadougou, Avant projet détaillé, version provisoire* Ministère de l'Environnement et de l'Eau (Burkina Faso) - BCEOM - BERA; Ouagadougou. 117.
- Radoux, M. (1989). "Epuraton des eaux usées par Hydrosère reconstituée." *Tribune de l'eau* 42(8): 62-68.
- Sémoroz, N. (1999). *Performances d'une filière d'épuration d'eaux usées par lagunage à macrophytes flottants (Pistia stratiotes) et conditions d'implantation du procédé dans un canal d'évacuation des eaux usées de la ville de Ouagadougou au Burkina Faso* Travail pratique de diplôme / EPFL-IGE; Lausanne. 98.
- Steiner, M. (2002). *Evaluation des réseaux d'égout à faible diamètre dans les quartiers défavorisés de Bamako (Mdi)* Travail pratique de diplôme / ENAC EPFL; Lausanne. 70 p.
- Strauss, M. and Heins, U. (1998). *Proceedings of the workshop on Faecal sludge treatment* Dubendorf, Water Research Institute (Ghana), EAWAG/SANDEC, Carl Bro (Ghana). 51 p.
- UADE and OIEAU (1993). *Assainissement urbain en Afrique : Gestion des déchets liquides et solides dans les centres urbains d'Afrique. Rapport final du Séminaire Assainissement Urbain en Afrique* Ministère Français de la coopération.

CHAPITRE 2. ETAT DES LIEUX DU LAGUNAGE EN AFRIQUE DE L'OUEST ET DU CENTRE

Des extraits de ce chapitre ont été publiés dans les revues et proceedings suivants :

KONE D., SEIGNEZ C., HOLLIGER C. (2002)

Etat des lieux du lagunage en Afrique de l'Ouest et du Centre. *International Symposium and Workshop on Environmental Pollution Control and Waste Management (EPCOWM'2002) 7-10 January 2002, Tunis (Tunisia), pp 698-708*

KONE D. (2000)

Le traitement des eaux usées par lagunage : une décennie de recherche à l'EIER. In : *Assainissement urbain en Afrique, Actes du séminaire international de Gorée Aquadev, Dakar, pp 53-56.*

KONE D. (1998)

Problématique de l'épuration des eaux usées dans le contexte de l'Afrique de l'Ouest, *Info-CREPA*, n°20, avril-juin 1998

Les résultats de cette étude ont également contribué à l'élaboration du projet de recherche intitulé :

"Valorisation des eaux usées par lagunage dans les pays en voie de développement : Bilan et enseignement pour une intégration socio-économique viable – Lagunage à macrophytes comme moyen d'autofinancement du traitement des eaux usées"

Ce projet financé par le Programme Solidarité Eau - PSEau a démarré en septembre 2001 et est mené conjointement avec l'Ecole Nationale du Génie rural des Eaux et des Forêts, ENGREF, (France), l'Université Abdou Moumouni de Niamey (Niger) et l'Ecole Inter-Etats d'ingénieurs de l'Equipement Rural - EIER, (Burkina Faso)

2.1. INTRODUCTION

En 1972, le Comité Interafricain d'Etudes Hydrauliques publiait à l'intention de ses pays membres [CIEH, 1972], les résultats des travaux effectués en Inde par le professeur Arceivala sur l'étude économique comparative de différents procédés de traitement des eaux usées sous climat tropical [Arceivala, 1973]. A défaut d'informations objectives sur l'efficacité des techniques d'assainissement collectif dans le contexte des pays africains, cette publication constituait déjà un premier outil d'aide à la décision pour l'élaboration de projets dans ce domaine.

Dix ans plus tard, le CIEH mettait sur pied les grandes orientations d'un programme régional de recherche en assainissement, à l'occasion du premier séminaire international sur l'assainissement urbain en Afrique de l'Ouest et du Centre, organisé à Niamey en 1985 [Hassane, 1986]. L'objectif principal du programme était de définir les conditions de mise en œuvre des opérations d'assainissement urbain et de disposer d'éléments nécessaires à leur conception. Le volet assainissement collectif des eaux usées comprenait deux axes : (i) l'étude comparative des systèmes d'épuration dans le contexte africain et (ii) l'étude des réseaux d'égouts de faibles diamètres (*Small Bore Sewer – SBS*).

Malheureusement, ces programmes régionaux pleins d'espoir et d'originalité n'ont pratiquement jamais vu le jour. Des spécialistes dans le domaine de l'assainissement collectif en Afrique de l'Ouest et du Centre se réunissent environ tous les dix ans pour tenter de trouver une solution dynamique [CIEH, 1972; Hassane, 1986; CIEH, 1993; UADE and OIEAU, 1993; Aquadev, 2000; CREPA, 2002]. Plusieurs projets se sont développés à l'initiative des pays, selon l'urgence des besoins et avec l'aide financière et technique des coopérations bilatérales et multilatérales, des réseaux d'égouts et de nombreuses stations d'épuration ont été construits. Cependant, les résultats de la recherche sur les techniques naturelles d'épuration sont presque inconnus de la communauté scientifique internationale. En effet, on dénombre au maximum une douzaine de thèses de doctorat (dont la moitié est en cours) et moins de dix publications dans les revues internationales à comité de lecture, soit une très faible contribution. Ces travaux ne sont pas non plus publiés dans les journaux tels que *Afro-CREPA* ou *Sud Sciences Technologies*, édités à l'attention des chercheurs de cette région.

Cette étude synthétise les principales expériences réalisées jusqu'à ce jour à travers une analyse critique de l'évolution temporelle du lagunage et une discussion des résultats expérimentaux. Elle constitue une première base de données bibliographiques et de données chiffrées sur l'expérimentation du lagunage en Afrique de l'Ouest et du Centre.

2.1.1. HISTORIQUE

Le lagunage est un a été introduit en Afrique de l'Ouest et du Centre avec l'aide des Agences françaises et suisses de coopération et d'aide au développement. Plusieurs pays tels que le Burkina Faso, le Cameroun, la Côte d'Ivoire et le Sénégal ont eu l'occasion de le tester. Les domaines d'application du lagunage sont le traitement des effluents de types domestiques et agroalimentaires.

Les essais d'implantation du lagunage en Afrique de l'Ouest et du Centre ont commencé au Sénégal vers 1976, et entre 1985 et 1987 au Burkina Faso, au Cameroun, et en Côte d'Ivoire. L'expérience ivoirienne a consisté dans un premier temps à équiper trois établissements scolaires avec internat de stations d'épuration par lagunage. Ces établissements ont été choisis

dans les villes de San Pedro au sud, Gagnoa au centre et Odiénné au nord du pays pour dégager des critères de dimensionnement dans des zones climatiques représentatives de la Côte d'Ivoire [Draki des and Gervais, 1987; Kopeu, 1992]. Ces stations conçues pour traiter un rejet d'eaux usées d'un internat de 800 élèves étaient composées de trois bassins, dont deux en parallèle placés en tête de station et recevant chacun une charge organique estimée à 300 kg DBO₅/ha/j. Elles ont toutefois été abandonnées à cause de l'infiltration importante d'eau constatée dans les bassins. Seule la station de Dabou au sud du pays a fait l'objet d'un suivi scientifique où des essais de réutilisation des eaux épurées en aquaculture ont été développés. Cette station est constituée d'une fosse anaérobie et d'un bassin facultatif superposé en tête de filière, et de deux autres bassins en séries [BCEOM, 1990; Guirat *et al.*, 1993].

L'étude du lagunage au Burkina Faso a commencé avec les expériences initiées en 1988 à l'EIER [Guène and Touré, 1991]. La station de l'EIER demeure la plus ancienne station de recherche dans la sous-région. Les ouvrages d'épuration rencontrés sur le site expérimental de l'EIER sont : un ensemble de bassins de lagunage naturels (lagunage à microphytes ou bassin de stabilisation) et de lagunage à macrophytes, une unité de filtration sur gravier, un lit bactérien, et une station d'infiltration percolation. Tous ces ouvrages ont fait l'objet de nombreuses études, principalement sur la caractérisation des performances épuratoires du système, la modélisation de l'épuration, l'impact sanitaire des effluents traités sur le milieu récepteur et la valorisation des sous-produits de l'épuration. Le Burkina Faso a développé un plan stratégique d'assainissement (PSAO) dans lequel il est prévu d'épurer les eaux usées des deux plus grandes villes que sont Ouagadougou, la capitale politique, et Bobo-Dioulasso, la capitale économique. Ce programme prévoit de co-traiter les eaux usées du centre-ville et celles de la zone industrielle (tannerie, abattoir et brasserie à Ouagadougou) dans une station de lagunage. Les effluents industriels représentent 80 % des charges organiques et 75 % des volumes d'eaux à traiter. L'expansion du programme est prévu pour les autres villes après sa validation à Ouagadougou et Bobo-Dioulasso [ONEA, 1993, 2000].

Le lagunage à macrophytes flottants (avec la laitue d'eau) a été initié au Cameroun à partir de 1987 [Agendia, 1987; Iketuonye, 1987]. Ce procédé qui a fait l'objet d'un brevet déposé auprès de l'Organisation Africaine de la Propriété Intellectuelle [Charbonnel and Simo, 1988] a connu le plus d'applications au Sénégal, dans la banlieue de Dakar (Castor, Rufisque), en Casamance avec la station de l'hotel Cap-Skiring, et à Thiès (station de l'abattoir de la ville). Au Burkina Faso, le lagunage à macrophytes existe pour l'épuration des effluents d'une petite unité de fabrication de beurre de Karité (Association Song-Taaba à Gouhngin au Nord de la ville de Ouagadougou). Au Bénin, le procédé a également été testé pour le traitement d'effluents domestiques avec l'ONG CTOM-EMMAÜS [Gnanih, 1994].

L'émergence du lagunage a aussi favorisé la naissance de centres de recherche. On distingue, parmi ces centres, ceux qui sont organisés:

- autour de stations pilotes traitant des rejets d'une communauté urbaine (30 à 150³ij). Ces centres de recherche ont vu le jour vers 1987 à l'EIER au Burkina Faso, à Dabou en Côte d'Ivoire avec le Centre de Recherche Océanologique (CRO) et à l'Université de Yaoundé au Cameroun.
- autour de stations miniaturisées, calquées sur le modèle de la Station Expérimentale de Viville (Fondation Universitaire Luxembourgeoise à Arlon – FUL - Belgique) en Belgique [Radoux, 1989]. Ces stations sont constituées de 18 bassins miniatures organisés en plusieurs filières de traitement avec des volumes d'eaux usées traités par filière inférieurs à 1 m³/j. On rencontre ce modèle de station à Cambérène-Dakar, en fonctionnement depuis 1993 [Nianger *et al.*, 1996], et à l'Université de Niamey où les

recherches ont débuté depuis 1999 [Laouali and Idder, 2000]. Il faut signaler toutefois que les premiers travaux de recherche à Niamey se sont effectués avec un dispositif plus ancien [Laouali *et al.*, 1996b].

2.1.2. PLACE DU LAGUNAGE DANS L'ASSAINISSEMENT COLLECTIF

L'enquête réalisée en 1992 par le CIEH sur les systèmes d'assainissement dans les 14 pays francophones de l'Afrique de l'Ouest et du Centre montre que beaucoup d'investissements ont été consentis pour la construction de stations d'épuration de type intensif (boues activées). Celles-ci représentent en nombre 75 % des 155 stations contre 10 % de stations de lagunage parmi lesquelles le lagunage à macrophytes est très faiblement représenté. Sur cet effectif de 155 ouvrages d'épuration recensés dans l'ensemble des 14 pays, 70 % sont construits en Côte d'Ivoire, 14 % au Cameroun et 6.5 % au Sénégal. Cette étude montre que 36 % des Etats ne disposaient d'aucune station d'épuration et que la plupart des autres pays ne possédaient que 2 ou 3 ouvrages d'assainissement collectif. Parmi ces 155 stations recensées, seulement 10 % étaient encore en état de marche, rejetant des effluents de qualité médiocre, le plus souvent utilisés pour l'irrigation en maraîchage [CIEH, 1993; UADE and OIEAU, 1993].

L'arrêt quasi total des stations mécanisées dans ces pays n'est pas une surprise car les raisons de cet échec programmé sont souvent bien connues des promoteurs du projet. Ils n'ignorent pas en effet les exigences techniques et énergétiques de ce type de procédé et leur extrême sensibilité aux variations de débit et de charge qui ne sont pas adaptées aux situations de ces pays. En général, ces ouvrages sont acquis via des programmes de coopération Nord-Sud qui n'ont jamais intégré de programme de suivi scientifique. En effet, aucune formation spécifique relative à la gestion de ce type de station n'est enseignée dans les Universités et Ecoles Supérieures des pays de l'Afrique de l'Ouest et du Centre, et la diversité des ouvrages proposés rend difficile la formation du personnel d'exploitation. Ces stations sont très vite abandonnées quand les premières pannes surviennent.

Pour ces différentes raisons, le lagunage a suscité un engouement aussi bien chez les responsables de l'assainissement dans les pays africains que chez les partenaires de l'aide au développement. Cet engouement se justifie par les avantages liés à cette technique, et qui peuvent se résumer comme suit : faible coût d'investissement et d'entretien, adaptation aux fluctuations de charges et grande capacité d'élimination de la pollution bactérienne par rapport aux boues activées.

L'implantation du lagunage s'est faite également dans les mêmes conditions que celles des boues activées, c'est-à-dire sans appui à la formation et sans suivi scientifique. L'idée selon laquelle la gestion des bassins de lagunage serait de type "agricole" et pouvant être assurée par des ouvriers non qualifiés a aussi contribué à l'abandon des stations construites. En dehors des sites d'expérimentation, aucune station de lagunage n'a encore donné de résultats comparables à ceux obtenus dans d'autres contextes climatiques tropicaux en Amérique latine et en Asie, et encore moins sous climat tempéré.

Le Tableau 2.1 présente l'état de fonctionnement des stations de lagunage selon l'enquête du CIEH effectuée en 1993. La situation a très peu évolué car la monnaie locale a été dévaluée, ce qui a freiné les investissements dans le secteur de l'assainissement.

Les bassins de lagunage sont également utilisés pour le traitement des boues de vidange de latrines et fosses septiques. Un essai d'application réalisé au Bénin pour traiter des volumes de

200-350 m³/j s'est soldé par un échec car cette station a été sous-dimensionnée [Hasler, 1995]. En effet, il existe très peu de références qui fournissent des règles de dimensionnement rigoureuses. Les premiers essais entamés au Ghana avec l'Institut Fédérale Suisse des Sciences et Technologies de l'Environnement (EAWAG) donnent cependant une bonne indication pour l'adaptation du lagunage au traitement des boues de vidange de fosses septiques et de latrines [Strauss *et al.*, 1997; Strauss and Heirss, 1998].

Tableau 2.1 : Etat de fonctionnement du lagunage en Afrique de l'Ouest et du Centre

Localisation	Dispositif (année de construction)	Capacité en Equivalent-habitant ou m ³ /j)	Exutoire ou activités de réutilisation	Etat
Burkina Faso				
EIER (Ouagadougou)	L* (1988)	35-40 m ³ /j	Maraîchage Arrosage de plantes paysagères	Bassins non étanches, pertes d'eau par infiltration
Koudougou	L (1990)			
Cameroun				
Garoua	LM** (1986)	1300 EH		A l'arrêt
Yaoundé	LM (1985)	45 m ³ /j	Rejet dans un ruisseau	En cours d'expérimentation
	LM (1986)	600 EH		Inondation régulière Saturation en boues
Côte d'Ivoire				
Dabou	L (1989)	150 m ³ /j	Pisciculture	A l'arrêt
Sénégal				
Cap Skiring	LM (1987)	400- 500 EH	Rejet en mer	Entretien insuffisant
Kaolak	L + chloration (1980)	20 000 EH		
Louga	L + chloration (1980)	12 000 EH	Maraîchage	Faible abattement bactérien
Pikine-Niayes	L (1973)	3 800 EH	Maraîchage	Faible abattement bactérien
Saint-Louis	L (1989)	30 000 EH	Maraîchage	Bassins non étanches, pertes d'eau par infiltration
Thiès	L + chloration (1985)	20 000 EH		

d'après [CIEH, 1993]

*L = lagunage naturel (à microphytes) - **LM = lagunage à laitues d'eau (macrophytes)

Les eaux traitées par lagunage proviennent de petites collectivités (écoles-internat) ou d'agglomérations de taille moyenne (stations du Sénégal et du Cameroun), ce qui implique que la taille des installations varie de 200 à 30 000 Equivalent-habitant. Seulement une faible proportion d'eaux usées est traitée car le réseau d'égouts est peu développé, surtout en dehors des centres urbains. Les réseaux d'égouts classiques de gros diamètres sont souvent construits pour l'évacuation des rejets dans les centres-ville, mais la densité d'habitation de ces zones ne permet pas d'opter pour un traitement par lagunage *in situ* par manque d'espace. Dans les quartiers périphériques, l'état de l'urbanisation ne permet pas non plus de collecter les eaux usées par les réseaux d'égouts classiques. Pour ces zones, les réseaux d'égouts de faibles diamètres constituent une alternative. Nos récentes investigations montrent toutefois que ces réseaux sont dans un mauvais état de fonctionnement. Ils sont tributaires d'une bonne gestion

des ouvrages d'interception de matières solides placés en amont du réseau ainsi que de l'entretien de ceux-ci. Les exemples rencontrés à Rufisque-Dakar et à Bamako sont illustratifs [Steiner, 2002].

Plusieurs facteurs (institutionnels, réglementaires, socio-économiques, socio-techniques, ou l'état de la recherche) peuvent expliquer l'échec du lagunage en Afrique de l'Ouest et du Centre. Parmi ces facteurs, l'absence d'équipe de recherche leader semble être l'un des plus importants. En effet, les expériences réalisées sur le lagunage jusqu'à maintenant ne sont pas soutenues par une démarche cohérente (pour le développement durable du lagunage) et ne permettent pas encore d'établir des recommandations objectives pour son implantation. Les résultats sont le plus souvent disséminés et confisqués dans des rapports confidentiels qui les rendent inaccessibles. Dans beaucoup de cas, les protocoles d'analyse et de recherche les rendent inexploitable. Les paragraphes ci-après résument la dernière de recherche sur le lagunage en Afrique de l'Ouest et du Centre [Koné, 2000; Koné *al.*, 2002c].

2.2. SYNTHÈSE DES RÉSULTATS D'EXPÉRIMENTATION DES BASSINS FACULTATIFS

2.2.1. TYPOLOGIE DES EFFLUENTS TRAITÉS ET EQUIVALENT-HABITANT

Les sites d'expérimentation sont généralement connectés au réseau d'égouts séparatif de collecte d'eaux usées d'un établissement public. La qualité des rejets dans ces établissements n'est pas toujours représentative de la moyenne nationale. Le plus souvent, la consommation en eau y est 2 à 3 fois supérieure à la moyenne nationale, compte tenu des risques de gaspillage dus à la gratuité de la ressource. Par exemple, pour une population estimée à 220 habitants, les rejets d'eaux usées de l'EIER varient entre 35 et 40 m³/j, soit l'équivalent d'un rejet de 160 à 180 l/j/habitant correspondant à celui des pays européens, alors que la consommation moyenne en eau au Burkina Faso est de 50-70 l/j/habitant. Ce type d'établissement est classé dans la catégorie des grands consommateurs d'eau correspondant à un niveau de vie de haut standing. Les grands écarts de rejets d'eaux usées entre les standings de vie peuvent influencer de façon considérable la qualité des rejets, rendant donc inappropriée l'utilisation de "l'Equivalent-Habitant" comme paramètre de dimensionnement des stations d'épuration en Afrique. Lorsqu'il est employé, ce paramètre devrait être rapporté au standing de vie ou aux paramètres d'estimation de la qualité des eaux usées (volume des rejets, concentrations spécifiques en DBQ, MES ou DCO) de la zone concernée.

2.2.2. PERFORMANCES EPURATOIRES ET MODELES EMPIRIQUES DE DIMENSIONNEMENT

Les données analysées proviennent de thèses de doctorat, d'articles publiés dans des revues scientifiques ou actes de conférences internationales et de travaux de diplôme rigoureusement sélectionnés en fonction de la rigueur scientifique dans la démarche méthodologique et de la qualité des résultats (Tableau 2.2). Ils proviennent essentiellement des centres d'expérimentation de l'EIER et de l'Université de Niamey. Les différentes expérimentations se sont déroulées dans des bassins étanches et des conditions hydrodynamiques optimisées. Les paramètres analysés concernent les charges appliquées et éliminées, les débits, les temps de séjour et les rendements d'élimination de la DBQ et des coliformes fécaux. Nous avons également calculé les constantes cinétiques k_1 à partir des modèles d'écoulement piston et de mélange complet. Les caractéristiques des différents bassins analysés dans cette étude sont décrites dans les publications suivantes : [Guène and Touré, 1991; Laouali *al.*, 1996b; Laouali and Idder, 2000; Koné *al.*, 2002a].

2.2.2.1. Charges organiques admissibles

La charge organique admissible représente la limite au-dessus de laquelle les performances épuratoires d'un bassin de lagunage peuvent être altérées. Elle est généralement déterminée expérimentalement et dépend de la température. C'est un des principaux paramètres de dimensionnement. Les charges organiques testées dans les expériences de l'EIER à Ouagadougou et de l'Université de Niamey sont très variables (entre 44 et 1500 kg DBO₅/ha/j). L'augmentation progressive des charges appliquées sur les bassins de l'EIER entre 1989 et 1995 (Tableau 2.2) est due à un défaut de soutirage des boues du décanteur primaire. Dans le cas de Niamey, la variation des charges a été obtenue par ajustement du débit d'entrée.

Plusieurs modèles empiriques de dimensionnement des bassins de lagunage existent dans la littérature. Le modèle le plus utilisé est celui de McGarry et Pescod [McGarry and Pescod, 1970] qui a été proposé initialement pour l'Asie et modifié ensuite pour une généralisation [Mara, 1976] (Eq. 2.1). Ce modèle permet de fixer la charge organique maximale admissible sur un bassin en fonction de la température moyenne du mois le plus froid de l'année.

$$\lambda_{\text{appl}} = 20T - 120 \quad (\text{Eq. 2.1})$$

Puis, ce même auteur a proposé une équation plus appropriée (Eq. 2.2) pour le dimensionnement des bassins facultatifs [Mara, 1987].

$$\lambda_{\text{appl}} = 350(1.107 - 0.002T)^{T-25} \quad (\text{Eq. 2.2})$$

λ_{appl} : Charge maximale applicable sur le bassin (kg DBO₅/ha/j)
 T : température moyenne du mois le plus froid de l'année (°C)

Pour appliquer ce modèle dans une région donnée, il est donc nécessaire de connaître la température du mois le plus froid. Dans notre cas, cette donnée permettra de déterminer les charges organiques maximales admissibles dans les villes de Ouagadougou et Niamey et de sélectionner les données représentatives pour l'analyse des performances épuratoires. Les paramètres climatiques des deux villes sont présentés dans le Tableau 2.3 [FAO, 2000].

Tableau 2.3: Données météorologiques à Ouagadougou et Niamey

Paramètres	Villes	Mois											
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Tmax (°C)	Niamey	32.8	36.5	39.5	41.0	40.5	37.5	34.3	32.6	34.3	37.6	36.0	34.1
	Ouaga	33.5	36.6	38.5	38.5	37.2	34.1	32.0	30.6	31.7	35.2	35.7	34.0
Tmin (°C)	Niamey	15.6	19.1	23.0	27.0	28.0	25.7	24.0	23.0	23.5	24.0	19.5	17.2
	Ouaga	15.8	19.2	23.5	26.0	25.5	23.6	22.3	21.7	21.7	22.5	19.8	17.1
Ensoleillement (h/j)	Niamey	10.2	9.5	9.1	8.0	9.0	8.6	8.4	7.1	8.0	9.2	9.7	9.3
	Ouaga	9.2	9.1	8.8	7.9	8.7	8.4	7.6	6.8	7.2	9.0	9.5	9.1
Radiation (MJ/m ² /j)	Niamey	21.1	21.9	22.9	21.9	23.1	22.2	22.0	20.3	21.3	21.9	20.8	19.4
	Ouaga	20.1	21.5	22.7	21.7	22.6	21.8	20.7	19.8	20.3	21.8	20.8	19.5
Humidité (%)	Niamey	26.0	19.0	20.0	28.0	43.0	56.0	68.0	76.0	72.0	56.0	38.0	28.0
	Ouaga	28.0	25.0	26.0	38.0	54.0	67.0	76.0	82.0	80.0	63.0	42.0	33.0
ETP (mm/j)	Niamey	7.1	8.4	8.8	8.9	8.9	7.5	6.4	5.3	5.7	6.7	7.1	7.1
	Ouaga	5.6	6.5	7.6	7.5	7.2	6.0	5.1	4.5	4.6	5.5	5.8	5.9
Pluie (mm/mois)	Niamey	0.0	0.0	2.0	4.0	33.0	75.0	155	195	95.0	14.0	0.0	0.0
	Ouaga	0.0	2.0	4.0	21.0	80.0	118	188	255	154	39.0	1.0	0.0

(d'après [FAO, 2000],)

Les températures annuelles minimales à Niamey et Ouagadougou sont comprises entre 16 et 17 °C et correspondent aux mois de décembre et janvier. Les températures minimales moyennes mensuelles pour chacune de ces villes sont respectivement de 23 ± 4 et 22 ± 3 °C. En faisant abstraction des valeurs des mois de décembre et janvier, la température minimale moyenne sur les 10 autres mois de l'année est respectivement de 24 ± 3 et 23 ± 2 °C. Ces résultats montrent que la température minimale mensuelle est stable dans l'année. Sachant que la température des bassins est 2 à 4 °C supérieure à la température minimale de l'air pendant les mois les plus froids (données de cette étude), nous pensons qu'il serait judicieux de retenir

une température comprise entre 23 et 25 °C pour le dimensionnement des bassins de lagunage dans ces villes. Le Tableau 2.4 présente les résultats d'une simulation pour la détermination de la charge organique maximale admissible dans un bassin de lagunage à Ouagadougou ou Niamey à l'aide des modèles de Mara [Mara, 1976; Mara, 1987].

Tableau 2.4: Charges maximales admissibles sur un bassin de lagunage à Niamey et Ouagadougou en fonction de la température moyenne minimale.

Température (°C)	Charge maximale (kg DBO ₅ /ha/j)	
	(Eq. 2.1)	(Eq. 2.2)
20	280	253
21	300	272
22	320	291
23	340	311
24	360	331
25	380	350
30	480	440

Les résultats obtenus avec les deux modèles sont presque similaires. L'écart entre les deux modèles varie de 27 à 40 kg DBO₅/ha/j (environ 10 % des charges calculées) dans la gamme de température 20-30 °C. Chacun des modèles peut donc être utilisé pour la détermination des charges organiques maximales. Les données présentées dans le Tableau 2.2 montrent que dans 67 % des cas, les charges appliquées sont comprises entre 130 et 400 kg DBO₅/ha/j. Pour le calcul des performances épuratoires, nous écarterons les données pour lesquelles les charges sont supérieures à 700 kg DBO₅/ha/j car elles correspondent beaucoup plus à des conditions de lagunage anaérobie.

2.2.2.2. Performances épuratoires

L'analyse de nos échantillons (Tableau 2.2) montre que lorsque les charges sont inférieures à 500 kg DBO₅/ha/j, les rendements des bassins facultatifs sont compris entre 38 % et 65 %. Dans 72 % des cas, les rendements sont inférieurs à 60 %. Les temps de séjour hydraulique sont très variables (4 à 25 jours). Dans les mêmes conditions de charges organiques, les données rapportées dans la littérature prévoient des rendements compris entre 70 et 90 % [McGarry and Pescod, 1970; Arceivala, 1981]. Ces prévisions sont issues d'une analyse des performances épuratoires de 143 bassins facultatifs opérant en régions tropicales et tempérées. Cette étude a défini un modèle empirique [McGarry and Pescod, 1970] dont l'expression mathématique de modèle s'écrit comme suit :

$$\lambda_{elm} = 0.725\lambda_{appl} + 9.23, \quad r^2 = 0.995 \quad (\text{Eq. 2.3})$$

intervalle de confiance à 95 % de ± 32.8 kg DBO₅/ha/j

λ_{appl} et λ_{elm} représentent respectivement les charges surfaciques appliquées et éliminées en kg DBO₅/ha/j.

Une relation similaire a été établie dans le Nord-Est du Brésil (Eq. 2.4), confirmant ainsi l'application du modèle pour cette région [Mara and Silva, 1979].

$$\lambda_{\text{elim}} = 0.79\lambda_{\text{appl}} + 2 \quad (\text{Eq. 2.4})$$

Les données issues des expérimentations de Ouagadougou et Niamey présentent une très bonne corrélation entre les charges surfaciques appliquées (λ_{appl}) et les charges éliminées (λ_{elim}). Les coefficients de corrélation obtenus sont de 0.95 pour des charges hydrauliques inférieures à 160 mm/j et de 0.90 lorsque les charges hydrauliques varient entre 50 et 300 mm/j (Figure 2.1). Les équations respectives obtenues s'écrivent :

$$\lambda_{\text{elim}} = 0.49\lambda_{\text{appl}} \quad (\text{charges hydrauliques } 50\text{-}300 \text{ mm/j}), \quad r^2 = 0.90 \quad (\text{Eq. 2.5})$$

$$\lambda_{\text{elim}} = 0.53\lambda_{\text{appl}} \quad (\text{charges hydrauliques } 50\text{-}160 \text{ mm/j}), \quad r^2 = 0.95 \quad (\text{Eq. 2.6})$$

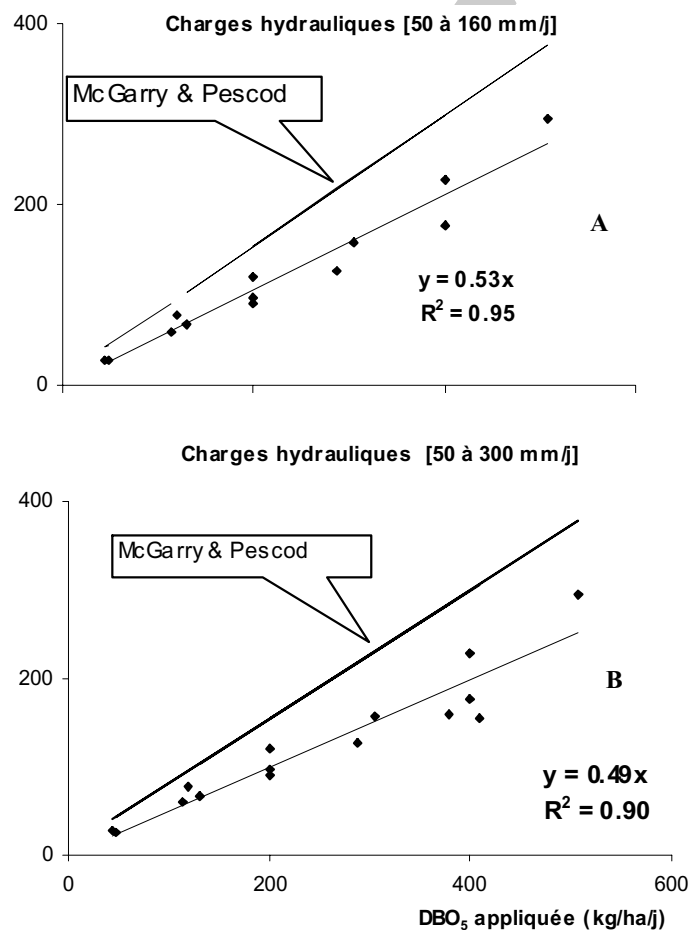


Figure 2.1 : Influence de la charge hydraulique sur les performances épuratoires des bassins de stabilisation en climat sahélien

Pour des charges organiques surfaciques comprises entre 200 et 400 kg DB₅/ha/j, l'écart moyen de rendement entre le modèle de MacGarry et Pescod et celui établi avec les bassins de l'EIER et de Niamey est de 30 % si on considère des charges hydrauliques inférieures à 160 mm/j et de 34 % pour l'ensemble des essais [50 – 300 mm/j]. Ces données montrent donc que le modèle de MacGarry et Pescod (Eq. 2.3) surestime les performances épuratoires des bassins facultatifs au Burkina Faso et au Niger. Les raisons de cette différence de performances peuvent être dues à un développement excessif d'algues dans les bassins [Guène and Touré, 1991], à une mauvaise conception ou à une influence négative de la charge hydraulique comme le montre la Figure 2.2 A.

La prolifération des algues est un phénomène qui gêne souvent l'abattement de la DB₅ dans les bassins de lagunage. Cette DB₅ de néoformation peut donc contribuer ainsi à créer une surcharge organique qui peut limiter les vitesses de dégradation. La prolifération des algues est liée aux conditions climatiques. Elle est aussi influencée par la présence de zooplanctons filtreurs tels que les rotifères ou les cladocères. Il n'existe pas encore suffisamment d'études sur la structuration et la dynamique du phytoplancton et du zooplancton permettant de quantifier l'impact du développement d'algues sur les performances épuratoires.

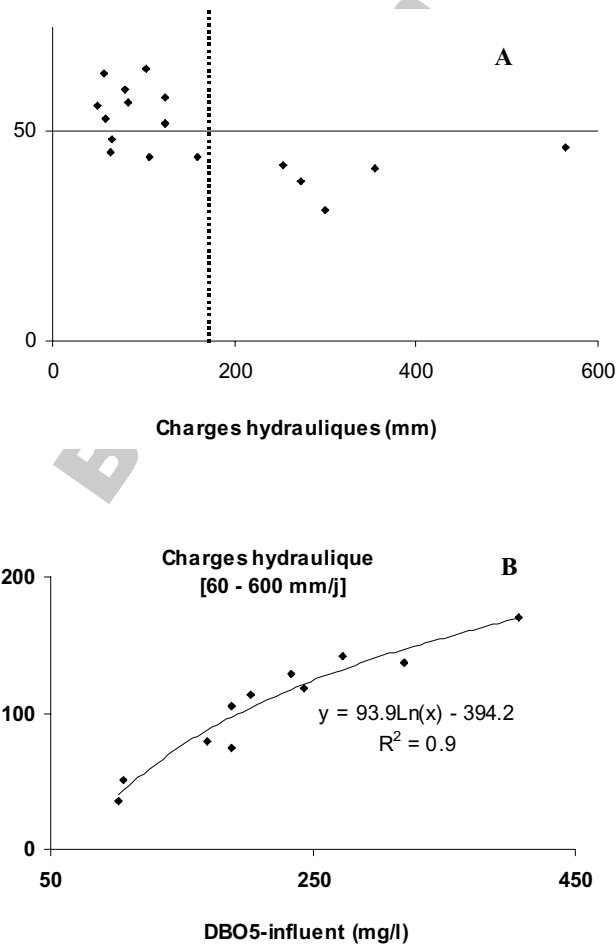


Figure 2.2 : Influence de la charge hydraulique sur les rendements épuratoires des bassins facultatifs à Niamey et Ouagadougou, et relation entre concentration influent-effluent pour des charges hydrauliques inférieures à 160 mm/j.

L'influence de la charge hydraulique sur les rendements épuratoires se traduit sur la Figure 2.2 (A) par deux nuages de points séparés sur le graphique à partir de 160 mm/j. Les rendements supérieurs à 50 % sont obtenus lorsque les charges hydrauliques sont inférieures à 160 mm/j. Les coefficients de corrélation entre charge appliquée et charge éliminée de DBO augmentent de 0.90 à 0.97 respectivement pour les données dont les charges hydrauliques maximales sont de 300 et 125 mm/j.

Pour une charge organique proche de 400 kg DBO/ha/j et le même temps de séjour (4-5 jours), les meilleurs rendements sont obtenus avec les bassins de Niamey (57 %) par rapport à ceux de l'EIER (38-42 %), les charges hydrauliques respectives étant inférieures à 80 mm/j et 254-274 mm/j (Tableau 2.2).

On peut donc retenir que même si le modèle de MacGarry et Pescod permet de déterminer les charges organiques maximales pour le dimensionnement des bassins de lagunage, il surestime cependant les performances épuratoires observées dans les expérimentations réalisées à Ouagadougou et Niamey. Les données disponibles ne permettent pas encore de déterminer les raisons effectives de cette différence de rendement. Cependant, une étude comparative de la production d'algues dans les bassins et de l'influence de la charge hydraulique sur les performances épuratoires pourrait contribuer à une meilleure compréhension des résultats. En plus des relations empiriques, la cinétique réactionnelle permet également de prévoir les performances des bassins d'épuration. Les paragraphes suivants discutent de la détermination de la constante cinétique de dégradation de la DBO et du temps de séjour hydraulique optimal dans les bassins facultatifs.

2.2.3. MODELES CINETIQUES DE DIMENSIONNEMENT

2.2.3.1. Premiers essais de modélisation

La modélisation des processus épuratoires dans les bassins de lagunage reste un sujet toujours d'actualité. En effet, la plupart des modèles identifiés dans un contexte donné ne peuvent pas prendre en compte de façon exhaustive l'ensemble des paramètres physico-chimiques, écologiques, biologiques et microbiologiques qui influencent les réactions mises en jeu. C'est pourquoi l'étude expérimentale du lagunage s'impose comme la meilleure approche pour comprendre le fonctionnement du procédé dans le contexte climatique et socio-technique du projet. Plusieurs modèles de dimensionnement de bassins de lagunage sont proposés dans la littérature pour différentes régions du monde [Marais, 1966; McGarry and Pescod, 1970; Mara, 1976; Arceivala, 1981; Polprasert *et al.*, 1983; Mara, 1987, 1997; Mara and Pearson, 1998].

Le modèle de Vincent (Eq. 2.7), testé sur les bassins de l'EIER, semblait satisfaisant pour la prédiction du rendement des bassins [Guène and Touré, 1991]. Cependant, une autre étude (réalisée sur les mêmes bassins) a montré qu'il sous-estime les rendements épuratoires lorsque la charge organique augmente [Rouit, 1993]. Le modèle de Eckenfelder (Eq. 2.8) a été testé avec succès à Niamey [Laoualiet *et al.*, 1996] alors qu'il n'a pas pu être appliqué aux données de l'EIER [Guène, 1989].

$$\frac{C_e}{C_i} = \frac{1}{1 + k_T [C_e/C_i]^n t} \quad [\text{Vincent et al., 1963}] \quad (\text{Eq. 2.7})$$

$$\frac{C_e}{C_i} = \frac{1}{1 + [k_T/C_i]t} \quad [\text{Eckenfelder, 1982}] \quad (\text{Eq. 2.8})$$

Avec

C_i et C_e : concentrations de l'influent et de l'effluent (mg/l),
 k_T : constante cinétique de premier ordre (j^{-1})
 T : température ($^{\circ}C$)
 t : temps de séjour

Des études similaires entreprises sur la station pilote de Dabou, où le traçage au lithium a révélé un écoulement de type piston, ont permis aux auteurs d'identifier un modèle de dimensionnement pour les bassins de lagunage en Côte d'Ivoire [BCEOM, 1990]. Cependant, les résultats obtenus restent controversés par un bilan hydrique déséquilibré et un surdimensionnement des bassins. Conçue pour recevoir 70 kg de DBQj, cette station n'a fonctionné qu'avec une moyenne de 20 et un maxima de 40 kg DBQj [UADE and OIEAU, 1993]. En plus, une importante perte d'eau par infiltration a été estimée à 40-70 % du débit d'alimentation pendant la période d'expérimentation [BCEOM, 1990; UADE and OIEAU, 1993].

2.2.3.2. Constante cinétique

On estime que la dégradation de la matière organique dans les bassins facultatifs suit une cinétique de premier ordre. Les modèles cinétiques traduisant les performances épuratoires se basent en principe sur le type d'écoulement dans le bassin avant d'identifier l'équation adéquate à appliquer. Pour un bassin donné, les valeurs des constantes cinétiques sont comprises entre celles calculées pour un modèle d'écoulement piston et celles du modèle de la cuve parfaitement mélangée (ou mélange homogène ou mélange complet) qui sont les deux situations idéales dans la modélisation des réacteurs chimiques [Levenspiel, 1999]. L'écoulement réel est désigné par un indice de dispersion qui mesure l'écart aux conditions idéales. Ces modèles sont exprimés par les équations ci-dessous (Eq. 2.9) et (Eq. 2.10).

$$\frac{C_e}{C_i} = e^{-k_T t} \quad \text{Modèle pour écoulement piston} \quad (\text{Eq. 2.9})$$

$$\frac{C_e}{C_i} = \frac{1}{1 + k_T t} \quad \text{Modèle du mélange homogène} \quad (\text{Eq. 2.10})$$

La constante cinétique (k_f) est calculée pour les charges organiques inférieures ou égales à 500 kg DBO₅/ha/j (Tableau 2.2). Les moyennes obtenues avec les modèles piston et mélange homogène pour des temps de séjour supérieurs à 10 jours sont respectivement de 0.06 ± 0.03 et 0.09 ± 0.05 j^{-1} . Ces valeurs augmentent respectivement de 0.10 ± 0.05 et 0.14 ± 0.08 j^{-1} à 0.14 ± 0.02 et 0.21 ± 0.05 j^{-1} lorsque l'analyse se porte sur les séries données dont temps de séjour maximum est de 10 et 6 jours. Ces données indiquent que la constante cinétique d'élimination de la DBQj diminue avec le temps. Des résultats similaires sont également

rapportés dans une étude au Brésil où les auteurs [Mara and Silva, 1979] montrent que pour des charges organiques de 200-400 kg DBQ/ha/j, la constante cinétique (k) diminue de 0.36 à 0.29 j^{-1} lorsque le temps de séjour augmente de 9 à 18 jours.

Sur la base de ces résultats, on peut dire que le temps de séjour pour une dégradation optimale de la DBO_5 dans les conditions climatiques de Niamey et de Ouagadougou, ne devrait pas dépasser une semaine.

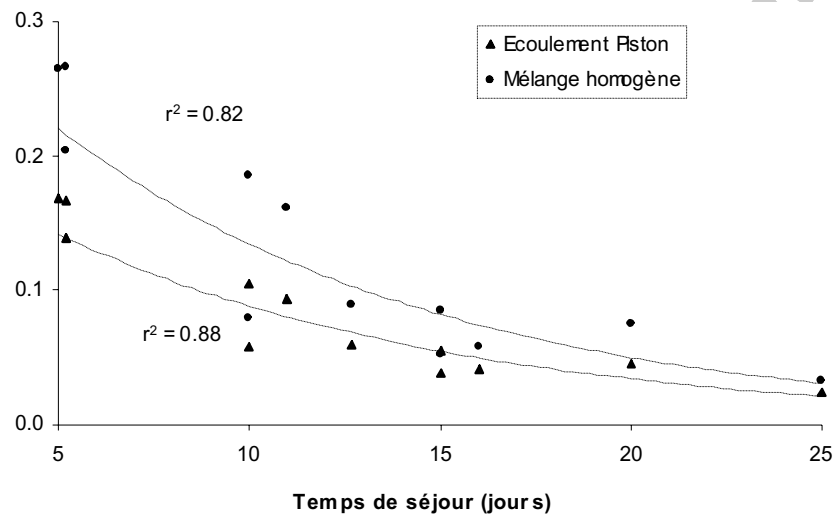


Figure 2.3 : Evolution de la constante cinétique d'élimination de la DBQ dans un bassin facultatif en fonction du temps : cas de Niamey et Ouagadougou pour des charges inférieures à 500 kg DBQ/ha/j.

L'évolution des constantes cinétiques en fonction du temps (Figure 2.3) présente une décroissance exponentielle, les coefficients des corrélations ($r^2 = 0.82-0.88$) sont exprimés ci-dessous pour (Eq. 2.11) et (Eq. 2.12). La diminution des constantes cinétiques avec le temps traduit une détérioration de la qualité des effluents avec l'augmentation du temps de séjour. Cette baisse pourrait s'expliquer par l'accumulation d'algues dans les bassins de lagunage qui peuvent représenter jusqu'à 70 et 80 % de la DBQ de l'effluent [Mara, 1997].

$$k_T = 0.23e^{-0.1t}, r^2 = 0.88 \quad \text{pour un écoulement piston} \quad (\text{Eq. 2.11})$$

$$k_T = 0.36e^{-0.1t}, r^2 = 0.82 \quad \text{pour la cuve parfaitement mélangée (mélange homogène ou complet)} \quad (\text{Eq. 2.12})$$

t : temps de séjour hydraulique

D'après ces équations, la valeur maximale de la constante cinétique de dégradation de la DBO_5 , pour un temps de séjour de 5 jours, est comprise dans l'intervalle de 0.14 j^{-1} (piston) et 0.22 j^{-1} (mélange homogène). Cet intervalle se réduit respectivement à $0.11-0.18\text{ j}^{-1}$ lorsque le temps de séjour est de 7 jours.

A partir de ces constantes obtenues pour un modèle piston et mélange homogène pour des temps de séjour de 5 et 7 jours, une comparaison de l'élimination de la DBQ est effectuée (Tableau 2.5). Quel que soit le temps de séjour considéré, les prévisions des modèles sont

identiques et les écarts sont inférieurs à 12 mg DBO₅/l avec des concentrations initiales de 100 à 600 mg DBO₅/l.

Tableau 2.5 : Comparaison des modèles piston et mélange homogène pour l'élimination de la DBO₅

Temps de séjour	5 jours		7 jours	
	écoulement piston	mélange homogène	écoulement piston	mélange homogène
	$k_T = 0.14 \text{ j}^{-1}$	$k_T = 0.22 \text{ j}^{-1}$	$k_T = 0.11 \text{ j}^{-1}$	$k_T = 0.18 \text{ j}^{-1}$
C_i (mg/l)	C_e (mg/l)		C_e (mg/l)	
100	50	48	46	44
200	99	95	93	88
300	149	143	139	133
400	199	190	185	177
500	248	238	232	221
600	298	286	278	265

C_i et C_e : concentration influent et effluent en DBO₅

Ces résultats méritent d'être validés par d'autres essais complémentaires car ils sont obtenus avec un nombre limité de données.

2.2.4. ABATTEMENT DES BACTERIES

Les abattements bactériens observés dans les stations expérimentales en Afrique de l'Ouest montrent des réductions de 4 à 7 unités logarithmiques pour des filières de traitement combinant 2 ou 3 bassins de lagunage en série et ayant des temps de séjour supérieurs à 20 jours [Guène and Touré, 1991; Nianget *al.*, 1996; Laouali and Idder, 2000]. Les principaux facteurs identifiés par ces auteurs comme ayant une influence directe sur l'abattement de ces bactéries sont : le rayonnement solaire, le pH et la température de l'eau du bassin. Les données de l'EIER montrent que la charge organique influence l'abattement des coliformes fécaux. En effet, lorsque la charge a été multipliée par cinq, l'abattement initial de 4 [Guène, 1989] a chuté de 2 unités logarithmiques [Klutsé, 1995]. Ce résultat montre bien que les risques sanitaires liés à la réutilisation des eaux épurées par lagunage peuvent être amplifiés lorsque les stations sont mal gérées.

2.2.5. ELIMINATION DES PARASITES

L'élimination des parasites et l'apparition de nuisances causées par les bassins de lagunage est un sujet qui n'est pas suffisamment abordé dans les différents sites de recherche. Les travaux menés à l'EIER confirment les performances du lagunage à microphytes dans l'élimination des parasites [Klutsé, 1995]. Ces travaux ont montré une très bonne élimination (94-100 %) des œufs d'helminthes (*Ascaris lumbricoides*, *Ankylostoma duodenale*), des kystes de protozoaires (*Entamoeba coli*, *Entamoeba histolytica*) et des larves d'anguillules pour un

temps de séjour moyen de 18 jours. Ces résultats sont atteints même lorsque l'abattement des coliformes fécaux et de la matière organique est faible [Klutsé, 1995].

Les bassins de lagunage semblent induire d'éventuelles nuisances. Ils permettraient la survie de hôtes intermédiaires de la transmission de la schistosomiase. En effet, il a été démontré que le mollusque *Biomphalaria pfeiferi*, hôte intermédiaire de *Schistosoma mansoni*, et le mollusque *Bulinus truncatus*, hôte intermédiaire de *Schistosoma haematobium*, sont capables de supporter des eaux usées dont les concentrations maximales en DCO sont respectivement 1060 mg O₂/l et de 200 mg O₂/l [Klutsé, 1995]. Cependant, la prévalence des gîtes de parasites (vecteurs de paludisme et de la schistosomiase) est soumise à l'influence de facteurs clés (telle que la présence de végétaux ou d'ombrage) que n'offrent pas nécessairement les bassins de lagunage à microphytes.

2.2.6. DYNAMIQUE DU ZOOPLANCTON ET DU PHYTOPLANCTON

L'activité algale influence les principales réactions biochimiques et biogéochimiques des bassins de lagunage, mais l'étude de la dynamique du zooplancton et des algues dans les bassins d'épuration en Afrique Subsaharienne reste un sujet très peu abordé. Une étude plus élaborée de la microfaune et de la microflore des bassins apporterait une fine compréhension du fonctionnement des bassins et permettrait d'identifier des bioindicateurs de pollution ou de compléter les grilles de qualité des eaux dans les différents pays. Les premières études sur la dynamique du zooplancton et du phytoplancton ont été effectuées à la station d'épuration de Dabou et à l'EIER.

L'observation des bassins de maturation de l'EIER sur une année de fonctionnement (juillet 1990 à août 1991) a permis d'identifier trois états biologiques [Bungener, 1991]:

- un état polysaprobie au démarrage de la station correspondant à la période de la rentrée académique. Elle dure environ deux semaines, et à ce stade, les eaux des bassins sont caractérisées par une coloration brune à blanchâtre, une odeur d'effluents bruts et une forte turbidité. Le zooplancton est dominé par les organismes détriticoles. Les protozoaires identifiés sont représentés par les ciliés, les zooflagellés et les vorticelles. Les organismes filtreurs du groupe des rotifères sont absents. Dans la famille des arthropodes, on rencontre principalement les notonectes, les ostracodes, les larves de *Cirripedia*, les larves de diptères et de *Culicidae*.
- un état mésosaprobie (α) caractérisé par une coloration vert intense avec une odeur piquante et une forte turbidité. Ce stade correspond à la période d'activité biologique intense des bassins. Il s'étend de la rentrée académique aux vacances universitaires, c'est-à-dire de novembre à juin. Les algues *Euglènes* sont rencontrées à ce stade, ainsi que quelques rotifères (*Brachionus*, *Asplanchna*, *Polyarthra*). Dans la famille des arthropodes, les larves de *Culicidae* disparaissent à ce stade alors que les *Gyrinidées*, les *Corexidées* et les larves de *Chironomides* viennent enrichir la diversité biologique du milieu.
- un état mésosaprobie (β) qui commence avec le début des vacances au mois de juillet. Les eaux s'éclaircissent progressivement. Les algues *Euglènes* disparaissent pour céder leur place aux chlorophycées dans un premier temps, puis aux cyanophycées. Les rotifères identifiés à ce stade sont identiques à ceux de l'état précédent. Par contre, dans la famille des arthropodes, la plupart des organismes cités précédemment disparaissent et on voit apparaître les cladocères et les hétéroptères aquatiques.

Dans une étude similaire, réalisée en 1989 dans les bassins de lagunage de Dabou en Côte d'Ivoire comprenant trois bassins en série, il a été observé que la densité des rotifères dans le bassin de tête était 150 et 40 fois supérieures à celles des bassins 2 et 3. Le peuplement zooplanctonique des bassins 1 et 2 était peu diversifié, principalement dominé par l'espèce *Brachionus*. Dans le dernier bassin, en plus de *Brachionus*, les auteurs ont pu identifier des cladocères (*Moina* sp.) et des copépodes cyclopidés [Guiraut *et al.*, 1993]. Tout comme dans les bassins de l'EIER, les auteurs ont aussi observé une forte charge algale dans les effluents de la station, due au fait que la biomasse zooplanctonique est très faible comparativement à la biomasse du phytoplancton.

2.3. ETAT DES LIEUX DU LAGUNAGE À MACROPHYTES EN AFRIQUE DE L'OUEST ET DU CENTRE

Les performances intrinsèques des bassins à macrophytes en Afrique sont très peu étudiées jusqu'à ce jour, et la laitue d'eau demeure la plante la plus utilisée dans les bassins d'épuration [Charbonnel and Simo, 1986; Agendia, 1987; Morel, 1996; Niangt *et al.*, 1996; ENDA, 2000; Koné *et al.*, 2002a]. L'utilisation de plantes aquatiques dans l'épuration des eaux reste encore un tabou pour beaucoup de responsables de projets en assainissement. Pour ces derniers, ce procédé est souvent associé aux risques de développement de moustiques vecteurs de paludisme et de prolifération incontrôlée de plantes flottantes considérées comme végétaux aquatiques envahissants et contre lesquelles de grands programmes de lutte biologique sont engagés. Ces préjugés ont longtemps freiné le développement de la recherche sur le lagunage à macrophytes en Afrique. Cependant, des études récentes montrent que les plantes utilisées dans l'épuration des eaux en Afrique de l'Ouest ont d'énormes potentialités de valorisation dans les contextes locaux. Les formes de valorisation déjà testées sont : la fabrication de compost pour l'agriculture, l'alimentation de la volaille, la fabrication de nattes et de panneaux agglomérés [Morel, 1996; Niangt *et al.*, 1996; Agendia *et al.*, 1997; ENDA, 2000; Laouali and Idder, 2000].

2.3.1. RISQUES LIÉS À LA PROLIFÉRATION DE MOUSTIQUES

L'utilisation de la laitue d'eau dans les bassins d'épuration n'entraîne pas nécessairement une recrudescence du paludisme. En effet, une étude d'une année, portant sur l'identification des moustiques liés à *Pistia stratiotes* dans la station d'épuration de Yaoundé au Cameroun (1000 m² comprenant huit bassins en séries), montre que le moustique vecteur du paludisme (l'anophèle) ne se développe pas dans les bassins couverts de laitues d'eau. 97 % des moustiques rencontrés dans cette station appartiennent au genre *Mansonia* (55 %) et *Culex* (42 %) [Kengne *et al.*, 2000].

Même s'il est bien prouvé que les zones de rizicultures irriguées sont favorables au développement des anophèles vecteurs de paludisme, les travaux effectués dans ces régions ne permettent pas encore d'établir clairement leur impact épidémiologique. En effet, les travaux réalisés dans le nord du Cameroun, dans les vallées du fleuve Niger au Mali, du fleuve Sénégal, du Kou au Burkina Faso et du fleuve Gambie, et dans les bas-fonds du Nord de la Côte d'Ivoire ne permettent pas encore d'établir de corrélation étroite entre la présence des moustiques vecteurs de paludisme et la transmission de la maladie ou l'incidence palustre [Audibert *et al.*, 1990; Boudin *et al.*, 1992; Faye *et al.*, 1993; Faye *et al.*, 1995; Dolo *et al.*,

2000; Henry *et al.*, 2000; Sissoko *et al.*, 2000]. Des recherches menées en Côte d'Ivoire ont montré qu'en zone de savane les risques d'incidences palustres ne sont pas liés à la présence de bas-fonds irrigués, mais plutôt à des facteurs socio-économiques et culturels [Henry *et al.*, 2000]. Sur la base de ces résultats, on peut dire que l'impact des stations d'épuration à macrophytes sur le développement du paludisme n'a pas été prouvé et doit être relativisé. De plus, ces moustiques (notamment l'anophèle) sont connus pour ne pas se développer dans les eaux troubles, et à faibles taux d'oxygène.

Dans des essais préliminaires menés sur la station expérimentale à l'Université de Niamey, des plantes ayant des propriétés naturelles pour éloigner les moustiques (*Hypis Snaveolus*, *Occimum gratissimum*, *Cymbopogon citratus*) ont été plantées sur les berges des bassins d'épuration (observation faite à l'occasion d'une visite effectuée sur cette station, et communication personnelle avec le Dr. Sani Laouali). Cette étude pourrait constituer une solution écologique dans la lutte contre le développement des moustiques dans les stations d'épuration.

On peut retenir de ces études que l'estimation du risque d'incidence palustre dû au développement des anophèles dans les bassins d'épuration en Afrique sub-saharienne a été surévalué par des considérations non objectives. Les études initiées au Cameroun et au Niger [Kengne *et al.*, 2000; Laouali and Idder, 2000] méritent d'être approfondies et élargies aux autres parasites associés à la présence de plantes dans les bassins d'épuration.

2.3.2. LE PROCÉDE CHARBONNEL

L'expérience ouest africaine du lagunage à macrophytes est encore au stade expérimental. Les plus grandes stations de traitement sont celles de Cap Skiring (Sénégal), de Rufisque (Dakar-Sénégal) et de Yaoundé (Cameroun). Le lagunage à laitues d'eau dans sa version actuelle est un procédé mis au point et breveté par Yves CHARBONNEL [Charbonnel and Simo, 1986; Charbonnel, 1989]. Tel que décrit par les auteurs, il comporte deux phases distinctes : une décantation-digestion suivie d'un lagunage à macrophytes (laitue d'eau) avec retour progressif aux conditions aérobies.

2.3.2.1. Décantation-digestion

La décantation-digestion a lieu dans une fosse et a pour rôle de liquéfier la matière organique fermentescible en condition anaérobie et de limiter la quantité de boue dans les bassins à laitues d'eau, selon l'auteur. Cette fermentation anaérobie produit du biogaz qui adhère aux particules en suspension et les fait remonter à la surface. Une croûte constituée de matières organiques fermentescibles (humus) et imputrescibles (déchets plastiques, caoutchouc, textile, etc.) se forme à la surface de la fosse. L'hydrogène sulfuré contenu dans le biogaz est oxydé en sulfure et sulfate dans les couches superficielles de la croûte, empêchant ainsi l'émission de gaz malodorants [Charbonnel, 1989].

De forme parallélépipédique, son volume est compris entre 10 et 50 % du volume d'eaux journalier à traiter. La longueur minimale recommandée est de 3 m pour assurer une bonne décantation. La profondeur peut varier de 1,5 à 2 m. Une largeur de 3 à 4 m est conseillée pour faciliter l'accès et l'exploitation de l'ouvrage.

2.3.2.2. Le lagunage à macrophytes

Le lagunage à macrophytes est effectué dans des bassins étanches en séries dans lesquelles on cultive la laitue d'eau (*Pistia stratiotes*). Les bassins sont en général totalement couverts de plantes qui maintiennent ainsi des conditions anaérobies de dégradation de la matière organique initiée dans le décanteur-digester. Les boues qui remontent sont piégées par les racines des plantes où se développe une intense activité bactérienne. La fourniture d'oxygène au milieu se fait par l'intermédiaire des racines des plantes.

Selon Charbonnel, le retour progressif aux conditions aérobies se fait dans le dernier tiers des bassins où on maintient seulement 20 % de surface couverte par la laitue d'eau. Les deux premiers tiers sont totalement couverts et destinés à la dégradation de la matière carbonée.

La profondeur optimale selon l'auteur est de 0,7 m, et la largeur conseillée est de 3-4 m pour faciliter l'accès et l'exploitation des bassins. Pour atteindre les performances des traitements classiques, l'auteur estime qu'une superficie minimale de 1,3 m² par Equivalant-habitant est nécessaire. La durée de traitement des eaux usées est fixée à 8 jours pour atteindre une qualité minimale de l'effluent de 70 mg/l de DCO, 20 mg/l de DBQ, 10 mg/l de MES et une concentration de 8 mg/l en oxygène dissous.

2.3.2.3. Gestion et exploitation

L'entretien du décanteur-digester se fait par écumage de la croûte semi-solide à la surface du décanteur-digester. La fréquence de récolte des plantes est l'une des principales difficultés de gestion de ce système. La fréquence de récolte est fixée à deux fois par semaine et la surface récoltée estimée entre 1/5 et 1/3 de la surface du bassin. Après la récolte, les plantes restantes sont ensuite étalées sur l'ensemble du bassin. La seule filière connue de valorisation de la biomasse végétale dans les stations existantes est la fabrication de compost.

2.3.3. ANALYSE DES REGLES DE DIMENSIONNEMENT

Les règles de dimensionnement montrent des insuffisances qui peuvent affecter le bon fonctionnement de ce système. Le temps de séjour de 8 jours indiqué par l'auteur semble également insuffisant pour assurer un abattement bactérien respectant les normes requises par l'OMS pour une réutilisation quelconque. Le dimensionnement du décanteur primaire n'est pas optimal, car le volume proposé par l'auteur ne permet pas de fixer les limites de charges admissibles dans les bassins à laitues d'eau. Les stations existantes sont généralement constituées de plusieurs bassins identiques en séries mais les performances intrinsèques de chacun de ces bassins intermédiaires ne sont pas connues. Dans le cas d'un dimensionnement non optimisé, la multiplication des bassins à laitues d'eau peut augmenter les charges d'exploitation du système, car les récoltes régulières des plantes qui sont obligatoires pour assurer le bon fonctionnement du procédé peuvent s'avérer très contraignantes. Des propositions d'optimisation du procédé sont discutées dans les prochains chapitres.

2.3.4. EXPERIMENTATION DES BASSINS A LAITUES D'EAU DANS LE SAHEL

Les études effectuées jusqu'à maintenant ne permettent pas encore de mettre en évidence les performances intrinsèques d'un bassin à laitue d'eau. Les données présentées dans la littérature se rapportent le plus souvent aux performances globales d'une filière d'épuration dans laquelle

interviennent plusieurs bassins plantés en séries ou une combinaison avec des bassins facultatifs [Laouali *et al.*, 1996b; Nianget *et al.*, 1996; Kengne, 2000; Koné *et al.*, 2002a]. Le Tableau 2.6 présente les résultats de quelques essais effectués au Burkina Faso, au Niger et au Sénégal.

Tableau 2.6 : Caractéristiques et performances épuratoires de stations d'épuration de lagunage à macrophytes flottants en Afrique de l'Ouest et du Centre.

Paramètres	[NIANG ET AL., 1996]	[LAOUALI ET AL., 1996A]	[Laouali and Idder, 2000]	[KENGNE, 2000]	[KONÉ ET AL., 2002A]
	Dakar	Niamey	Niamey	Yaoundé	Ouagadougou
Configuration	BF + 2 bassins de Pistia	BF + 1 bassin Pistia	BF + 1 bassin de jacinthe	BA + 7 bassins Pistia	BF + 2 bassins de Pistia
Objectifs	Traitement complet	Traitement complet	Traitement secondaire	Traitement complet	Traitement secondaire
Surface	1 m ² /bassin	24 m ² + 10 m ²	18 m ² /bassin	94-119 m ² /bassin	24 m ² /bassin
Temps de séjour (j)	26 (14+6+6)	27 (20+7)	10 (5 + 5)	12-17	18 (6+6+6)
Charge sur le bassin de tête en kg/ha/j et [rendement]					
Débit (mm/j)	64	83	83	33-61	125
DCO	374 [82]*	- [83]	400 [73]	[88-94]	660 [73]
DBO	- -	160 - [70]	319 [75]	1300 – 2000** - [81-92]	508 [91]
MES	297 [93]	- [90]	143 [72]	- [90-97]	173 [68]
TKN ou NH ₄ ⁺	294 [70]	31 -	29 [66]	- [41-70]	74 [30]
PT	22 [30]	9-		- [25-74]	9 [28]

*374 [82] : Charge organique de 374 kg DCO/ha/j et rendement de 82 % sur la filière;

** charge estimée à partir de résultats de [Kengne, 2000]; BF : bassin facultatif; BA : Bassin anaérobie

Les rendements des filières d'épuration sont supérieurs à 70 % pour la DCO, les MES et la DBO₅. Ces rendements sont obtenus pour des charges organiques très variables et pour des temps de séjour compris entre 10 et 27 jours [Laouali *et al.*, 1996a; Nianget *et al.*, 1996; Koné *et al.*, 2002a], ce qui est très encourageant. Nos travaux montrent également que les bassins à laitues d'eau peuvent être recommandés pour le traitement d'effluents à fortes charges organiques, destinés à être réutilisés en agriculture. [Koné *et al.*, 2002a].

A la station de l'EIER, nous avons observé le dépérissement des laitues d'eau pour des charges organiques supérieures à 600 kg DBO₅/ha/j (Chapitre 7). Ce phénomène n'est cependant pas observé dans les bassins de Yaoundé qui fonctionnent avec des charges deux fois plus élevées (1 300-2 000 kg DBO₅/ha/j).

L'analyse des différents travaux publiés entre 1988 et 2002 sur cette station mentionnent un rejet moyen de 45 m³/j (32-59 m³/j) pour une population raccordée estimée à 500 habitants. En 1988, les eaux brutes arrivant à la station d'épuration contenaient 500 mg DCO/l, 295 mg DBO₅/l, 70-240 mg MES/l, 32 N-NH₄⁺/l et 40-50 mg P/l [Charbonnel and Simo, 1988]. On en déduit un rejet spécifique de 90 l/j/habitant ou 26.5 g DBO₅/habitant. Les concentrations à

l'entrée de ce système ont toutefois considérablement augmenté depuis, puisqu'elles sont de 1628-2367 mg DCO/l, 605-709 mg DBQ/l, 521-880 mg MES/l, 90-144 mg N-NH⁺/l, 47-51 mg P/l [Agendia *et al.*, 1997; Kengne, 2000; Fonkouet *et al.*, 2002; Nya *et al.*, 2002]. La charge polluante par habitant est désormais de 54-63 g DBQ/habitant/jour, soit le double de l'estimation faite en 1988.

Il est donc probable, au vu de cette analyse, que l'augmentation des charges à l'entrée de la station de Yaoundé soit imputable à trois raisons principales :

- une mauvaise estimation des débits car la mesure est instantanée et est effectuée par un relevé chronométré du temps nécessaire au remplissage d'un récipient gradué. Cette méthode ne prend pas en compte des débits de pointe.
- une augmentation des rejets due à un accroissement probable de la population dans l'agglomération, car les villes et notamment les capitales africaines, sont des zones d'attraction pour les populations rurales [WHO, 2000].
- une défaillance du réseau d'égouts de l'agglomération desservie, car très peu de moyens sont investis dans l'assainissement des villes et plus particulièrement dans l'entretien des réseaux d'égouts non publics [ENDA, 2000; Steiner, 2002]. L'exemple de l'EIER montre également que, même si le réseau de collecte est en bon état, le dysfonctionnement de l'ouvrage de prétraitement peut également provoquer une surcharge organique sur les bassins [Darriulat, 1991; Klutse, 1995].

Dans ces conditions, des investigations supplémentaires méritent d'être engagées sur cette station qui fonctionne dans des conditions de surcharge.

2.4. SYNTHÈSE : LE LAGUNAGE ENTRE ÉCHEC ET ESPOIR

2.4.1. CAUSES DE L'ÉCHEC

L'augmentation des densités des populations dans les villes accroît la vulnérabilité de celles-ci aux risques sanitaires de contamination bactériologique, parasitologique et par les métaux lourds. De nombreux efforts ont été consentis pour limiter ces risques, mais les problèmes demeurent et s'accroissent.

Les essais d'implantation de technologies adaptées pour l'épuration des eaux usées n'ont pas encore permis d'identifier des règles de conception rigoureuses. Dans la majorité des cas, les stations existantes ont été construites dans le cadre de programmes d'appui au développement avec la collaboration technique des partenaires du Nord, et elles sont toutes en mauvais état de fonctionnement. L'expérimentation montre cependant que des solutions techniques peuvent être mises en œuvre [Guène and Touré, 1991; Kengne, 2000; Laouali and Idder, 2000; Koné *et al.*, 2002a; Koné *et al.*, 2002b]. Les pesanteurs socio-techniques qui accompagnent les projets de stations d'épuration freinent le changement de mentalité des responsables techniques de l'assainissement et, par conséquent, le développement du lagunage. Ainsi, plusieurs responsables ou projets techniques envisagent l'assainissement collectif de façon centralisée, c'est-à-dire : une ville = une station d'épuration. C'est le cas par exemple à Ouagadougou, à Bobo-Dioulasso, à Dakar et à Abidjan. Cette approche est extrêmement coûteuse, car elle impose de construire des réseaux d'égouts classiques de gros diamètres et

plusieurs stations de relevage pour acheminer les eaux usées à la station d'épuration. L'exemple du Burkina Faso montre que la réalisation d'un tel projet peut durer une dizaine d'années. L'alternative offerte par les stations décentralisées se base sur un système de collecte d'eaux usées par un réseau d'égouts de faibles diamètres. Ces systèmes s'adaptent au niveau de l'urbanisation, au niveau des équipements en ouvrages sanitaires et de la consommation d'eau [Mara, 1996a, 1996b; Mara and Guimaraes, 1999]. Cependant, il n'y a pas de référence d'application dans ce domaine en Afrique de l'Ouest et du Centre, et les premiers essais réalisés au Sénégal et au Mali montrent d'énormes lacunes de conception et d'exploitation [Steiner, 2002]. On peut dire que l'approche actuelle d'implantation du lagunage n'est pas pertinente. A notre avis, *ce n'est pas le problème de l'assainissement qui est en soi un problème. Le problème, c'est la manière de faire face au problème* [Maystre, 2000]. En effet, une démarche cohérente pour mettre en œuvre des solutions adaptées devrait prendre en compte les points suivants:

- *l'identification des secteurs activités potentiels de réutilisation des eaux traitées* pour une meilleure adéquation des technologies proposées. En effet, dans les pays à forte pluviométrie, la demande en eau pour l'irrigation est réduite, mais elle peut être forte dans d'autres secteurs tels que la fabrication de briques pour la construction de bâtiment.
- *la motivation (sensibilisation) et la participation des bénéficiaires* du projet par les techniques d'Information-Communication-Education (approche participative).
- *la formation des acteurs et le développement de la recherche* dans les domaines des sciences de l'ingénieur et des techniques d'approche participative.

2.4.2. RAISONS DE L'ESPOIR

Par contraintes économiques, mais aussi pour faire face à une demande croissante en légumes, les maraîchers ont démontré qu'il est possible de recycler les rejets d'eaux usées urbaines dans l'agriculture autour des villes. Le développement de cette activité emmène à repenser le rôle qu'une station d'épuration pourrait jouer dans la gestion économique des villes africaines. La possibilité de réutilisation des eaux épurées ou des biomasses végétales et piscicoles est un argument en faveur de la promotion de stations de lagunage avec un label écologique particulier. Elle peut susciter des intérêts financiers et garantir la pérennité des ouvrages.

Les résultats d'expérimentation du lagunage montrent qu'il est raisonnable d'espérer un meilleur avenir pour son implantation en Afrique de l'Ouest et du Centre, mais pour cela, certaines insuffisances méritent d'être comblées, notamment dans le domaine de la formation et de la recherche sur les technologies d'assainissement.

La réussite du lagunage dans les pays de l'Asie du Sud-Est (Thaïlande, Viet-nam, Chine) et ceux de l'Amérique latine (Brésil, Colombie, Pérou) s'est faite par le biais de programmes internationaux de collaborations scientifiques et de coopération avec les pays du Nord. Ces programmes ont favorisé l'émergence d'équipes de chercheurs locaux qui développent des solutions adaptées à leurs situations. Un exemple de réussite existe également au Maroc, à l'Université de Marrakech, où une collaboration fructueuse avec l'Université de Montpellier 2 a contribué au développement du lagunage dans ce pays. Ce pays est un des leaders, avec la Tunisie, dans la réutilisation des effluents de stations d'épuration. Les équipes de recherche

dans ces pays sont membres de l'*International Water Association (IWA)* et accueillent régulièrement les conférences de cette association. Ceci leur permet d'échanger avec leurs pairs dans des réseaux de spécialistes, et de consolider leur notoriété.

En Afrique de l'Ouest et du Centre, les collaborations avec les partenaires scientifiques du Nord sont restées dans le domaine technique et, le plus souvent, les programmes de recherche sont initiés dans le cadre de formations de stagiaires, puis arrêtés après celles-ci. C'est le cas par exemple à l'EIER. En conséquence, toutes les équipes de recherche sont très jeunes, elles ne sont pas permanentes et la formation en assainissement est très peu dispensée dans les universités.

Le développement des technologies adaptées passe nécessairement par le développement et le renforcement des capacités des acteurs locaux. Il s'inspire aussi d'une très bonne connaissance du milieu et de la population bénéficiaire. Les principes de fonctionnement des stations extensives sont bien maîtrisés dans les pays développés. Les règles de conception et de gestion de ce type de station tiennent compte des processus biologique, hydraulique et chimique complexes se déroulant dans les bassins d'épuration. Ces phénomènes n'ont pas encore été suffisamment étudiés dans le contexte des pays d'Afrique de l'Ouest et du Centre.

C'est pour répondre à ces préoccupations que le présent projet de thèse a été initié. Il a contribué à la mise en réseau des équipes de recherche de Dakar, Niamey, Yaoundé et Ouagadougou (EIER). Les membres de ce réseau se sont rencontrés pour la première fois en décembre 2000 à Dakar, sur l'invitation de l'ONG Aquadev [Aquadev, 2000]. La création de ce réseau a beaucoup facilité les échanges de données entre les membres et offre un climat de confiance pour des collaborations durables.

Les résultats d'analyse de notre projet ont également contribué à l'élaboration du projet de recherche intitulé *"Valorisation des eaux usées par lagunage dans les pays en voie de développement : Bilan et enseignement pour une intégration socio-économique viable – Lagunage à macrophytes comme moyen d'autofinancement du traitement des eaux usées"*. Ce projet, financé par le Programme Solidarité Eau (PSEau), a démarré en septembre 2001 et est menée conjointement avec l'Ecole Nationale du Génie rural des Eaux et des Forêts, ENGREF, (France), et deux équipes du réseau des chercheurs sur le lagunage en Afrique : l'Université Abdou Moumouni de Niamey (Niger) et l'Ecole Inter-Etats d'ingénieurs de l'Équipement Rural, EIER, (Burkina Faso).

Au niveau local, nous avons contribué à la mise en place d'un projet de suivi scientifique de la future station de lagunage de Ouagadougou en collaboration avec l'Agence Française de Développement (AFD). Nous avons également initié des travaux de recherche pour la mise en place, en vue de l'expérimentation, d'un réseau d'égouts de faibles diamètres pour les logements des enseignants de l'EIER et apporté notre contribution aux réflexions sur l'épuration des effluents industriels de la ville de Ouagadougou, en collaboration avec l'Office National de l'eau et d'Assainissement.

Toutes ces initiatives méritent d'être soutenues pour le développement durable du lagunage en Afrique de l'Ouest et du Centre, car elles sont porteuses d'espoir...

2.5. RÉFÉRENCES

- Agendia, P. L. (1987). *Bioaccumulation of mineral nutrients by some typical aquatic macrophytes : application in the purification of Byem-Assi domestic sewage* Doctorat de spécialité / University of Yaoundé; Yaoundé. 161 p.
- Agendia, P. L., Noumsi, Y. M. K., Fonkou, T., Mefenya, R. and Sonwa, J. D. (1997). "Compost production from Pistia stratiotes biomass generated by a macrophytic sewage treatment system in Yaounde (Cameroun). *Cahiers Agricultures* 6(1): 15-19.
- Aquadev (2000). *Assainissement Urbain en Afrique : Actes du séminaire International de Gorée (Dakar)*. Gorée - Dakar, Aquadev. 104 p.
- Arceivala, S. J. (1973). *Simple waste treatment methods aerated lagoons, oxidation ditches, stabilisation ponds in warm and temperate climates* Ankara. 156 p.
- Arceivala, S. J. (1981). *Wastewater treatment and disposal engineering and ecology in pollution control* New York Basel, Dekker. VIII, 892 p.
- Audibert, M., Josseran, R., Josse, R. and Adjidji, A. (1990). "Irrigation, schistosomiasis, and malaria in the logone valley, Cameroun. *Am. J. Trop. Med. Hyg*(42): 550-560.
- BCEOM (1990). *Rapport d'expérimentation sur le projet pilote de Dabou, Côte d'Ivoire. Epuration des eaux usées par lagunage* Mission Française de Coopération en Côte d'Ivoire; Abidjan. 39 p.
- Boudin, C., Robert, V., Carnevale, P. and P., A. T. (1992). "Epidemiology of plasmodium falciparum in rice field and savana area in Burkina Faso. Comparative study on the acquired immunoprotection in the native populations. *Act. Trop.*(51): 103-111.
- Bungener, J.-L. (1991). *Observations de l'activité biologique sur les lagunes de l'EIEIER*; Ouagadougou - BF. 6 p.
- Charbonnel, Y. (1989). *Manuel du lagunage à macrophytes en régions tropicales* Paris, A.C.C.T. 37p.
- Charbonnel, Y. and Simo, A. (1986). *Procédé et systèmes de traitement biologiques d'eaux résiduaires* Université de Yaoundé, Brevet OAPI n° 8320. 11.
- Charbonnel, Y. and Simo, A. (1988). *Procédé et systèmes de traitement biologiques d'eaux résiduaires* Université de Yaoundé, Brevet OAPI n° 8320. 11 p.
- CIEH (1972). *Comité Inter-Africain d'Etudes Hydrauliques - "Etude économique comparative de différents procédés de traitement des eaux usées sous climat tropical"*. CIEH; Ouagadougou. 24 p.
- CIEH (1993). *Comité Inter-Africain d'Etudes Hydrauliques - "Etude comparative des systèmes d'épuration collectifs dans le contexte africain"* CIEH; Ouagadougou. 66 p.
- CREPA (2002). *Atelier de restitution du programme régional de recherche appliquée de la phase IV du CREPA, Rapport Général* CREPA; Ouagadougou, BF. 17 p + annexes.
- Darriulat, C. (1991). *Bassins de stabilisation en climat sahélien : comportement physico-chimique et description de la biomasse pour une charge donnée. Travail pratique de diplômé* Travail de diplôme / EPFL; Lausanne.

- Dolo, G., Briet, O. J. T., Dao, A., Traoré, S. F., Bouare, M., Sogoba, N., Niare, O., Bagayogo, M., Sangare, D., Doumbo, O. K. and T., T. Y. (2000). The relationships between rice cultivation and malaria transmission in the irrigated sahel of mali, west africa. In: *Health and Nutritional impacts of water development projects in Africa International conference "Water & Health - Ouaga 2000"*, Ouagadougou. IRD, EIER, CNRST, WARDA. 1/2: pp. 26-32
- Drakides, C. and Gervais, M. (1987). Potentialités désinfectantes du lagunage par microphytes en climat chaud - premières observations *Wastewater treatment in waste stabilization ponds and aerated lagoons* Vander Borgh, P. and Vassel J-L. (Eds). Arlon - Belgium, FUL, Editions Cebedoc 73-81.
- Eckenfelder, W. W. (1982). *Gestion des eaux usées urbaines et industrielles caractérisation, techniques d'épuration, aspects économiques* Paris, Technique & Documentation Lavoisier. XVI, 503 p.
- ENDA (2000). *Enda Tiers Mode. L'épuration extensive des eaux usées par leur réutilisation dans l'agriculture urbaine : des technologies appropriées en zone sahélienne pour la lutte contre la pauvreté projet 04367* Enda Tiers Mode -; Dakar. 69 p.
- FAO (10 march 2000). *A Climatic Database for CROPWAT*. <http://www.fao.org/ag/agl/aglw/climwat.htm> / FAO, AGL.
- Faye, O., Fontenille, D., Gaye, O., Sy, N., Molez, J.-F., Konate, L., Hebrard, G., Herve, J.-P., Trouillet, J., Diallo, S. and Mouchet, J. (1995). "Malaria and rice growing in the senegal river delta (Senegal)." *Ann. Soc. Belge Méd. Trop*(75): 179-189.
- Faye, O., Gaye, O., Herve, J.-P., Diack, P. A. and Diallo, S. (1993). "Malaria in de sahelian zone of Senegal. 2 parasitic indices." *Ann. Soc. Belge Méd. Trop*(73): 31-36.
- Fonkou, T., Agendia, P. L., Kengne, I. M., Amougou, A. and Nya, J. (2002). Potentials of water lettuce (*Pistia stratiotes*) in domestic sewage treatment with macrophytic lagoon systems in Cameroon. In: *Proceedings of International Symposium on Environmental Pollution Control and Waste management, "EPCOWM'2002"*, Tunis - Tunisia. INRST, J., INRST, JICA. 2/2: pp. 709-714
- Gnanih, M. V. (1994). *Promotion des Technologies d'eau potable et d'assainissement durables dans les quartiers urbains - Système d'épuration des eaux usées à Tohuè, République du Bénin*. Porto-Novo, CTOM-EMMAÜS - PNUD. 27 p.
- Guène, O. (1989). *Contribution à l'étude du fonctionnement et de la modélisation de l'épuration de la pollution carbonée et microbienne des lagunes naturelles sous climat sahélien. Cas de la station pilote de l'EIER* Rapport de recherche / EPFL; Lausanne. 65 p.
- Guène, O. and Touré, C. S. (1991). "Fonctionnement du lagunage naturel au Sahel." *La Tribune de l'eau* 44(552): 31-42.
- Guiral, D., Bouvy, M., Arfi, R. and Bambara, S. (1993). "Ecology of oxidation ponds in the treatment of domestic sewage in a humid tropical zone (Cote d'Ivoire)." *J. Ivoir. Oceanol. Limnol.* 2(1): 19-41.
- Hasler, N. (1995). *Etude des performances de la station d'épuration SIBEAU à Cotonou et proposition d'extension* Travail pratique de diplôme / EPFL-IGE; Lausanne. 55.
- Hassane, A. (1986). "Séminaire international sur l'assainissement urbain en Afrique de l'Ouest et du Centre." *Bulletin de liaison du CIEH*(63): 2-10.

- Henry, M.-C., Rogier, C., Nzeyimana, I., Dossou-Yovo, J., Audibert, M., Mat honnat, J., Keundjan, A., Teuscher, T. and Carnevale, P. (2000). Morbidité palustre en zone rizicole de savane au nord de la Côte d'Ivoire. In *Impacts sanitaire et nutritionnel des hydr-aménagements en Afrique. Colloque International "Eau/Santé-Ouaga 2000"* Ouagadougou. IRD, E., CNRST, WARDA, IRD, EIER, CNRST, WARDA.1/2: pp. 41-47
- Iketuonye, M. M. (1987). *A contribution to the study of aquatic macrophytes in Cameroon. Their biology, ecology, and phytosociology in natural ecosystems and in phytodepurational systems* PhD thesis / University of Yaoundé; Yaoundé. 161 p.
- Kengne, I. M. (2000). *Evaluation d'une station d'épuration d'eaux usées domestiques par lagunage à macrophytes, Yaoundé : Performances épuratoires, développement et biocontrôle des Diptères Culicidae* Doctorat de 3^{ème} Cycle en Biologie Végétale / Université de Yaoundé; Yaoundé. 138 p.
- Kengne, I. M., Agendia, P. I., Amougou, A., Brissaud, F., Jiagho, E. R., Ndikefor, E. A., Temgbet, Z., Menyengue, P., Ngniado, P., Ayissi, I., t., F. and R., M. (2000). Epuration des eaux usées domestiques par lagunage à macrophytes et développement des moustiques : un dilemme. In: *Impacts sanitaire et nutritionnel des hydro-aménagements en Afrique. Colloque International "Eau/Santé-Ouaga 2000"* Ouagadougou. IRD.1/2: pp. 24-31
- Klutsé, A. (1995). *Epuration des eaux usées domestiques par lagunage en zone soudano-sahélienne (Ouagadougou, Burkina Faso)* Thèse de Doctorat / Université Montpellier II. 160 p.
- Koné, D. (2000). Le traitement des eaux usées par lagunage : une décennie de recherche à l'EIER. In: *Assainissement urbain en Afrique, Actes du séminaire international de Gorée, Gorée-Dakar.* Aquadev. pp. 53-56
- Koné, D., Cissé, G., Seigne, C. and Holliger, C. (2002a). "Le lagunage à l'aide de (*Pistia stratiotes*) à Ouagadougou : une alternative pour l'épuration des eaux usées domestiques destinées à l'irrigation." *Cahiers Agricultures* 11: 39-43.
- Koné, D., Seigne, C. and Holliger, C. (2002b). Assessing design criteria for BOD removal under sahelian climate conditions. In: *5th International IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds, Pond Technology for the new millennium* Auckland. IWA, NZWWA. 1/2: pp. 191-199
- Koné, D., Seigne, C. and Holliger, C. (2002c). Etats des lieux du lagunage en Afrique de l'Ouest et du Centre. In: *Proceedings of International Symposium on Environmental Pollution Control and Waste management, "EPCOWM'2002,"* Tunis - Tunisia. INRST, J., INRST, JICA. 2/2: pp. 698-707
- Kopie, G. (1992). Expérience de la Côte d'Ivoire dans l'épuration des eaux usées par bassin de stabilisation ou "lagunage". In: *Atelier de réflexion sur l'environnement, 27-31 janvier 1992* Yamoussoukro - Côte d'Ivoire. pp. 283-307
- Laouali, G., Delisle, C. E., Vincent, G., Couillard, D. and Laouali, S. (1996a). "Etude expérimentale de traitement des eaux usées par les lagunes facultatives et à hydrophytes libres au Niger." *Water Qual. Res. J. Canada* 31(1): 37-50.
- Laouali, G., Delisle, C. E., Vincent, G., Couillard, D. and Laouali, S. (1996b). "Experimental study of wastewater treatment by facultative ponds and free hydrophytes in Niger." *Water Quality Research Journal of Canada* 31(1): 37-50.

- Laouali, M. S. and Idder, T. (2000). Projet pilote Niamey VII : épuration des eaux usées de Niamey. In: *Assainissement Urbain en Afrique : Actes du séminaire International de Gorée (Dakar)*, Gorée - Dakar. Aquadev, Aquadev. pp. 57-63
- Levenspiel, O. (1999). *Chemical reaction engineering* New York [etc.], Wiley. XVI, 668.
- Mara, D. D. (1976). *Sewage treatment in hot climates* London a.o., Wiley. XV, 168 p.
- Mara, D. D. (1987). "Waste Stabilization Ponds: Problems and controverses" *Water Quality International* (1): 20-22.
- Mara, D. D. (1996a). *Low-cost sewerage* Chichester, UK, John Wiley & Sons.
- Mara, D. D. (1996b). *Low-cost urban Sanitation* Chichester, UK, John Wiley & Sons.
- Mara, D. D. (1997). *Design manual for waste stabilization ponds in India* Leeds, Lagoon International Technology Ltd. 125 p.
- Mara, D. D. and Guimaraes, A. S. P. (1999). "Simplified sewerage: potential applicability in industrialized countries." *Urban Water* 1(3): 257-259.
- Mara, D. D. and Pearson, H. W. (1998). *Design Manual for Waste stabilization ponds in mediterranean countries* Leeds, Lagoon International Technology Ltd. 112 p.
- Mara, D. D. and Silva, S. A. (1979). "Sewage treatment in the waste stabilization ponds : Recent research in the Northesat Brazil." *Prog. Wat. Tech* 11(1/2): 341-344.
- Marais, G. V. (1966). "New factors in the design, operation and performance of waste-stabilization ponds." *Bull World Health Organ* 34(5): 737-63.
- Maystre, L.-Y. (2000). L'assainissement urbain en Afrique : enjeux et attentes. In: *Assainissement urbain en Afrique, Actes du séminaire international de Gorée* Gorée-Dakar. Aquadev. pp. 17-22
- McGarry, M. G. and Pescod, M. B. (1970). Stabilization ponds design criteria for tropical Asia. In: *Proceedings of the second International Symposium on Waste treatment Lagoons*, Laurence, KS, University of Kansas. E., e. M. R. pp. 114-132
- Morel, M. (1996). *L'utilité des végétaux aquatiques pour le traitement des eaux usées sous climat tropical* Thèse de Doctorat / Ecole Nationale d'Agronomie et des Industries Alimentaires. 139 p.
- Niang, S., Diop, B. S., Mbeguere, M. and Radoux, M. (1996). "Urban wastewater purification by natural epration systems in Sahel countries: The experimental plant of Camberene (Dakar-Senegal)." *Vecteur Environnement* 29(5): 31-36.
- Nya, J., Brissaud, F., Kengne, I. M., Drakides, C., Amougou, A., Atangana, E. R., Fonkou, T. and Agendia, P. L. (2002). Traitement des eaux usées domestiques au Cameroun : Performances épuratoires comparées du lagunage à macrophytes et du lagunage à microphytes. In: *Proceedings of International Symposium on Environmental Pollution Control and Waste management, "EPCOWM2002"*, Tunis - Tunisia. INRST, J., INRST, JICA. 2/2: pp. 726-736
- ONEA (1993). *Plan Stratégique d'Assainissement de la ville de Ouagadougou. Projet BKF/89/016* Ouagadougou - Burkina Faso, Office National de l'Eau et de l'Assainissement.

- ONEA (2000). *Plan stratégique de la ville de Ouagadougou (PSAO) : Assainissement collectif de la ville de Ouagadougou, Avant projet détaillé, version provisoire* Ministère de l'Environnement et de l'Eau (Burkina Faso) - BCEOM - BERA; Ouagadougou. 117.
- Polprasert, C., Dissanayake, M. G. and Thanh, N. C. (1983). "Bacterial Die Off Kinetics in Waste Stabilization Ponds." *Journal Water Pollution Control Federation* **55**(3): 285-296.
- Radoux, M. (1989). "Epuraton des eaux usées par Hydrosère reconstituée." *Tribune de l'eau* **42**(8): 62-68.
- Roduit, J. (1993). *Bassins de stabilisation en climat sahélien : contribution à l'étude de la modélisation de l'épuration de la pollution carbonée et suivi des paramètres physico-chimiques pour une charge fixée. Cas de la station pilotée de l'EIER* Travail pratique de diplôme / EPFL; Lausanne. 69 p.
- Sissoko, M. S., Briët, O. J. T., Sissoko, M. and *et al.* (2000). The impact of irrigated rice cultivation on the incidence of malaria in children in the region of Niono. *Impacts sanitaire et nutritionnels des hydr-aménagements en Afrique. Colloque International "Eau/Santé-Ouaga 2000"*, Ouagadougou. IRD, E., CNRST, WARDA, IRD, EIER, CNRST, WARDA. **1/2**: pp. 64-74
- Steiner, M. (2002). *Evaluation des réseaux d'égout à faible diamètre dans les quartiers défavorisés de Bamako (Mali)* Travail pratique de diplôme / ENAC EPFL; Lausanne. 70 p.
- Strauss, M. and Heiness, U. (1998). *Proceedings of the workshop on Faecal sludge treatment* Dubendorf, Water Research Institute (Ghana), EAWAG/SANDEC, Carl Bro (Ghana). 51 p.
- Strauss, M., Larmie, S. A., Heiness, U. and Watanabe, Y. (1997). "Treatment of sludges from on-site sanitation -- low-cost options." **35**(6): 129-136.
- UADE and OIEAU (1993). *Assainissement urbain en Afrique : Gestion des déchets liquides et solides dans les centres urbains d'Afrique. Rapport final du Séminaire Assainissement Urbain en Afrique* Ministère Français de la coopération.
- Vincent, J. L., Algie, W. E. and Marais, G. v. R. (1963). A system of sanitation for low cost high density housing. In: *Proceedings of a symposium on Hygiene and Sanitation in Relation to housing* Niamey, London. 84), C. f. T. C.-o. S. o. S. P. n., Commission for Technical Co-operation South of Sahara (Publication n° 84). pp. 135-172
- WHO *Global water supply and sanitation assessment 2000 report* http://www.who.int/water_sanitation_health/Globassessment/Gl asspdfTOC.htm / WHO.

EPFL - LBE Lab. Biotech. Environnementale

CHAPITRE 3. DISPOSITIF EXPÉRIMENTAL

3.1. PRÉSENTATION DE LA STATION D'ÉPURATION DE L'EIER

La station d'épuration de l'EIER est située dans l'enceinte de l'école et comprend différentes filières d'épuration, dont un lit bactérien, deux filières de lagunage à microphytes et une filière de lagunage à laitues d'eau permettant de traiter la totalité des eaux usées de cet établissement (dortoirs, cuisine et bureaux). La population desservie est estimée à 220 habitants, rejettent en moyenne 35 à 40 m³ d'eaux par jour via un réseau séparatif. Le rejet spécifique est compris entre 160 et 180 litres par Equivalent-habitant (EIER), ce qui correspond à une consommation d'eau équivalente à celle des quartiers de très haut standing des capitales africaines. Les eaux usées collectées transitent dans une bêche de relevage qui fait office de dégrillage. L'écartement des grilles est de 2.5 cm. Après le dégrillage, les eaux sont refoulées vers le décanteur primaire à l'aide de deux pompes immergées dont le fonctionnement est contrôlé par un capteur de niveau. Les eaux traitées sont stockées dans des réservoirs ou châteaux d'eau avant d'être utilisées pour l'arrosage des parcelles de maraîchage ou des plantations d'arbres et plantes d'ornement de l'école. Un schéma général de la station est présenté à la Figure 3.1.

3.1.1. DÉCANTEUR PRIMAIRE

Le décanteur primaire assure le prétraitement des eaux usées avant leur admission dans les bassins de lagunage ou sur les lits bactériens. C'est un ouvrage de type cylindro-conique à flux vertical ascendant d'un volume de 14 m³, avec un diamètre intérieur de 2.50 m et une hauteur utile de 3.10 m. Les eaux sont réparties de façon gravitaire dans les différentes filières grâce à un système de répartition par cloisonnement au niveau du décanteur. Les boues soutirées par siphonnage sont acheminées dans un épaisseur-digesteur avant d'être évacuées sur des lits de séchage.

3.1.2. FILIÈRES DE LAGUNAGE À MICROPHYTES

Les filières de lagunage à microphytes ont été construites et mises en eau en 1988. Elles sont constituées de deux bassins successifs (facultatif et de maturation) recevant les eaux prétraitées du décanteur primaire (Figure 3.1). Les dimensions initiales des bassins sont présentées dans le Tableau 3.1. Les résultats obtenus les premières années étaient satisfaisants [Guène and Touré, 1991], mais le suivi s'est arrêté en 1994.

Tableau 3.1: Caractéristiques des filières de lagunage à microphytes de l'EIER

	Filière 1		Filière 2	
	Bassin facultatif	Bassin de maturation	Bassin facultatif	Bassin de maturation
Profondeur (m)	1.22	0.85	1.30	1.07
Surface (m ²)	62	300	67	340
Volume (m ³)	76	255	87	364

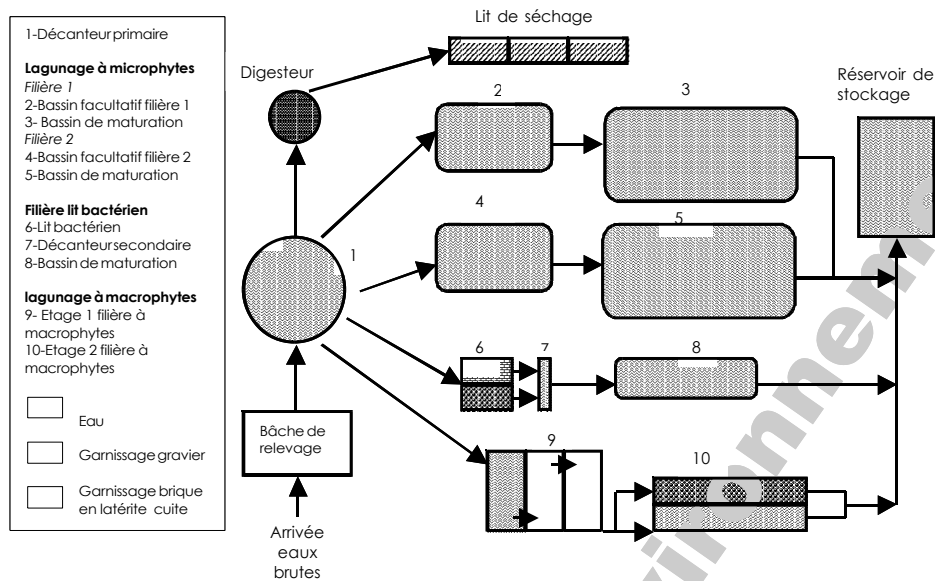


Figure 3.1 : Schéma descriptif des filières d'épuration de la station de l'EIER

3.1.3. FILIÈRES DE LAGUNAGE À LAITUES D'EAU (*Pistia stratiotes*)

La filière de lagunage à laitue d'eau a été construite en 1998 pour étudier les performances épuratoires de la laitue d'eau (Figure 3.2 et Figure 3.3) sous climat sahélien. Elle est alimentée par les effluents du décanteur primaire et comprend 5 bassins (B1, B2, B3, B4a, B4b), disposés en deux stades de traitement, comme indiqué (Figure 3.3 et Tableau 3.2). Le premier stade se compose de trois bassins rectangulaires identiques en série (profondeur 0.70 m, surface 24 m², volume 17 m³). Les effluents de ces trois premiers bassins alimentent le deuxième niveau de traitement, composé de deux bassins rectangulaires en parallèle (Figure 3.4) de dimension identique (profondeur 0.70 m, surface 13 m², volume 9 m³). La photo des bassins d'expérimentation est présentée à la Figure 3.4. Le coulement entre les différents bassins est gravitaire. Les bassins sont construits en béton avec un enduit spécifique pour garantir l'étanchéité. En fonction des besoins de l'expérience, la configuration des bassins peut changer : le premier ou le troisième bassin peuvent être couverts ou non de laitues d'eau. De même, après les essais de filtration sur gravier ($d = 5$ mm, porosité = 47 %) dans le bassin B4b, ce dernier a été transformé en bassin à laitues d'eau.

Tableau 3.2 : Caractéristiques des bassins de lagunage à macrophytes de l'EIER

1 bassin	Stade de traitement 1	Stade de traitement 2
	B1, B2 et B3	B4a et B4b
Profondeur (m)	0.7	0.7
Longueur (m)	8	10
Largueur (m)	3	1.3
Surface (m ²)	24	13
Volume (m ³)	17	9



Figure 3.2 : Photo d'une laitue d'eau (*Pistia stratiotes*) extraite d'un bassin d'épuration

Une sonde à ultrason (Figure 3.6) munie d'une sonde de température est installée sur un déversoir en V (angle 22.5°) à l'entrée de cette filière pour la mesure des débits. La sonde est reliée à un boîtier d'enregistrement de type OMC III, Milltronics PL-505-1, Suisse qui convertit les hauteurs d'eau enregistrées en débit.

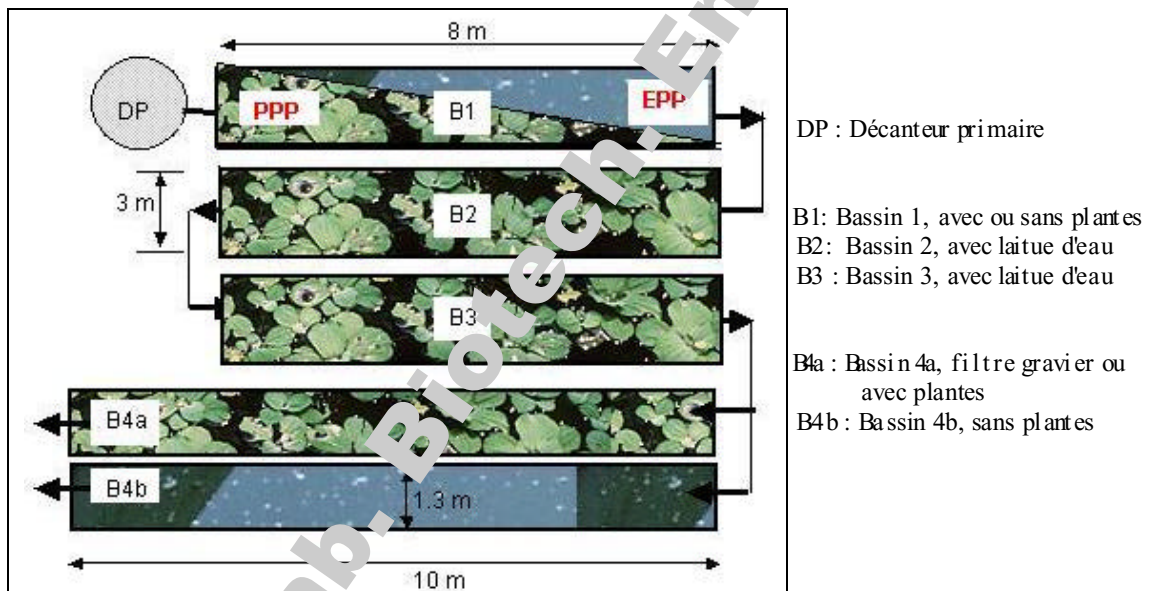


Figure 3.3 : Schéma descriptif de la filière à laitues d'eau de la station de l'EIER



Figure 3.4: Bassins du niveau 2 alimentés en parallèle; dans cette configuration bassin à laitues d'eau (à gauche) et filtre horizontal à gravier (à droite)

3.1.3.1. Aménagements hydrauliques

Les bassins d'expérimentation ont des formes rectangulaires avec des dispositifs d'alimentation et de soutirage placés en surface et en diagonale. Des essais de traçage au lithium (Chapitre 4) ont révélé la présence de court-circuits importants et de zones mortes. Pour améliorer le profil hydraulique, chaque bassin a été muni de gouttières et de cloisons verticales amovibles.

Les gouttières sont des demi-tuyaux de PVC (ϕ 100 mm), d'une longueur de 2.9 m avec des ouvertures permettant la distribution latérale des eaux à l'entrée des bassins. Celles placées à la sortie des bassins sont percées dans le fond de plusieurs trous de 1 cm de diamètre, espacés de 30 cm, pour qu'elles soient partiellement submergées. Trois cloisons verticales, en tôle galvanique amovibles, ont été également disposées en travers de l'écoulement dans les bassins (Figure 3.8 et Figure 3.9) pour forcer le brassage de la masse d'eau. À l'entrée et à la sortie des bassins, des cloisons de 80 cm sont disposées à un mètre des gouttières. Elles sont surélevées de 20 cm par rapport au radier pour permettre le passage de la masse d'eau. La cloison du milieu, d'une hauteur de 50 cm, repose sur le fond du bassin, permettant ainsi le passage de la masse d'eau sur les 20 cm supérieurs.



Figure 3.5: Vue générale des bassins à laitues d'eau de l'EIER

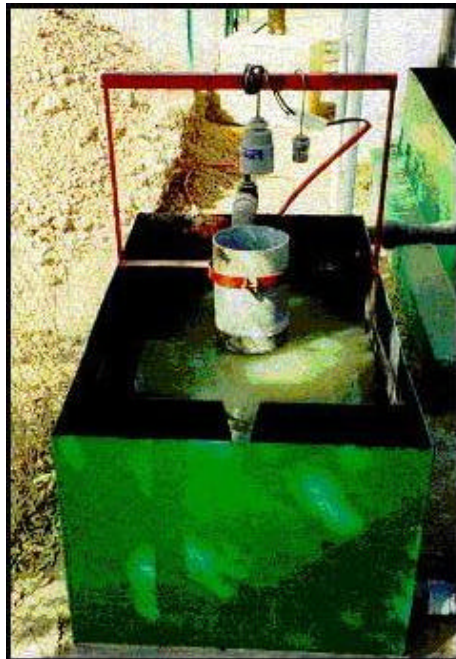


Figure 3.6 : Photo du débitmètre OCM III

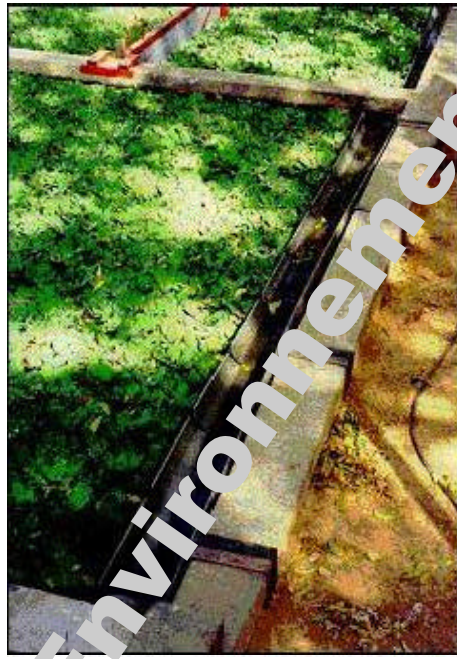


Figure 3.7 : Gouttière de répartition à l'entrée du bassin



Figure 3.8 : Cloison verticale disposée à 1 m de l'entrée ou de la sortie des bassins

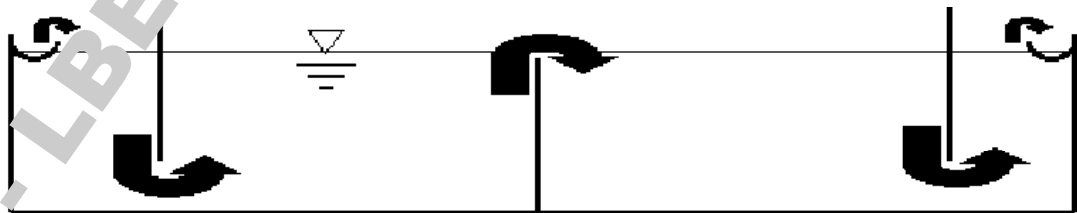


Figure 3.9 : Coupe verticale d'un bassin à laitues d'eau avec trois cloisons

3.2 GÉNÉRALITÉS SUR PISTIA STRATIOTES (L.)

3.2.1. CLASSIFICATION BOTANIQUE

Embranchement	: Phanérogames
Sous-embranchement	: Angiospermes
Classe	: Monocotylédones
Sous-Classe	: Arecidae
Ordre	: Arales
Famille	: Araceae
Genre	: Pistia
Espèce	: Pistia stratiotes L.

3.2.2. DESCRIPTION

Pistia stratiotes est une herbe en rosette, flottant librement à la surface de l'eau, d'origine tropicale et assez semblable à la laitue comestible, d'où l'appellation commune de "laitue d'eau". Son développement est optimal à des températures supérieures à 18 °C [Gopal, 1987]. *Pistia stratiotes* est un genre monotypique. Cette espèce est constituée de plusieurs variétés distinctes par leur taille ou par la forme de leurs feuilles. Ces différences sont dues en grande partie aux conditions écologiques [Mayo, 1985; Gopal, 1987; Cook, 1996; Kostman *et al.*, 2001]. La tige est un court pédoncule autour duquel les feuilles naissent en forme de rosette. Les feuilles sont épaisses et spongieuses. Les dimensions peuvent atteindre 15 cm de long et 8 cm de large en milieu naturel.

Les données biométriques de la plante varient énormément avec la richesse en nutriments dans l'eau dans laquelle elle se développe. Dans le parc national du Djoudj, au Sénégal, des chercheurs ont mesuré des tailles de *Pistia stratiotes* pouvant atteindre 45 cm de diamètre [den Hollander *et al.*, 1999]. En milieu riche en nutriment ou pollué, les racines sont courtes et elles s'allongent ensuite au fur et à mesure que le niveau d'épuration s'améliore. Dans les bassins d'épuration, certains auteurs estiment que l'épuration secondaire est optimale lorsque la longueur des racines est sensiblement égale au diamètre de la plante [Agendia, 1987; Iketuonye, 1987].

Cette plante vit dans les eaux calmes, permanentes ou non. La profondeur des plans d'eau ne semble pas affecter son développement. Elle se reproduit très rapidement dans les milieux eutrophés et peut entraver les usages premiers de ces plans d'eau.

3.2.3. REPRODUCTION ET PROPAGATION

La reproduction de *Pistia stratiotes* peut être sexuée ou asexuée. La forme courante et la plus rudimentaire de reproduction est la voie asexuée. La plante se reproduit par multiplication végétative (stolonification). Une plante mère émet des tiges rampantes, appelées stolons (1 à 8) à l'extrémité desquels se développe un nouveau pied. La plante secondaire formée produit elle-même deux (2) stolons au maximum avec à chaque extrémité une plante tertiaire. Les

stolons se désagrègent par la suite et libèrent les plantes qui flottent librement sur l'eau et occupent les espaces disponibles.

En mode sexué, on assiste à une germination qui libère des graines dans le milieu aquatique. Ces dernières peuvent être emportées par le courant et germer lorsque les conditions le permettent [Mühberg ; Dray and Center, 1989]. Cependant, plusieurs auteurs remarquent que la reproduction par germination intervient lorsque l'espace est limité ou dans des conditions climatiques sévères (stress hydrique, salinité élevée) [Hall and Okali, 1974; Dray and Center, 1989; Harley, 1990; Khedr and Serag, 1998]. De nombreux auteurs ont étudié les facteurs environnementaux qui influencent la germination des graines de *Pistia stratiotes* en Australie, en Egypte en Mauritanie et aux Etats-Unis [Harley, 1990; Khedr and Serag, 1998; den Hollander *et al.*, 1999]. Les expériences réalisées dans différentes eaux naturelles ou synthétiques ont montré que les principaux facteurs qui peuvent bloquer la germination des plantes sont : l'obscurité, la salinité, les faibles concentrations en oxygène dissous et les fortes concentrations en CO₂ dissous dans le milieu. Ces résultats montrent donc que, dans un bassin d'épuration couvert de laitues d'eau, les graines sédimentées dans le fond auront moins de chances de se développer [Hall and Okali, 1974]. De plus, si les récoltes sont régulières, la multiplication par stolonification sera favorisée.

3.2.4. USAGES DOMESTIQUES ET THÉRAPEUTIQUES

Dans le domaine pastoral, *Pistia stratiotes* a été testée dans l'alimentation des bovins, des porcins et de la volaille en Malaisie et au Sénégal [Purseglowe, 1988; Morel, 1996; Gonzaga and Monteiro, 2000], mais les résultats de ces expériences méritent encore d'être approfondies. Au Burkina Faso, la plante est utilisée dans des bassins de pisciculture pour éviter le réchauffement de la masse d'eau [Nacoulma, 1996].

Dans la médecine traditionnelle, [Kokwaro, 1976] signalait déjà l'utilisation de *Pistia stratiotes* en Afrique de l'Est dans le traitement de la démence. Plusieurs auteurs rapportent que la cendre de la plante est un remède efficace contre la tachycardie et la toux, et qu'elle a également des propriétés antidiysentérique et hypotensives [Watt and Breyer-Brandwijk, 1962; Kokwaro, 1976; Colares *et al.*, 1997].

Les récents travaux ont mis en évidence quelques propriétés chimiques, biochimiques, médicales et pharmaceutiques de *Pistia stratiotes* qui laissent présager des possibilités de valorisation industrielle. Il est aussi reconnu que cette plante a de grandes propriétés de fixation du calcium dissous contenu dans l'eau. Le calcium intervient dans la biosynthèse de l'acide oxalique et de l'oxalate de calcium rencontrés en concentration importante dans les tissus de la plante [Dewanji and Matai, 1996; Achol *et al.*, 1997; Colares Marta *et al.*, 1997; Colares *et al.*, 1997; Keates *et al.*, 2000; Kostman and Franceschi, 2000; Kostman *et al.*, 2001].

3.3 . RÉFÉRENCES

- Achola, K. J., Indalo, A. A. and Munenge, R. W. (1997). "Pharmacologic activities of Pistia stratiotes." *International Journal of Pharmacognosy*. Dec**35**(5): 329-333.
- Agendia, P. L. (1987). *Bioaccumulation of mineral nutrients by some typical aquatic macrophytes :application in the purification of Byem-Assi domestic sewage* Doctorat de spécialité / University of Yaoundé; Yaoundé. 161 p.
- Colares Marta, N., Delucchi, G., Novoa Maria, C. and Vizcaino Claudia, E. (1997). "Anatomy and ethnobotany of medicinal species of monocotyledons from pampean steppe: Alismataceae, Araceae and Arecaceae." *Acta Farmaceutica Bonaerense*. July Sept **16**(3): 137-143.
- Colares, M. N., Delucchi, G., Novoa, M. C. and Vizcaino, C. E. (1997). "Anatomy and ethnobotany of medicinal species of monocotyledons from pampean steppe: Alismataceae, Araceae and Arecaceae." *Acta Farmaceutica Bonaerense*. July Sept **16**(3): 137-143.
- Cook, C. D. K. (1996). *Aquatic plant book* Amsterdam [etc.], SPB Academic Publishing. 228 p.
- den Hollander, N. G., Schenk, I. W., Diouf, S., Kropff, M. J. and Pieterse, A. H. (1999). "Survival strategy of Pistia stratiotes L. in the Djoudj National Park in Senegal." *Hydrobiologia*(415): 21-27.
- Dewanji, A. and Matai, S. (1996). "Nutritional evaluation of leaf protein extracted from three aquatic plants." *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, **44**(8): 2162-2166.
- Dray, F. A. and Center, T. D. (1989). "Seed Production by Pistia-Stratiotes L (Water Lettuce) in the United-States." *Aquatic Botany***33**(1-2): 155-160.
- Gonzaga, H. S. G. and Monteiro, C. A. F. (2000). "Composicao quimica de quatro especies de macrofitas aquaticas e possibilidades de uso de suas biomassas. [Chemical composition of four aquatic macrophyte species and use potential of your biomass]." *Naturalia Rio Claro*. [print]**25**: 111-125.
- Gopal, B. (1987). *Water hyacinth* Amsterdam [etc.], Elsevier. 471 p.
- Guène, O. and Touré, C. S. (1991). "Fonctionnement du lagunage naturel au Sahel." *La Tribune de l'eau***44**(552): 31-42.
- Hall, J. B. and Okali, D. U. (1974). "Phenology and Productivity of Pistia-Stratiotes L on Volta Lake, Ghana." *J. Appl. Ecol.* **11**(2): 709-725.
- Harley, K. L. S. (1990). "Production of viable seeds by water lettuce, Pistia stratiotes L., in Australia." *Aquatic Botany***36**(3): 277-280.
- Iketuonye, M. M. (1987). *A contribution to the study of aquatic macrophytes in Cameroon. Their biology, ecology, and phytosociology in natural ecosystems and in phytodepurational systems* PhD thesis / University of Yaoundé; Yaoundé. 161 p.
- Keates, S. E., Tarlyn, N. M., Loewus, F. A. and Franceschi, V. R. (2000). "L-ascorbic acid and L-galactose are sources for oxalic acid and calcium oxalate in Pistia stratiotes." *Phytochemistry Oxford***53**(4): 433-440.

- Khedr, A. H. A. and Serag, M. S. (1998). "Environmental Influences on the Distribution and Abundance of Water lettuce (*Pistia stratiotes L*) in Egypt." *Limnologica* **28**(4): 387-393.
- Kokwaro, J. O. (1976). *Médicinal plants of East Africa and African littérature*. Kampala, B. Kampala: 230-231.
- Kostman, T. A. and Franceschi, V. R. (2000). "Cell and calcium oxalate crystal growth is coordinated to achieve high-capacity calcium regulation in plants." *Protoplasma* . [print] **2000**214(3-4): 166-179.
- Kostman, T. A., Tarlyn, N. M., Loewus, F. A. and Franceschi, V. R. (2001). "Biosynthesis of L-ascorbic acid and conversion of carbons 1 and 2 of L-ascorbic acid to oxalic acid occurs within individual calcium oxalate crystal idioblasts." *Plant Physiology Rockville* **125**(2): 634-640.
- Mayo, S. J. (1985). *Flora of tropical East Africa : Araceae* Rotterdam, East Africa Governments. 607 p.
- Morel, M. (1996). *L'utilité des végétaux aquatiques pour le traitement des eaux usées sous climat tropical* Thèse de Doctorat / Ecole Nationale d'Agronomie et des Industries Alimentaires. 139 p.
- Mühberg, H. *The complete guide to water plants*
- Nacoulma, O. O. G. (1996). *Plantes médicinales et Pratiques médicinales traditionnelles au Burkina Faso : cas du plateau central* Doctorat es Sciences Naturelles / Université de Ouagadougou; Ouagadougou.
- Purseglove, J. W. (1988). *Tropical e crops. Monocotyledons* Lougman Scientific & technical. 60-61.
- Watt, J. M. and Breyer-Brandwijk, M. G. (1962). *The medecinal and poisonous plants of Southern and Eastern Africa* Edinbur gh and London, E. & S. Livingstone LTD.

CHAPITRE 4.

HYDRODYNAMIQUE ET MODÈLE D'ÉCOULEMENT

4.1. INTRODUCTION

Les performances épuratoires de bassins d'épuration peuvent être différentes, même s'ils fonctionnent dans des conditions climatiques et des charges similaires [Finney and Middlebrooks, 1980; Nameche and Vassel, 1998; Konét *et al.*, 2002a]. Dans bien des cas, ces déficiences peuvent être attribuées au mauvais profil hydraulique des bassins, mal pris en compte lors du dimensionnement des ouvrages. Les performances épuratoires sont aussi bien influencées par les facteurs biogéochimiques que par l'hydraulique et les conditions climatiques. En effet, le temps de séjour hydraulique, les courts-circuits hydrauliques, la stratification thermique et les zones mortes sont les principaux paramètres qui contrôlent la répartition de l'eau dans la totalité du volume des bassins, et le temps de contact entre la microflore (bactéries, protozoaires, micro-invertébrés) et la pollution à dégrader. De ce fait, l'hydrodynamique a donc une influence directe sur les performances épuratoires des bassins [Burton *et al.*, 1991; Kadlec and Knight, 1996; IWA, 2000].

Les conditions climatiques jouent également un rôle important sur l'hydraulique des bassins. Un bon dimensionnement prend en compte, pour tout bassin, les pertes d'eau par évaporation, et lorsque des plantes sont utilisées, l'évapotranspiration de celles-ci. Le choix des plantes prend en compte les capacités d'évapotranspiration pour économiser les eaux traitées.

Après une description du contexte hydrologique au Burkina Faso, l'influence de *Depistia stratiotes* sur l'évapotranspiration et la démarche d'optimisation du régime d'écoulement dans les bassins d'expérimentation sont présentées.

4.2. EVAPOTRANSPIRATION EN PRÉSENCE DE *DEPISTIA STRATIOTES*

4.2.1. CONTEXTE HYDROLOGIQUE

Le Burkina Faso est situé dans la zone soudanienne (entre 9°20 et 15°54 de latitude nord, 2°20 de longitude ouest) et bénéficie d'un climat tropical à deux saisons : une saison sèche d'octobre à juin et une saison pluvieuse de juillet à octobre. Une saison de transition de novembre à février est caractérisée par de faibles taux d'humidité et par l'harmattan, un vent sec et frais. C'est aussi la période qui enregistre les plus basses températures de l'année (15 – 17 °C). L'évapotranspiration potentielle varie de 4 à 8 mm/j et la durée moyenne d'ensoleillement est comprise entre 7 et 10 heures/j [FAO, 2000].

La saison des pluies est plus courte dans le Nord que dans le Sud. Elle débute fin avril au sud du pays, et met dix à douze semaines pour atteindre le Nord. La pluviosité annuelle moyenne, de l'ordre de 1 400 mm dans l'extrême sud-ouest, ne dépasse pas 500 mm dans l'extrême Nord. Les mois les plus arrosés sont juillet et août. Les précipitations ne sont pas constantes d'une année à l'autre, et les pluies sont brèves et denses.

Le Burkina Faso est caractérisé par trois zones climatiques qui sont :

- la zone sud-soudanienne
- la zone nord-soudanienne
- la zone sahélienne.

Zone Sud-soudanienne

La zone Sud-soudanienne est la plus arrosée du pays, car la plus proche du Golfe de Guinée et possédant le relief le plus élevé. La saison des pluies dure cinq à six mois (avril à octobre), les précipitations sont comprises entre 1 000 et 1 400 mm/an. Les pluies connaissent leur maximum en août, suivies d'une rapide diminution. L'humidité de l'air est variable : 50% en moyenne, avec des pointes de 80% en octobre et des minima de 20% en janvier-février (saison sèche). Les écarts des températures diurnes sont élevés pendant la saison sèche : 14°C en janvier, pour n'être que de 7°C en août, au plus fort de la saison des pluies.

Zone Nord-soudanienne

La zone Nord-soudanienne est comprise entre les isohyètes 650 et 1 000 mm/an. La saison des pluies ne dure que trois à quatre mois (juin-septembre). Les précipitations connaissent une période de stabilisation en juillet, juste avant un maximum en août. Le nombre de jours de pluie est compris entre 50 et 100 j/an. L'humidité moyenne de l'air n'est que de 40% à Ouagadougou. Les températures sont plus élevées que dans la zone sud-soudanienne et les écarts diurnes sont aussi plus importants : 18°C en janvier. Les moyennes mensuelles sont données dans le Tableau 4.1 et la Figure 4.1.

Zone sahélienne

La zone sahélienne est située au nord de l'isohyète 650 mm/an où la saison des pluies n'est que de 2 à 3 mois (juillet-septembre). L'humidité relative moyenne y est inférieure à 40%, et les écarts de température sont importants : les minima moyens descendent jusqu'à 13,6°C, alors que les maxima s'élèvent à 33,4°C.

Tableau 4.1: Données climatiques à Ouagadougou

<i>Mois</i>	Tmax (° C)	Tmin (° C)	Ensoleillement (h/j)	Humidité (%)	ETP ¹ (mm/j)	Pluie (mm/mois)	Vent (km/j)	Radiation (MJ/m ² /j)
<i>Janvier</i>	33.5	15.8	9.2	28	5.6	0	164	20.1
<i>Février</i>	36.6	19.2	9.1	25	6.5	2	181	21.5
<i>Mars</i>	38.5	23.5	8.8	26	7.6	4	207	22.7
<i>Avril</i>	38.5	26	7.9	38	7.5	21	216	21.7
<i>Mai</i>	37.2	25.5	8.7	54	7.2	80	242	22.6
<i>Juin</i>	34.1	23.6	8.4	67	6	118	225	21.8
<i>Juillet</i>	32	22.3	7.6	76	5.1	188	225	20.7
<i>Août</i>	30.6	21.7	6.8	82	4.5	255	207	19.8
<i>Septembre</i>	31.7	21.7	7.2	80	4.6	154	173	20.3
<i>Octobre</i>	35.2	22.5	9	63	5.5	39	164	21.8
<i>Novembre</i>	35.7	19.8	9.5	42	5.8	1	164	20.8
<i>Décembre</i>	34	17.1	9.1	33	5.9	0	190	19.5

D'après [FAO, 2000]

¹ ETP : évapotranspiration potentielle

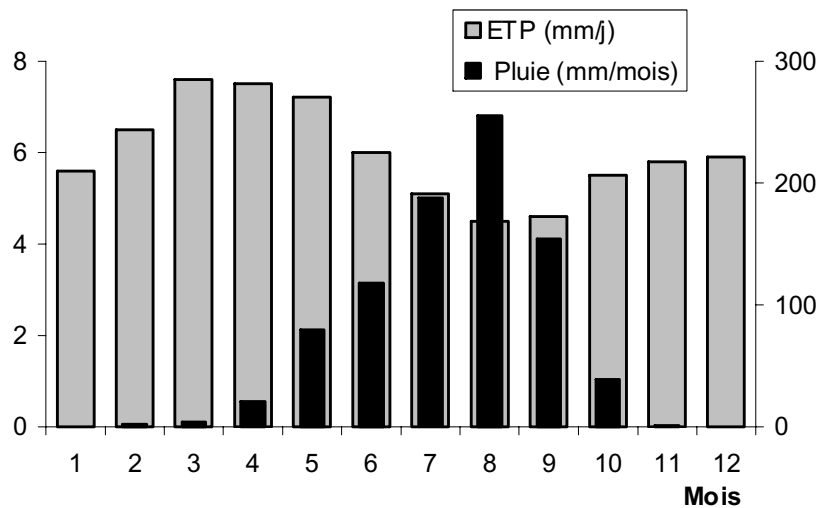


Figure 4.1: Pluviométrie et évapotranspiration potentielle à Ouagadougou

4.2.2. MÉTHODES

L'évapotranspiration est un des paramètres clés qui déterminent le choix des espèces végétales dans les bassins d'épuration lorsque la réutilisation des eaux est envisagée. Le but de cette mesure est d'estimer la quantité d'eau évaporée par un plan d'eau couvert de *Eristia stratiotes* dans nos conditions expérimentales. Les essais ont été réalisés en 2001, en l'absence de toute pluie : en février (saison sèche et fraîche), avril-mai (saison chaude), et novembre (saison fraîche). Cette étude s'est déroulée dans une série de 6 bacs étanches (2 sans plante et 4 entièrement couverts de laitues d'eau), enterrés dans le sol et ayant tous les mêmes dimensions (longueur, 1.5 m; largeur 0.5 m, profondeur 0.4 m). Les bacs ont été remplis d'eaux usées avec des charges organiques et nutritives différentes pour les 4 bassins à *Eristia stratiotes*. La durée des essais varie de 2 à 3 semaines. La hauteur d'eau dans les bassins est mesurée quotidiennement, à la même heure, à l'aide d'une règle graduée (d'une précision de 0.5 mm, fixée sur la paroi interne du bac (au milieu, en longueur). La différence de hauteur d'eau entre deux mesures est ensuite rapportée à la surface du bassin et exprimée en mm/j.

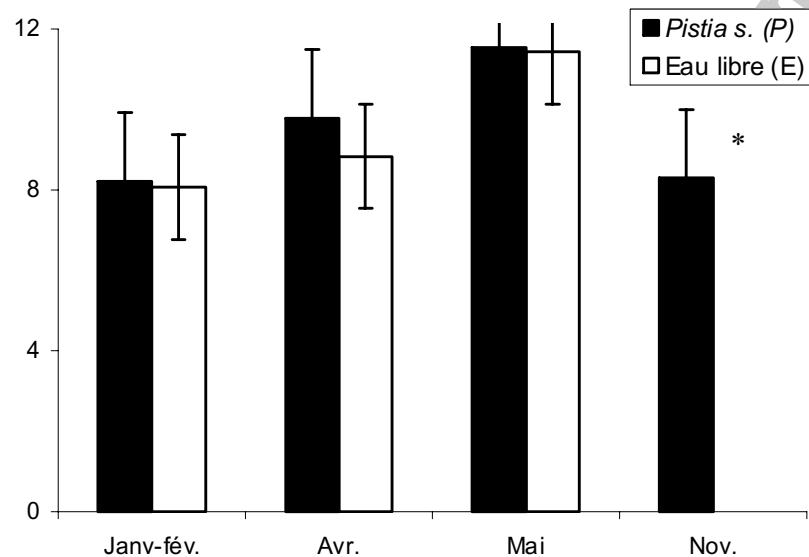
4.2.3. RÉSULTATS ET DISCUSSIONS

L'évapotranspiration moyenne journalière est calculée pour l'ensemble des bassins à laitues d'eau. Ce calcul intègre les éventuelles disparités qui peuvent exister entre les bassins. En effet, des expériences menées au Nigeria montrent que la quantité d'eau transpirée par *Eristia stratiotes* est inversement proportionnelle à la taille de la plante [Sharma, 1991].

Les résultats présentés à la Figure 4.2 montrent que, dans nos conditions expérimentales, les bassins à laitues d'eau évaporent autant d'eau que les bassins à surface d'eau libre. Les plus faibles valeurs sont obtenues entre novembre et février, et elles sont identiques pour les deux systèmes (8.2 ± 1.3 mm/j). Pendant les mois les plus chauds (avril et mai), elles sont de 9.8 ± 2.3 à 11.5 ± 2.5 mm/j pour les bassins à laitues d'eau. Dans le bassin sans plante, les valeurs sont de 8.8 ± 1.3 et 11.4 ± 1.4 mm/j pour la même période. Ces résultats montrent que, pour la même période, la perte d'eau supplémentaire due à la présence de *Eristia stratiotes* dans les

bassins est inférieure à 10 % pendant les mois les plus chauds (avril et mai). Aucune différence significative n'est observée entre novembre et février.

En général, ces valeurs diffèrent de celles rapportées dans le Tableau 4.1 d'environ 2.5 à 3 mm/j. Cet écart peut s'expliquer par le fait que la faible profondeur (40 cm) des bassins peut favoriser un échauffement rapide de la masse d'eau et donc une évaporation plus importante.



*Données d'évapotranspiration manquantes en novembre

Figure 4.2 : Evapotranspiration de *Pistia stratiotes* en saison sèche à Ouagadougou en 2001

Les valeurs d'évapotranspiration mesurées au Sénégal [Morel, 1996; Niang *al.*, 1996], un autre pays sahélien, sont dans le même ordre de grandeur que celles observées dans cette étude. Dans ces essais, la perte d'eau due à la présence de *Pistia stratiotes* dans les bassins est également inférieure à 10%. Au Nigeria, des mesures sur un lac de barrage couvert de laitue d'eau ont montré également des valeurs d'évapotranspiration identiques à celles de cette expérience (comprises entre 6.9 ± 2.9 et 10.8 ± 5.5), pour des températures de 28-33 °C et une humidité relative variant entre 60 et 80.5% [Sharma, 1984]. D'autres travaux soulignent que de nombreuses erreurs méthodologiques ont souvent conduit à une surestimation de l'évapotranspiration potentielle des plantes aquatiques. Ils démontrent également que la perte d'eau par les plantes à forte teneur en eau telle que *Pistia stratiotes* ne devrait pas excéder celle d'un plan d'eau libre, puisque l'évapotranspiration est une fonction de la chaleur latente de vaporisation qui dépend également des transferts d'énergie et des conditions climatiques [Reed *et al.*, 1995; Allen *et al.*, 1997].

En conclusion, l'emploi de la laitue d'eau dans les bassins d'épuration dans les pays sahéliens n'affecte pas de façon significative la disponibilité des eaux traitées, en comparaison avec un bassin non planté.

4.3. RÉGIME D'ÉCOULEMENT AVEC ET SANS CLOISONS AMOVIBLES

4.3.1. MODÈLE DE DISPERSION

Le régime de l'écoulement dans les bassins d'épuration alimentés en continu dépend du niveau de mélange interne des eaux. En théorie, il existe deux situations idéales d'écoulement qui sont : l'écoulement piston et le mélange homogène (complet). Le premier cas suppose que les particules contenues dans le flux d'eau entrant quittent le bassin avec l'ordre dans lequel elles y sont entrées. Ce modèle ne prend pas en compte les phénomènes de sédimentation, de transport, de mélange ou de dispersion. Dans le modèle d'écoulement à mélange homogène, on suppose que les particules entrant dans le bassin sont dispersées de façon minutieuse et instantanée dans la totalité du réacteur, ce qui suppose une homogénéisation parfaite. En conséquence, la concentration de l'effluent est supposée être égale à celle du réacteur.

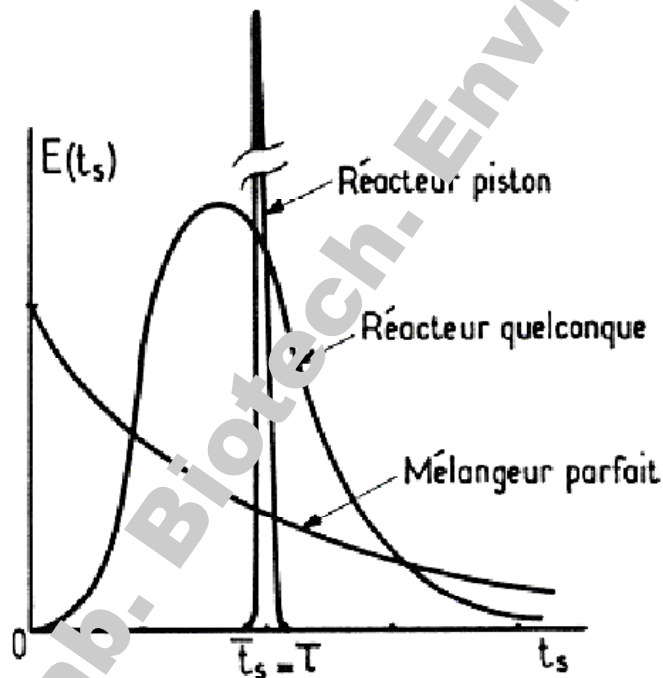


Figure 4.3 : Distribution des temps de séjour
d'après [Villiermaux, 1993]

Dans la réalité, les situations observées se situent entre ces deux extrêmes. Le modèle couramment utilisé en Génie Sanitaire pour la modélisation de l'écoulement dans les bassins d'épuration est le modèle d'écoulement de type piston dispersif qui est une juxtaposition d'un écoulement piston et d'une dispersion longitudinale ou axiale [Levenspiel, 1972; Arceivala, 1981a; Polprasert and Bhattarai, 1985; Nameche and Vassel, 1998; Esen and Al-Shayji, 1999; Persson *et al.*, 1999]. Ce modèle semble être plus réaliste que ceux cités précédemment (écoulement piston et mélange homogène) et offre des possibilités d'utilisation du nombre de Peclet (qui caractérise le régime d'écoulement dans un réacteur) dans le dimensionnement des ouvrages d'épuration, en dehors du cadre de l'hydrodynamique des bassins. Le modèle piston

dispersif se base sur une équation de diffusion-transport décrite par la loi de Fick au moyen de l'équation différentielle suivante :

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} - D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} = 0 \quad (\text{Eq. 4.1})$$

La résolution de cette équation pour des réactions de premier ordre s'exprime comme suit [Wehner and Wilhelm, 1956] :

$$\frac{C}{C_0} = \frac{4ae^{\frac{1}{2d}}}{(1+a)^2 e^{\frac{a}{2d}} - (1-a)^2 e^{-\frac{a}{2d}}} \quad (\text{Eq. 4.2})$$

avec

$$d = \frac{1}{\text{Pe}} = \frac{D}{u \times L} \quad (\text{Eq. 4.3})$$

$$a = \sqrt{1 + 4 \times k_T \times t \times d} \quad (\text{Eq. 4.4})$$

D :	<i>dispersion axiale [mm²/j]</i>
U :	<i>vitesse, la vitesse moyenne longitudinale [m/s]</i>
X :	<i>distance par rapport à l'entrée du bassin</i>
Pe :	<i>nombre de Peclet [sans dimension]</i>
d :	<i>indice de dispersion [sans dimension]</i>
L :	<i>la longueur du bassin</i>
t :	<i>temps [j]</i>
k_T :	<i>constante cinétique [j⁻¹]</i>
C_0 et C :	<i>concentration initiale et concentration à l'instant t [mg/l]</i>

Lorsque l'indice de dispersion (d) s'annule ou tend vers l'infini dans l'équation (Eq. 4.2), on retrouve respectivement les équations simplifiées, couramment utilisées pour le modèle d'écoulement piston et le modèle de la cuve parfaitement mélangée.

Les paramètres caractéristiques de l'écoulement sont obtenus avec des essais de traçage dont la mise en œuvre s'avère parfois très lourde. De plus, le traçage pose comme principe de base la conservation du débit, condition difficile à réaliser dans la pratique. En effet, outre les risques d'infiltration que rencontrent un grand nombre de bassins de lagunage, les pertes d'eau par évaporation ou évapotranspiration contribuent à une perte inévitable du débit d'alimentation. Le vent et la disposition des ouvrages d'entrée et de sortie ont également une influence sur l'hydrodynamique des bassins [Mangelson and Watters, 1972; Racaut *et al.*, 1984; Moreno, 1990]. Néanmoins, le traçage hydraulique avec des traceurs inertes reste encore un des moyens les plus utilisés. L'évolution des techniques informatiques permet d'envisager de plus en plus l'utilisation de la programmation informatique pour la modélisation hydrodynamique des bassins [Shilton, 2000].

La Figure 4.3 montre quelques exemples de courbe de distribution des temps de séjour. Chaque courbe est caractérisée par un indice de dispersion précis, qui peut varier de zéro à l'infini. En pratique, il reste toutefois inférieur à 4 [Arceivala, 1981b]. Cet auteur estime que l'écoulement peut être qualifié de piston si $d < 0.2$ et complètement mélangé lorsque $d > 3$. La synthèse des données effectuées pour plusieurs bassins d'épuration à macrophytes dont

l'écoulement d'eau se fait en surface montre que les valeurs de l'indice de dispersion varient entre 0.07 et 0.33 [Kadlec and Knight, 1996].

L'expression de l'équation (Eq. 4.3) montre que le coefficient de dispersion (D) est intimement lié aux caractéristiques géométriques des bassins étudiés. Plusieurs modèles mathématiques ont tenté d'exprimer ce coefficient sous forme d'équations mathématiques. En général, ces modèles ne peuvent être généralisés à tous les cas pratiques, surtout quand les conditions climatiques changent énormément. Cependant, une analyse statistique a montré que le coefficient de dispersion peut être déterminé à partir de la variance réduite de la courbe de distribution des temps de séjour [Levenspiel, 1972] :

$$\sigma_{\theta}^2 = \frac{\sigma^2}{t_m^2} = 2d - 2d^2 \times (1 - e^{-1/d}) \quad (\text{Eq. 4.5})$$

L'estimation de l'indice de dispersion (d) par les méthodes empiriques est celle qui est le plus souvent rencontrée dans la littérature, car elle permet d'éviter les longs essais de traçage pour les stations en fonctionnement. Pour les stations en projet, elle permet d'optimiser le dimensionnement des bassins. Un test comparatif utilisant la technique de simulation de Monte Carlo, réalisé sur quatre de ces modèles [Polprasert *et al.*, 1983; Agunwamba *et al.*, 1992; Yanez, 1993; Von Sperling, 1999], a montré que les modèles [Yanez, 1993; Von Sperling, 1999] donnent des résultats identiques pour l'estimation de l'indice de dispersion [Von Sperling, 2002]. Un autre modèle proposé à partir de données collectées au Maroc, au Brésil, en France et en Belgique donne de meilleurs résultats que cinq autres modèles définis dans la littérature [Nameche and Vasel, 1998]. Ces différents modèles sont utilisés dans cette étude à titre comparatif.

On arrive ainsi, (en se basant sur l'équation (Eq. 4.2) avec la connaissance de l'indice de dispersion (d) et de la constante cinétique, (k) à prévoir les rendements pour des bassins en projet ou en fonctionnement. Ces modèles empiriques ne sont cependant valables que dans le contexte où ils ont été élaborés, car les conditions climatiques locales peuvent influencer les paramètres hydrologiques. C'est une des raisons pour lesquelles les bases scientifiques du dimensionnement des bassins de lagunage s'appuient sur des essais in-situ.

4.3.2. MÉTHODES

4.3.2.1. Détermination des temps de séjour par traçage au lithium

Pour déterminer le profil hydrodynamique des bassins d'expérimentation, deux essais de traçage ont été réalisés dans le bassin de tête. Le traçage au lithium consiste à injecter une quantité connue de chlorure de lithium (LiCl), reconnu comme traceur stable, à l'entrée du premier bassin et à suivre sa restitution à la sortie de celui-ci. Le lithium est dosé par spectrophotométrie de flamme (*Flame Photometer PFP7, Jenway*).

Essai 1

Le premier essai réalisé avec un débit moyen de $5.7 \pm 0.9 \text{ m}^3/\text{j}$ a pour but de tester les performances hydrodynamiques des bassins dans leur conception initiale, sans aménagement spécifique en vue d'une optimisation.

Essai 2

Le second essai est réalisé avec trois cloisons verticales amovibles et des gouttières de répartition et de collecte, installées à l'entrée et à la sortie des bassins (voir chapitre. 3). La charge hydraulique est maintenue à $2.9 \pm 0.2 \text{ m}^3/\text{j}$ sur la période d'essai de deux semaines.

Les concentrations initiales de lithium injectées dans le bassin pour chaque essai sont respectivement de 1.7 et 5 mg Li/l. Dans le premier cas, le prélèvement d'échantillons pour le dosage s'est fait toutes les 2 heures, entre 6 heures du matin et 24 h, période pendant laquelle 90 % du débit arrive à la station. Dans le second essai, les analyses de lithium sont réalisées sur des échantillons moyens journaliers de 24 litres, prélevés à raison de 1 litre par heure à l'aide d'une pompe péristaltique commandée par un programmateur ménager (Figure 4.4). La durée de prélèvement est de 15 min.



Figure 4.4 : Appareillage de prélèvement pour le traçage au lithium

4.3.2.2. Détermination du temps de séjour réel

En considérant une évaporation maximale de 10 mm/j dans nos conditions expérimentales, la quantité d'eau perdue dans le bassin de tête est de 0.240 m^3 par jour, soit 4 et 8 % des débits d'alimentation pour 5.7 et $2.9 \text{ m}^3/\text{j}$. Les bassins étant étanches, nous pouvons appliquer le principe de l'égalité des débits pour le calcul des paramètres hydrodynamiques.

Les résultats sont illustrés par la Figure 4.5 qui représente le rapport C/C_0 en fonction de $t/t_{théo}$. C_0 et C correspondent respectivement à la concentration initiale injectée dans le bassin et à celle mesurée au temps de passage t à la sortie. Le temps de séjour théorique ($t_{théo}$) est déterminé en divisant le volume du bassin par le débit moyen d'alimentation pendant la période de mesure. Grâce à cette courbe, on peut ensuite déterminer le temps de séjour moyen (t_m), le pourcentage de volume du bassin ne participant pas à l'écoulement (ou zones mortes) et le régime d'écoulement à l'aide des équations de Génie Chimique [Levenspiel, 1972; Arceivala, 1981a; Kadlec and Knight, 1996]. Les principaux paramètres hydrodynamiques, caractéristiques de l'écoulement sont présentés dans le Tableau 4.2.

Le temps de séjour moyen s'exprime comme suit:

$$t_m = \frac{\int_0^{\tau} t C dt}{\int_0^{\tau} C dt} \quad (\text{Eq. 4.6})$$

Cette équation est plus aisément utilisable sous sa forme discrétisée:

$$t_m = \frac{\sum_0^{\tau} C_e t_i \Delta t}{\sum_0^{\tau} C_e \Delta t} \quad (\text{Eq. 4.7})$$

avec τ : durée de la mesure [j]
 t_m : temps de séjour moyen [j]
 C_e : concentration de l'effluent, mesurée au temps t_i [mg/l]

Connaissant le temps de séjour réel, on calcule le pourcentage de volume mort par l'équation suivante

$$V(\%) = 100 \left(1 - \frac{t_m}{t_{\text{theo}}}\right) \quad (\text{Eq. 4.8})$$

avec t_{theo} : temps de séjour théorique [j]

A partir des mêmes données, on peut calculer la variance de la distribution des temps de séjour à l'aide de l'équation (Eq. 4.9). La variance réduite (Eq. 4.10) permet par la suite d'estimer l'indice de dispersion (d) par l'équation (Eq. 4.5) [Levenspiel, 1972].

$$\sigma^2 = \frac{\sum_0^{\tau_0} C_i t_i^2 \Delta t}{\sum_0^{\tau_0} C_i \Delta t} - t_m^2 \quad (\text{Eq. 4.9})$$

$$\sigma_r^2 = \frac{\sigma^2}{t_m^2} \quad (\text{Eq. 4.10})$$

$$\sigma_\theta^2 = 2d - 2d^2 (1 - e^{-1/d}) \quad (\text{Eq. 4.11})$$

Avec :
 σ^2 : variance de la distribution des temps de séjours
 σ_r^2 : variance réduite

4.3.3. RÉSULTATS ET DISCUSSIONS

L'étude de la configuration initiale (sans cloison et sans gouttières) a montré que les zones mortes représentaient plus de 21% du volume des bassins. Le temps de séjour réel, calculé à partir des équations (Eq. 4.6) et (Eq. 4.7), est de 2.5 jours au lieu de 3.1 jours théoriquement. L'apparition du pic à $1/10^{\text{ème}}$ du temps de séjour et l'allure de la courbe (décroissance hyperbolique) du traceur montrent que l'écoulement est plus proche de celui d'un réacteur parfaitement mélangé.

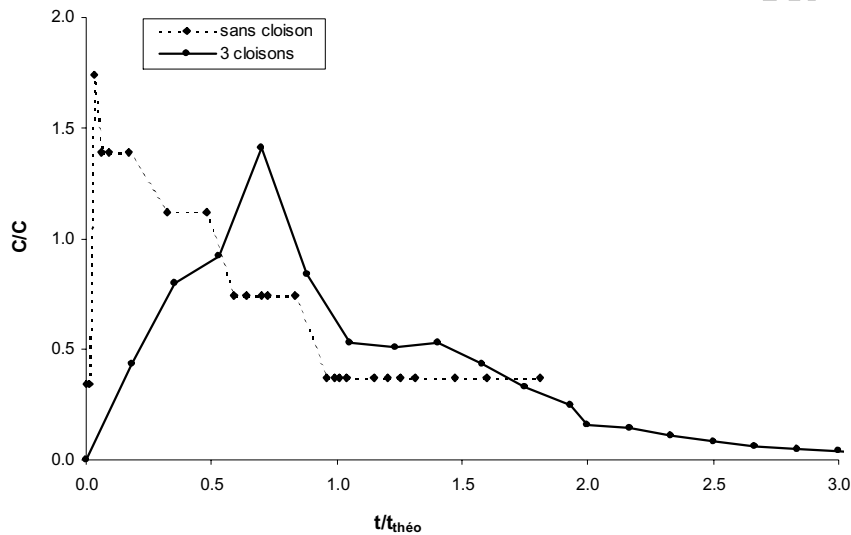


Figure 4.5 : Courbes de distribution des temps de séjour pour un bassin expérimental

C/C_0 représente le rapport entre la concentration du traceur à l'instant t et la concentration initiale; $t/t_{\text{théo}}$ représente le rapport entre le temps de passage du traceur et le temps de séjour théorique

Les résultats obtenus avec le second traçage (3 cloisons) montrent une nette différence du profil de la courbe de restitution du traceur. Le pic de restitution du traceur est obtenu cette fois au $7/10^{\text{ème}}$ du temps de séjour théorique. Le temps de séjour réel calculé est identique au temps de séjour théorique de 6 jours. La comparaison avec les différents modèles présentés à la Figure 4.3 permet d'avancer l'hypothèse que le bassin se comporte comme un réacteur proche de l'écoulement piston.

4.3.3.1. Détermination expérimentale de l'indice de dispersion et du régime d'écoulement

Les valeurs expérimentales de l'indice de dispersion, obtenues avec l'essai sans cloison et avec les trois cloisons, sont respectivement de 1.52 et 0.22 (Tableau 4.2). L'indice de dispersion $d = 0.22$ obtenu pour l'essai avec les trois cloisons est calculé après une extrapolation (décroissance exponentielle) de la courbe de distribution des temps de séjour à partir de $t/t_{\text{théo}} > 2$. Cette extrapolation n'a pas été faite pour l'essai sans cloisons, on en déduit que la valeur réelle de l'indice de dispersion pour cet essai est supérieure à la valeur 1.52 calculée à partir de la courbe de distribution des temps de séjours.

Tableau 4.2: Paramètres hydrodynamiques des bassins d'épuration

Configurations	Q (m ³ /j)	Temps de séjour théorique (jours)	Temps de séjour réel (jours)	Indice de dispersion (d)	Variance réduite
Sans aménagement	5.7 ± 0.9	3.1	2.5	1.52	0.57
3 cloisons + gouttières	2.9 ± 0.2	6.0	6.0	0.22	0.42

(d) calculé à partir des équations (Eq. 4.10) et (Eq. 4.11)

En l'absence d'aménagements spécifiques (gouttières, cloisons), la dispersion est très élevée, ce qui témoigne d'un très bon niveau de mélange. Ces résultats montrent que la dispersion est très élevée dans le bassin en l'absence d'aménagement spécifique (gouttières, cloisons),

En faisant abstraction de la présence des cloisons, nous avons appliqué des modèles empiriques couramment utilisés dans la littérature pour estimer l'indice de dispersion (Tableau 4.3). Avec les modèles de [Nameche and Vasel, 1998] et [Von Sperling, 1999] la valeur obtenue pour (d) est égale à 0.38, tandis qu'avec les modèles de [Agunwamba *et al.*, 1992] et [Yanez, 1993] les valeurs sont beaucoup plus faibles, respectivement de 0.05 et 0.08.

Tableau 4.3: Calcul de l'indice de dispersion selon quelques modèles de la littérature

Equations	Indice de dispersion (d)	Auteurs
$d = 0,102 \times \left[\frac{3 \times (1 + 2h) \times t \times v}{4 \times L \times l \times h} \right]^{-0,410} \frac{h}{L} \times \left(\frac{h}{l} \right)^{(-0,981 + 1,385 \times \frac{h}{l})}$	0.05	[Agunwamba <i>et al.</i> , 1992]
$d = \frac{\frac{L}{l}}{-0,261 + 0,254 \times \frac{L}{l} + 1,014 \times \left(\frac{L}{l} \right)^2}$	0.08	[Yanez, 1993]
$d = 0.1 \times L/l + 0.01L/h$	0.38	[Nameche and Vasel, 1998]
$d = \frac{1}{L}$	0.38	[Von Sperling, 1999]
$d = 4,027 \cdot (10)^{=2,09(t_p/t_{theo})}$ si $0.3 < t_p/t_{theo} < 0.8$ dans notre cas $t_p/t_{theo} = 0.7$	0.14	[Arceivala, 1981a], cette étude
d calculé à partir de $(\sigma_\theta^2 = 2d - 2d^2 \times (1 - e^{1/d}))$, $\sigma_\theta^2 = 0.42$	1.52	sans cloisons
	0.22	avec 3 cloisons

L : longueur du bassin [Reddy *et al.*]

- L : : largeur du bassin [Reddy et al.]
 H : : profondeur du bassin [Reddy et al.]
 V : : viscosité cinématique de l'eau [m²/j]
 d : : indice de dispersion [-]
 t_p : : temps d'apparition du pic sur la courbe de traçage
 t_{theo} : : temps de séjour théorique
 σ^2 : : variance de la distribution des temps de séjours
 σ_θ^2 : : variance réduite

En se basant sur la classification de [Arceivala, 1981a], nous constatons que ces deux derniers modèles classent notre bassin comme un réacteur à écoulement piston, sans dispersion. Ces données ne concordent pas avec celles obtenues expérimentalement par traçage. Les résultats obtenus avec les modèles de [Nameche and Vasel, 1998] et [Von Sperling, 1999], testés et validés sur plusieurs bassins et dans différents contextes climatiques, indiquent une dispersion relativement importante du traceur dans le bassin, mais qui reste inférieure à la valeur obtenue expérimentalement avec le premier essai (sans cloisons). La forte dispersion observée dans cet essai (sans cloisons) peut s'expliquer par l'importance de la charge hydraulique et de son mode d'alimentation (débit par à-coups). En effet, pendant cette expérience, l'alimentation du bassin se faisait directement sur la conduite de refoulement provenant de la station de pompage, provoquant ainsi de forts débits d'alimentation à chaque pompage. La charge hydraulique lors de cet essai (5.7 m³/j ou 238 mm/j) est largement supérieure aux valeurs usuelles rencontrées dans la littérature (<100 mm/j), avec lesquelles ces modèles ont été établis.

La valeur expérimentale de l'indice de dispersion de 0.22, obtenue après aménagement du bassin avec une charge hydraulique de 125 mm/j (2.9 m³/j), désigne le système comme un réacteur à écoulement de type piston dispersif. Ce résultat est confirmé par le modèle de [Arceivala, 1981a], qui permet de calculer cet indice à partir du temps d'apparition du pic du traceur et non sur la base de la géométrie du bassin comme les précédents modèles (Tableau 4.3). Avec ce modèle, on obtient une valeur pour l'indice de dispersion de 0.14, inférieure à celle observée dans notre essai.

En considérant que chaque réacteur piston peut être schématisé par un indice infini de compartiments parfaitement mélangés en série, on peut déterminer, dans un cas pratique, le nombre de compartiments par l'équation (Eq. 4.12) [Levenspiel, 1972; Kadlec and Knight, 1996], où J représente le nombre de compartiments.

$$\sigma_\theta^2 = \frac{1}{J} \quad (\text{Eq. 4.12})$$

avec σ_θ^2 : variance réduite

La valeur de $J = 1$ correspond à un réacteur à mélange homogène, et $J = \infty$ correspond au réacteur piston. Ce nombre varie généralement entre 2 et 5 pour les systèmes d'épuration à macrophytes avec écoulement en surface libre [Kadlec and Knight, 1996]. Pour les écoulements de type piston, ces auteurs ont montré, en se basant sur les données recueillies dans plusieurs stations d'épuration, que 3 compartiments en série sont une juste représentation de ces systèmes, quelles que soient les dimensions géométriques des bassins.

Dans cette étude, les valeurs de (J), calculées avec l'équation (Eq. 4.12), sont respectivement de 1.8 et 2.4 pour les essais sans cloison et avec les trois cloisons.

En conclusion, l'ensemble des paramètres hydrodynamiques, calculés à partir du traçage hydraulique, montre que l'écoulement est de type piston dispersif avec un indice de dispersion de 0.22. Dans le cas du système avec cloison, sachant que l'indice de dispersion est de 0.22, on peut utiliser l'équation (Eq. 4.2) sous sa forme simplifiée (Eq. 4.13):

$$C = C_0 e^{-kt} \quad (\text{Eq. 4.13})$$

Avec :

C_0 et C : concentration initiale et concentration à l'instant t [mg/l]

t : temps [j]

k : constante cinétique [j^{-1}]

Connaissant l'indice de dispersion (d) et la constante cinétique k , on peut prévoir le rendement épuratoire d'un bassin pour un temps de séjour donné à l'aide d'un abaque [Wehner and Wilhelm, 1956]. Dans notre cas par exemple, pour 6 jours, le rendement escompté est de 50 % si la constante cinétique est comprise entre 0.15 et 0.2 [j^{-1}] [Koné *et al.*, 2002b].

4.4. CONCLUSIONS

Les mesures d'évapotranspiration effectuées dans des conditions identiques avec bassin couvert de laitues d'eau et bassin à surface d'eau libre montrent que, dans les conditions climatiques du Burkina Faso, la perte d'eau supplémentaire due à la présence de *Distia stratiotes* est inférieure à 10 % de l'évaporation moyenne observée sur un bassin à surface d'eau libre.

On peut retenir de ce chapitre que le diagnostic hydrodynamique a permis d'améliorer le profil hydraulique par l'utilisation de cloisons amovibles à l'intérieur des bassins et de gouttières de répartition installées à l'entrée et à la sortie des bassins. Les différentes techniques d'analyse et de calcul de l'indice de dispersion montrent que l'écoulement dans les bassins aménagés est de type piston dispersif avec un coefficient de dispersion de 0.22, le temps de séjour réel étant de 6 jours.

Dans le bassin non aménagé, lorsque les débits sont importants, les résultats montrent que le régime d'écoulement est proche d'un réacteur complètement mélangé.

4.5. RÉFÉRENCES

- Agunwamba, J. C., Egbuniwe, N. and Ademiluyi, J. O. (1992). "Prediction of the dispersion number in waste stabilization ponds." *Water. Res.* **26**(1): 85-89.
- Allen, L. H., Sinclair, T. R. and Bennett, J. M. (1997). "Evapotranspiration of vegetation of Florida: Perpetuated misconceptions versus mechanistic processes." *Soil And Crop Science Society Of Florida Proceedings* **56**: 1-10.
- Arceivala, S. J. (1981a). *Wastewater treatment and disposal engineering and ecology in pollution control* New York Basel, Dekker. VIII, 892 p.
- Arceivala, S. J. (1981b). *Wastewater treatment and disposal engineering and ecology in pollution control* New York Basel, Dekker. VIII, 892.
- Burton, F. L., Tchobanoglous, G. and Metcalf & Eddy (Boston) (1991). *Wastewater engineering treatment, disposal, and reuse* New York [etc.], McGraw-Hill. XVI, 1334 p.
- Esen, II and Al-Shayji, Y. (1999). "Estimation of dispersion number in waste stabilization ponds." *Water Science and Technology* **40**(7): 41-46.
- FAO (10 march 2000). *A Climatic Database for CROPWAT*. <http://www.fao.org/ag/agl/aglw/climwat.htm> / FAO, AGL.
- Finney, B. A. and Middlebrooks, E. J. (1980). "Facultative Waste Stabilization Pond Design." *Journal Water Pollution Control Federation* **52**(1): 134-147.
- IWA (2000). *International Water Association. Constructed Wetlands for pollution control : Process, Performances, design and Operation* London, Iwa. 156 p.
- Kadlec, R. H. and Knight, R. L. (1996). *Treatment wetlands* Boca Raton, FL [etc.], Lewis Publishers. 893 p.
- Koné, D., Cissé, G., Seignez, C. and Holliger, C. (2002a). "Le lagunage à l'aide de plantes (stratiotes) à Ouagadougou : une alternative pour l'épuration des eaux usées domestiques destinées à l'irrigation." *Cahiers Agricultures* **11**: 39-43.
- Koné, D., Seignez, C. and Holliger, C. (2002b). Assessing design criteria for BOD removal under sahelian climate conditions. In: *5th International IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds, Pond Technology for the new millennium* Auckland. IWA, NZWWA. **1/2**: pp. 191-199
- Levenspiel, O. (1972). *Chemical reaction engineering* New York [etc.], Wiley. XXI, 578 p.
- Mangelson, K. A. and Watters, G. Z. (1972). "Treatment efficiency of waste stabilization ponds." *Journal of Sanitary Engineering Div* **98**(SA2): 407-425.
- Morel, M. (1996). *L'utilité des végétaux aquatiques pour le traitement des eaux usées sous climat tropical* Thèse de Doctorat / Ecole Nationale d'Agronomie et des Industries Alimentaires. 139 p.
- Moreno, A. D. (1990). "A tracer study of the hydraulics of facultative stabilization ponds." *Water Research* **24**(8): 1025-1030.
- Nameche, T. and Vassel, J. L. (1998). "Hydrodynamic studies and modelization for aerated lagoons and waste stabilization ponds." *Water Research* **32**(10): 3039-3045.

- Niang, S., Diop, B. S., Mbeguere, M. and Radoux, M. (1996). "Urban wastewater purification by natural eputation systems in Sahel countries: The experimental plant of Camberene (Dakar-Senegal)." *Vecteur Environnement* **29**(5): 31-36.
- Persson, J., Somes, N. L. G. and Wong, T. H. F. (1999). "Hydraulics efficiency of constructed wet lands and ponds." *Water Science and Technology* **40**(3): 291-300.
- Polprasert, C. and Bhattarai, K. K. (1985). "Dispersion Model for Waste Stabilization Ponds." *J. Environ. Eng.-ASCE* **111**(1): 45-59.
- Polprasert, C., Dissanayake, M. G. and Thanh, N. C. (1983). "Bacterial Die Off Kinetics in Waste Stabilization Ponds." *Journal Water Pollution Control Federation* **55**(3): 285-296.
- Racault, Y., Boutin, C. and Douat, J. (1984). "Etude du traç age du comportement hydraulique d'une lagune d'épuration : influence de la géométrie du bassin." *Revue Française des Sciences de l'Eau* **3**: 197-218.
- Reddy, K. R., Agami, M., M, D. A. E. and Tucker, J. C. (1991). "Influence of potassium supply on growth and nutrient storage by water hyacinth." *Bioresourc Technol* **37**: 79-84.
- Reed, S. C., Crites, R. W. and Middlebrooks, E. J. (1995). *Natural Systems for Waste Management and Treatment*, McGraw-Hill, Inc. 433 p.
- Sharma, B. M. (1984). "Ecophysiological Studies on Water Lettuce in a Polluted Lake." *Journal of Aquatic Plant Management* **22**(JAN): 17-21.
- Sharma, B. M. (1991). "Studies on transpiration and evapotranspiration of water lettuce (*Pistia stratiotes* L.) in south-west Nigeria." *Poljski Arhivum Hydrobiologii* **38**(3-4): 397-399.
- Shilton, A. (2000). "Potential application of computational fluid dynamics to pond design." *Water Science and Technology* **42**(10-11): 327-334.
- Villiermaux, J. (1993). *Génie de la réaction chimique conception et fonctionnement des réacteurs*. Paris [etc.], Tec & Doc. 448 p.
- Von Sperling, M. (1999). "Performance evaluation and mathematical modelling of coliform die-off in tropical and subtropical waste stabilization ponds." *Water Research* **33**(6): 1435-1448.
- Von Sperling, M. (2002). Influence of dispersion number on the estimation of coliform removal in ponds. In: *5th International IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds, Pond Technology for the new millennium* Auckland. IWA, NZWWA. **1/2**: pp. 283-289
- Wehner, J. F. and Wilhelm, R. H. (1956). "Boundary conditions of flow reactor." *Chemical Engineering Science* **6**(2): 89-93.
- Yanez, F. (1993). *Lagunas de estabilizacion. Teoria, diseño y mantenimiento*. Cuenca, Ecuador. 421 p.

CHAPITRE 5.

**MÉCANISMES ÉPURATOIRES DANS
LE LAGUNAGE À MACROPHYTES
FLOTTANTS:
REVUE BIBLIOGRAPHIQUE.**

5.1. INTRODUCTION

Les zones humides sont des zones de transition entre les systèmes terrestres et les systèmes aquatiques où la nappe phréatique est proche de, ou atteint, la surface du sol, surface qui peut être recouverte d'eau peu profonde [Roggeri, 1995].

Tous ces écosystèmes liés à l'eau se succèdent selon un gradient de hauteur de la nappe aquatique par rapport au niveau du sol. Chacun de ces compartiments peut être associé à un système extensif d'épuration des eaux usées (KADOUX; 1989). Parmi les différents écosystèmes, on distingue : les écosystèmes d'eau libre, sans végétation supérieure, les prairies flottantes à hydrophytes libres, les prairies à hydrophytes fixés et à feuilles nageantes, les prairies immergées à hydrophytes nageants ou fixés, les ceintures de végétation semi-aquatique, les marais et les marécages, les forêts humides à végétation ligneuse. On estime à plus de 80 le nombre de végétaux rencontrés dans les zones humides et pouvant intervenir dans l'épuration des eaux [Kadlec and Knight, 1996].

Les systèmes d'épuration d'eaux usées avec végétaux aquatiques flottants se sont largement développés aux Etats-Unis depuis 1960. Leur premier rôle a consisté à affiner les effluents secondaires issus des stations d'épuration à boues activées et à traiter les eaux de drainage. La recherche sur l'utilisation des végétaux aquatiques s'est surtout développée entre 1980 et 1990, en Floride, suite aux essais de la NASA (National Aeronautics and Space Administration) en 1975 [Wolverton, 1987]. Depuis, de nombreux sites de recherche et stations d'épuration ont été construits en Floride, en Thaïlande, en Inde, au Japon, et c. La rudesse du climat n'a pas été en faveur du développement de cette technique d'épuration par plantes flottantes en Europe. En Afrique cependant, où les conditions climatiques sont favorables au fonctionnement des procédés d'épuration naturels, elles sont presque restées inconnues [Koné, 1998].

Les végétaux aquatiques flottants couramment expérimentés pour l'épuration des eaux [Reddy, 1984b] sont : la jacinthe d'eau (*Eichhornia crassipes*), la laitue d'eau (*Pistia stratiotes*), les hydrocotyles (*Hydrocotyle umbellata*), les fougères d'eau (*Salvinia spp*) et les lentilles d'eau (*Lemna spp*, *azolla caroliniana*). Ces végétaux ont une croissance rapide et connaissent leur optimum écologique dans les climats chauds et tropicaux [Gopal, 1987]. La recherche sur l'utilité des plantes aquatiques pour l'épuration des eaux s'est longtemps focalisée sur la comparaison des performances épuratoires de cette nouvelle technique avec les bassins d'oxydation et de maturation, plus anciens. La jacinthe d'eau, forte de ses caractéristiques intrinsèques a été la principale plante qui a peuplé la plupart des bassins d'expérimentation et les stations construites. D'autres plantes, telles que les hydrocotyles et la laitue d'eau, se sont parfois montrées aussi performantes que la jacinthe d'eau lors des essais de laboratoire [Reddy et al., 1985; Reddy et al., 1989a; DeBusket et al., 1990], mais elles n'ont pas souvent été expérimentées à grande échelle.

L'utilisation des plantes aquatiques pour éliminer les nutriments des eaux polluées et lutter contre l'eutrophisation des cours d'eau et des lacs a aussi été un des moteurs de la recherche dans les pays précurseurs. Leurs capacités d'assimilation de l'azote ou du phosphore ne sont plus à démontrer aujourd'hui. Ces stations se sont montrées très performantes dans l'élimination de la pollution carbonée avec des rendements pouvant atteindre 95 % sur les principaux paramètres MES, DBQ, DCO, azote et phosphore [Dinges, 1978; Wolverton and McDonald, 1979b; DeBusk and Reddy, 1987; Reddy and Debusk, 1987; Kumar and Garde, 1990]. Ces résultats ont encouragé le développement de la recherche vers d'autres voies,

notamment l'utilisation des plantes aquatiques pour l'absorption de polluants spécifiques dans l'eau et les filières de recyclage de la biomasse produite dans les bassins d'épuration.

Cependant, l'influence des paramètres environnementaux sur le déroulement des processus qui conduisent à l'élimination des polluants dans ces bassins n'est toujours pas bien élucidée. Les théories régissant les grands principes d'épuration dans les bassins d'oxydation ou dans les systèmes à biomasse fixée ont souvent été transposées pour traduire l'élimination des polluants dans les bassins à macrophytes flottants. L'analyse des données rapportées dans la littérature montre pourtant que ces théories n'expliquent pas toujours le fonctionnement de ce type de bassins, où les mécanismes réactionnels mis en jeu peuvent être influencés par plusieurs facteurs, parmi lesquels on peut citer la couverture végétale, l'absence de rayonnement solaire direct et la disponibilité de l'oxygène dissous.

Cette revue bibliographique fait une analyse des mécanismes épuratoires régissant l'élimination de la pollution carbonée, azotée et du phosphore des bassins à macrophytes flottants. Elle constitue une introduction au chapitre suivant qui analyse l'influence des paramètres environnementaux sur le déroulement de ces mécanismes.

5.2 ELIMINATION DE LA MATIÈRE CARBONÉE (MES, DBO, DCO)

5.2.1. PRINCIPES

La DBO₅ (Demande Biochimique en Oxygène) est un des paramètres physico-chimiques d'estimation du carbone organique biodégradable dans une eau. En milieu pollué, le carbone est utilisé par les bactéries comme source d'énergie et pour la synthèse de nouvelles cellules. Cette dégradation peut se faire en présence ou en absence d'oxygène [Edeline, 1993].

L'élimination de la matière organique dans les bassins à macrophytes flottants est basée sur une relation symbiotique plantes-bactéries, dans laquelle les bactéries utilisent l'oxygène fourni au milieu par les plantes pendant la photosynthèse pour dégrader le carbone organique. En retour, les sous-produits de cette réaction tels que NH₄⁺ et le CO₂ sont utilisés par la plante [Polprasert and Khatiwada, 1998]. La source de carbone pour la photosynthèse est discutée dans la littérature puisque d'autres auteurs estiment que le C₂ utilisé par les plantes pourrait provenir de l'air et non de l'eau. C'est ce qui expliquerait la stabilité du pH généralement observé dans les bassins couverts de macrophytes flottants [Bowers and Beer, 1987; Urbanc and Gaberscik, 1989].

Les bassins à macrophytes flottants sont différenciés en trois zones selon le potentiel redox [Reddy, 1984b].

La première zone correspond à la rhizosphère, elle est le lieu où se déroule la dégradation aérobie. Selon l'auteur, le potentiel redox de cette zone est supérieur à 300 mV. La quantité d'oxygène fournie au milieu est fonction de la plante, et pour les plantes flottantes, il a été montré que les jeunes plantes ont un taux de production d'oxygène plus élevé que les plantes mères [Moorhead and Reddy, 1988b].

La deuxième zone est comprise entre la rhizosphère et les sédiments. C'est souvent la zone la plus importante en volume. Elle est le siège des bactéries anaérobies facultatives qui utilisent, dans l'ordre de préférence, les nitrates, les oxydes de manganèse et l'ion ferrique comme

accepteur final d'électron pour la dégradation du carbone organique [Reddy, 1984b; Delgado *et al.*, 1994]. Le potentiel redox de cette zone est compris entre -100 et 300 mV.

La troisième zone se situe dans les sédiments où ont lieu les réactions strictement anaérobies. En l'absence de nitrates, les sulfates et le dioxyde de carbone sont utilisés comme accepteur d'électron.

5.2.2. OXYGENATION PAR LES PLANTES

On montre que les rendements d'élimination de la matière organique décroissent de la zone 1 (aérobie) vers la zone 3 (anaérobie) [Reedy, 1984], ce qui supposerait que plus le bassin est oxygéné, meilleurs sont les résultats d'abattement de la matière carbonée. Cependant, l'épaisseur de ces zones n'est pas souvent établie dans les bassins d'épuration et l'influence des charges organiques sur la disponibilité de l'oxygène n'est pas toujours connue.

On estime que les plantes flottantes apportent 90 % de l'oxygène nécessaire aux réactions de dégradation aérobie dans les bassins d'épuration. L'oxygénation du rhizome contribue à l'oxydation de molécules nauséabondes telles que H_2S [Armstrong, 1978]. Les mécanismes de transfert de l'oxygène aux racines sont discutés dans la littérature. Pour certains auteurs, l'oxygène de l'air est peut-être acheminé aux racines par diffusion [Bowes and Beer, 1987]. Toutefois, d'autres travaux ont établi une corrélation positive entre la concentration en chlorophylle dans les feuilles et la quantité d'oxygène produite, démontrant ainsi l'origine photosynthétique de l'oxygène dissous [Jedick *et al.*, 1989]. Pour ces auteurs, la morphologie de la plante ne permet pas les échanges gazeux par des canaux externes.

La production d'oxygène est estimée entre 1.4 et 2 g O_2 /m²/j pour la laitue d'eau [Moorhead and Reddy, 1988a; Jedick *et al.*, 1989]. Ces auteurs ont montré que la production d'oxygène diminuait avec l'âge des plantes et ont établi de bonnes corrélations entre la taille des racines et la quantité d'oxygène produite. Les principales causes évoquées pour cette diminution sont l'importance de la respiration des racines et le développement de substances grasses sur la surface des vieilles racines. Il est montré aussi que les jeunes plantes ont une capacité d'oxygénation plus élevée que les plantes mères [Jedick *et al.*, 1989; Reddy *et al.*, 1989c].

Les théories concernant l'abattement de la DBO dans les bassins à végétaux flottants n'ont pas connu d'évolution notable par rapport à celle qui existent déjà. Les mécanismes réactionnels sont identiques, pour la rhizosphère à celles des systèmes à biomasses fixées et, pour les couches inférieures, à celle des bassins facultatifs. La complexité de la modélisation des mécanismes épuratoires vient du fait que toutes ces réactions se déroulent dans un seul bloc, influencées par les conditions de fonctionnement et le contexte climatique qui eux-mêmes influencent la physiologie des plantes cultivées. La quantification des taux de transfert d'oxygène par les plantes via le milieu polluée devrait être une des voies de succès dans le processus de modélisation des mécanismes épuratoires. En effet, l'importance des différentes zones telles que décrites par Reedy (1984) est fonction de la répartition de l'oxygène dans le milieu. Cet apport d'oxygène influence le potentiel redox qui caractérise le pouvoir oxydant ou réducteur du milieu, et les quantités fournies varient avec la plante cultivée [Brix, 1997]. Sa diffusion est contrôlée par la charge organique dans les bassins.

5.2.3. L'INFLUENCE DES MES

Les matières en suspension (MES) constituent une bonne partie de la pollution carbonée. Leur abattement contribue donc à un meilleur rendement sur la DB₅ et la DCO. La théorie admise à ce sujet est celle qui présente les plantes aquatiques comme des barrières physiques freinant le transport des MES vers la sortie des bassins et contribuant ainsi à leur décantation et digestion dans les sédiments [Wolverton *et al.*, 1975; Wolverton and McDonald, 1979a; Kim and Kim, 2000; Kim *et al.*, 2001]. Une étude sur l'élimination des algues (qui constituent l'essentiel des MES dans les bassins facultatifs), par la jacinthe d'eau a abouti aux conclusions suivantes [Kim and Kim, 2000]:

- les parties immergées des plantes constituent des supports pour la fixation des algues, leur croissance est empêchée par les macrophytes flottants car ceux-ci retiennent environ 90 % du rayonnement solaire.
- lorsque la taille des boues (biofilm) autour des racines devient importante, celles-ci décantent, libérant ainsi de la place pour une nouvelle formation d'agrégat de boues.
- les nouvelles pousses de racines sont aussi le siège d'agglomérations de particules.
- la capacité de stockage de boues est donc dépendant de la taille des racines.

Parmi les facteurs qui peuvent influencer la fixation des algues sur les racines des plantes, on cite : les phénomènes physico-chimiques tels que la diffusion de particules dans les racines, les forces électrostatiques, la collision, l'adsorption à la surface des racines et la taille des particules [Kim and Kim, 2000]. Ces mêmes auteurs ont aussi montré que la surface des racines de jacinthe d'eau a une charge électrostatique négative. Par conséquent, une diminution de pH peut entraîner une neutralisation des charges électrostatiques par libération d'ions H⁺ et favoriser la diffusion de particules dans les racines des plantes et donc leur rétention. Ils ont aussi trouvé une substance gélatineuse à la surface des racines qui favorise la fixation des algues, mais ne savent pas si elle est le produit d'un métabolisme bactérien ou de la plante.

Plusieurs auteurs [Reddy, 1984b; DeBusk and Reddy, 1987; Kumar and Garde, 1989; Kim and Kim, 2000] ont comparé simultanément le fonctionnement de bassins à jacinthe d'eau et de bassin sans plante pour comprendre la contribution effective des plantes dans l'élimination des matières organiques ou des nutriments. Des travaux ont montré que le temps de séjour nécessaire pour atteindre l'élimination maximale, d'une charge organique donnée, est identique pour un bassin couvert de jacinthe d'eau ou un bassin sans plantes maintenu à l'obscurité. Cependant, la présence des plantes permet d'éliminer une grande quantité des MES dans la première semaine de culture, alors que l'abattement est régulier dans le bassin maintenu à l'obscurité [DeBusk and Reddy, 1987]. Le bilan de matière n'ayant pas été établi, il est difficile de discuter du devenir des MES dans chaque système. Dans une expérience similaire, une autre étude montre que, pour une charge identique, 66 % des MES sont retenues dans les bassins plantés contre 42 % pour le bassin sans plante, maintenu à l'obscurité [Kim and Kim, 2000]. Dans le bassin planté, 90 % des MES retenues sont stockées dans les racines. Cette expérience s'est toutefois déroulée dans des bassins d'une profondeur de 40 cm, et la longueur moyenne des racines était de 45 cm, ce qui ne permet pas d'extrapoler les résultats pour des profondeurs de bassins différents.

On ne connaît pas encore la vitesse d'accumulation des sédiments pour ces systèmes. Pour certains auteurs, les bassins à macrophytes flottants se comportent comme des digesteurs anaérobies. Les réactions anaérobies, se déroulant dans les tranches inférieures de la colonne

d'eau (Zone 2 et 3), dégagent du biogaz qui adhère aux MES et les font remonter vers la surface, où elles sont piégées par les racines des plantes [Charbonnel and Simo, 1988; Charbonnel, 1989]. Selon cette théorie, très peu de sédiments se déposent dans ces bassins, puisque la majeure partie des MES sont piégées dans les racines et exportées avec les récoltes régulières des plantes, le reste étant digéré par les bactéries dans la rhizosphère et dans les sédiments. Cette thèse mérite d'être appuyée par des données expérimentales établissant un bilan de matières en fonction des charges admises.

5.2.4. LA FORMATION DE DETRITUS

Avec une culture de jacinthe d'eau dans une eau claire enrichie en nutriments, les particules récupérées dans les sédiments sont constituées de racines, de tissus partiellement décomposés et de larves d'insectes [DeBusk and Dierberg, 1989]. L'absence de parties supérieures (tiges, stolons, feuilles) conduit les auteurs à conclure que celles-ci restent coincées dans la rhizosphère et entre les stolons où elles se décomposent. Cette décomposition libère de l'azote supplémentaire dans le milieu qui sera disponible pour les plantes vivantes.

5.3. ELIMINATION DE L'AZOTE ET DU PHOSPHORE

5.3.1. AZOTE

5.3.1.1. Principes

L'azote se trouve sous la forme organique d'ammonium (NH_4^+) et de nitrate (NO_3^- , dans de faibles proportions) dans les eaux usées. Les différentes réactions qui conduisent à l'élimination de l'azote dans un milieu aquatique sont l'ammonification (transformation de l'azote organique en ammonium), la nitrification (oxydation de l'ammonium en nitrate), la volatilisation (transformation de l'ammonium en ammoniac) et la dénitrification (réduction des nitrates en azote gazeux, N_2). Chacune de ces réactions est dépendante de l'état d'oxydation du milieu et de la disponibilité en oxygène dissous. En présence de plantes aquatiques, les principales réactions d'élimination de l'azote sont la nitrification/dénitrification et l'assimilation par les végétaux [Brix, 1994, 1997; Reddy and D'Angelo, 1997].

5.3.1.2. Rôle des plantes flottantes dans l'élimination de l'azote

Lorsque les bassins sont totalement couverts, l'azote dans le milieu se trouve sous forme organique (sédiment et détritus) ou minérale (ammonium et les nitrates). De bonnes corrélations sont établies entre les rendements d'élimination et les concentrations initiales en azote ou avec la densité des plantes [Reddy, 1983, 1984a; Reddy and DeBusk, 1985]. Plusieurs études ont montré que l'ammonium est la forme d'azote préférentiellement utilisée par les plantes aquatiques [Musil and Breen, 1977; Nelson *et al.*, 1981; Ower *et al.*, 1981; Aoi and Hayashi, 1996]. L'assimilation des nitrates semble être contrôlée par un processus enzymatique, alors que c'est un phénomène de diffusion qui contrôle le prélèvement de l'ammonium [Musil and Breen, 1977; Nelson *et al.*, 1981]. C'est ce qui expliquerait (selon ces auteurs) que le taux d'assimilation de l'ammonium ne varie pas dans la journée, tandis que le prélèvement des nitrates par les plantes se déroule seulement le jour lors de la photosynthèse. Une autre étude montre par ailleurs qu'une forte concentration d'ammonium peut inhiber la

formation des nitrates réductases et empêcher ainsi l'assimilation des nitrates par la plante [Reddy and Debusk, 1987].

L'assimilation de l'ammonium est une fonction de la productivité de la plante. Dans une station d'épuration, elle peut être maximisée par des récoltes régulières [DeBusk and Ryther, 1984]. La contribution des plantes dans l'élimination globale de l'azote est très discutée dans la littérature, car elle dépend des concentrations initiales en azote, de la densité des plantes et de la qualité des eaux traitées [DeBusk and Ryther, 1984; Reddy and DeBusk, 1984]. Il est montré que l'azote stocké dans les tissus de la jacinthe d'eau n'augmente pas avec la concentration du milieu en ammonium, mais la forte densité des plantes peut entraîner une baisse de la teneur en azote lorsqu'il est insuffisant dans le milieu [Reddy *al.*, 1989b]. En culture, la croissance maximale de cette plante est observée à partir de 5 mg N/l en solution [Musil and Breen, 1977; Reddy *et al.*, 1989b].

La présence des plantes dans les bassins fournit aux communautés bactériennes présentes un support de fixation. Celles-ci forment un biofilm qui contribue à la dégradation de polluants. L'oxygène diffusé dans ce milieu permet le développement de bactéries nitrifiantes, responsables de la nitrification de l'ammonium. Les nitrates formés dans cette zone diffusent dans les couches inférieures où ils sont transformés en azote élémentaire (N₂) par dénitrification. Il est dorénavant admis que la nitrification/dénitrification contribue pour une grande part à l'élimination de l'azote dans les bassins à macrophytes. Lorsque les concentrations d'azote sont suffisantes et que les conditions du milieu le permettent, la nitrification/dénitrification peut représenter plus de 60 % de l'azote perdu dans les bassins [Reddy, 1983; Reddy *et al.*, 1989d; Koottatep and Polprasert, 1997; Bachand and Horne, 1999].

Cependant, l'importance de ces réactions dépend du potentiel redox du milieu [Reddy and D'Angelo, 1997; Tanner *et al.*, 1999]. Avec les macrophytes enracinés, une étude montre que les réactions de nitrification/dénitrification est optimale lorsque le potentiel redox est compris entre -50 et 0 mV, et dans la gamme de concentration en oxygène dissous de 1.5 à 2.5 mg/l [Koottatep and Polprasert, 1997].

La multitude de paramètres qui influencent l'élimination de l'azote dans les systèmes plantés ne permette pas de transposer les résultats d'expérimentation acquis dans des conditions différentes. Le rôle des plantes aquatiques dans l'élimination de l'azote semble être prépondérant soit par stockage dans ses tissus, soit par stimulation des réactions de nitrification/dénitrification.

5.3.2. PHOSPHORE

Tout comme l'azote, le phosphore est un constituant essentiel pour le développement des plantes, sa disponibilité ayant une influence directe sur leur croissance. La présence des plantes crée un environnement physico-chimique favorable à l'absorption et à la complexation du phosphore inorganique, qui est ainsi assimilé sous forme d'ortho-phosphate au niveau des racines et des parties immergées. Cette assimilation est influencée par la disponibilité de l'azote. Elle s'accroît avec les concentrations d'azote et peut donc être freinée par une carence en azote [Ower *et al.*, 1981; Reddy and Tucker, 1983]. Pour ces auteurs, la croissance de la jacinthe d'eau est maximale pour un rapport N/P compris entre 2,3 et 5. L'assimilation du phosphore augmente avec la productivité et la densité de la plante [Reddy and Tucker, 1983; Tucker and Debusk, 1983; Reddy and D'Angelo, 1990].

En plus des quantités exportées par les plantes lors des récoltes, l'élimination du phosphore dans les bassins à macrophytes flottants est aussi contrôlée par un ensemble d'interactions physico-chimiques contrôlées par le potentiel redox, le pH, les ions Fe^{2+} , Al^{3+} et Ca^{2+} et la quantité de phosphore naturel dans le sol en place [Kuet *al.*, 1978; Richardson, 1985; Richardson and Craft, 1993]. Le pH et le potentiel redox contrôlent la mobilité du phosphore. En milieu acide, le phosphore inorganique réagit avec les ions ferriques et aluminiums pour former des composés insolubles qui précipitent. A pH basique, il précipite préférentiellement avec le calcium [Richardson and Craft, 1993]. Plusieurs auteurs ont observé que la formation de complexe Al-P et Fe-P diminuait avec le potentiel redox, ce qui conduit à une redissolution des complexes formés [Kuet *al.*, 1978; Moore and Reddy, 1994; Olila and Reddy, 1997]. Cependant, cette influence peut être atténuée dans des eaux riches en calcaire avec de faibles concentrations d'ions complexants.

Les valeurs de pH dans les bassins couverts de plantes flottantes sont généralement stables et comprises entre 6,5 et 7,5. Ce paramètre aura donc très peu d'influence sur la précipitation du phosphore [Good and Patrick Jr., 1987]. L'étude comparative de la complexation du phosphore dans les sédiments de deux lacs différents a montré que les complexes Fe-P sont préférentiellement formés en milieu pollué, anaérobie (lac eutrophe), alors que dans le lac mésotrophe, ce sont les complexes Al-P qui sont formés [Kat *al.*, 1978].

5.4 MÉCANISMES ÉPURATOIRES ET PARAMÈTRES ENVIRONNEMENTAUX

Les mécanismes réactionnels des bassins à macrophytes flottants sont toujours discutés dans la littérature car, leur déroulement est influencé par les paramètres physico-chimiques du milieu. Cependant, on peut retenir de cette revue bibliographique que :

- l'abatement de la pollution carbonée est contrôlé par une action physique, de filtration par les racines et de décantation de la matière en suspension, et une dégradation bactérienne (anaérobie et aérobie). L'oxygène est fourni au milieu par les racines des plantes.
- la matière azotée, principalement sous forme d'ammonium dans les effluents domestiques, est éliminée par nitrification/dénitrification et par le prélèvement des plantes. Ces différentes réactions sont contrôlées par la concentration en oxygène dissous du milieu. L'élimination du phosphore est due en grande partie au prélèvement des plantes.

Dans le prochain chapitre, nous étudions l'influence des charges organiques et azotées sur la diffusion de l'oxygène dissous et l'évolution du potentiel redox dans des cultures de laitues d'eau. Les mécanismes réactionnels favorisés à chaque stade sont discutés.

Ces investigations permettent d'identifier des conditions optimales pour la dégradation d'un polluant donné, d'expliquer l'évolution des mécanismes mis en jeu, et d'élaborer des règles de dimensionnement et de gestion rigoureuses.

5.5. RÉFÉRENCES

- Aoi, T. and Hayashi, T. (1996). "Nutrient removal by water lettuce (*Pistia stratiotes*)" *Water Science and Technology* **34**(7-8): 407-412.
- Armstrong, W. (1978). Root aeration in in wetlands conditions *Plant life in anaerobic environments*. Hook, D. D. and Crawford, R. M. M. Ann Arbor - Mich., Ann Arbor Science: 269-297.
- Bachand, P. A. M. and Horne, A. J. (1999). "Denitrification in constructed free-water surface wetlands: II. Effects of vegetation and temperature." *Ecological Engineering* **14**(1-2): 17-32.
- Bowes, G. and Beer, S. (1987). Physiological plant processes: Photosynthesis *Aquatic plant for wastewater treatment and resource recovery* Smith, W. H. Orlando, Magnolia Publishing Inc: 311-335.
- Brix, H. (1994). "Functions of Macrophytes in Constructed Wetlands." *Water Science and Technology* **29**(4): 71-78.
- Brix, H. (1997). "Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands?" *Water Science and Technology* **35**(5): 11-17.
- Charbonnel, Y. (1989). *Manuel du lagunage à macrophytes en régions tropicales* Paris, A.C.C.T. 37p.
- Charbonnel, Y. and Simo, A. (1988). *Procédé et systèmes de traitement biologiques d'eaux résiduaires* Université de Yaoundé, Brevet OAPI n° 8320. 11 p.
- DeBusk, T. A. and Dierberg, F. E. (1989). "Effects of nutrient availability on water hyacinth stand and crop and detritus deposition." *Hydrobiologia* **174**(2): 151-159.
- DeBusk, T. A., Langston, M. A., Burgoon, P. S. and Reddy, K. R. (1990). A performance comparison of vegetated submerged beds and floating macrophytes for domestic wastewater treatment. In: *Constructed Wetlands in water pollution control* Oxford. Findlater, P. F. C. a. B. C., Pergamon press. pp. 301-308
- DeBusk, T. A. and Reddy, K. R. (1987). "BOD Removal in Floating Aquatic Macrophyte-Based Wastewater Treatment Systems." *Water Sci Technol* **19**(12): 273-279.
- DeBusk, T. A. and Ryther, J. H. (1984). Nutrient removal from domestic wastewater by water hyacinth: Importance of plant growth, detritus production and denitrification. *Proc. on future of water reuse* Am. Water Works Ass. **2/3**: pp. 713-722
- Delgado, M., Bigeriego, M., Walter, I. and Guardiola, E. (1994). "Optimization of conditions for growth of Water Hyacinth in biological treatment." *Rev Int Contam Ambient* **10**(2): 63-68.
- Dinges, R. (1978). "Upgrading stabilization pond effluent by water hyacinth culture." *Journal Water Pollution Control Federation* **50**(5): 833-845.
- Edeline, F. (1993). *L'épuration biologique des eaux théorie & technologie des réacteurs* Liège, Cebedoc Editeur [etc.]. 303 p.

- Good, B. J. and Patrick Jr., W. H. (1987). Root-Water-Sediment Interface Processes *aquatic plant for water treatment and resource recovery* Reddy, K. R. and Smith, W. H. Orlando, Mangnolia Publishing Inc. 359-343.
- Gopal, B. (1987). *Water hyacinth* Amsterdam [etc.], Elsevier. 471 p.
- Jedicke, A., Furch, B., Saint, P. U. and Schlueter, U. B. (1989). "Increase in the oxygen concentration in Amazon waters resulting from the root exudation of two notorious water plants, Eichhornia crassipes (Pontederiaceae) and Pistia stratiotes (Araceae)." *Amazoniana* **11**(1): 53-70.
- Kadlec, R. H. and Knight, R. L. (1996). *Treatment wetlands* Boca Raton, FL [etc.], Lewis Publishers. 893 p.
- Kim, Y. and Kim, W. J. (2000). "Roles of water hyacinths and their roots for reducing algal concentration in the effluent from waste stabilization ponds." *Water Research*. [print] September **34**(13): 3285-3294.
- Kim, Y., Kim, W. J., Chung, P. G. and Pipes, W. O. (2001). "Control and separation of algae particles from WSP effluent by using floating aquatic plant root mats." *Water Science and Technology* **43**(11): 315-322.
- Koné, D. (1998). "Problématique de l'épuration des eaux usées dans le contexte de l'Afrique de l'Ouest." *Info-CREPA*(20): 8-13.
- Koottatep, T. and Polprasert, C. (1997). "Role of plant uptake on nitrogen removal in constructed wetlands located in the tropics." *Water Science and Technology* **36**(12): 1-8.
- Ku, W. C., Digiano, F. A. and Feng, T. H. (1978). "Factors affecting phosphate adsorption equilibria in lake sediments." *Wat. Res.* **12**: 1069-1074.
- Kumar, P. and Garde, R. J. (1989). "Potentials of water hyacinth for sewage treatment." *Journal Water Pollution Control Federation* **61**(11-12): 1702-1706.
- Kumar, P. and Garde, R. J. (1990). "Upgrading wastewater treatment by water hyacinth in developing countries." *Water Science and Technology* **22**(7-8): 153-160.
- Moore, P. A. and Reddy, K. R. (1994). "Role of Eh and pH on phosphorus geochemistry in sediment of Lake Okeechobee, Florida." *J. Environ. Qual.* **23**: 955-964.
- Moorhead, K. K. and Reddy, K. R. (1988a). "Oxygen transport through selected aquatic macrophytes." *J. Environ. Qual.* **17**(1): 138-143.
- Moorhead, K. K. and Reddy, K. R. (1988b). "Oxygen-Transport through Selected Aquatic Macrophytes." *J. Environ. Qual.* **17**(1): 138-142.
- Musil, C. F. and Breen, C. M. (1977). "The application of Growth kinetics to the control of *Eichhornia crassipes* (Marts) Sloms. through nutrient removal by mechanical harvesting." *Hydrobiol.* **53**(2): 165-171.
- Nelson, S. G., Smith, B. D. and Best, B. R. (1981). "Kinetics of nitrate and ammonium uptake by the tropical freshwater macrophyte *Pistia stratiotes* L." *Aquaculture* **24**: 11-19.
- Olila, O. G. and Reddy, K. R. (1997). "Influence of redox potential on phosphate-uptake by sediments in two sub-tropical eutrophic lakes." *Hydrobiol.* **345**: 45-57.
- Ower, J., Cresswell, C. F. and Bate, G. C. (1981). "The effects of varying culture nitrogen and phosphorus levels on nutrient uptake and storage by the waterhyacinth *Eichhornia crassipes* (mart) sloms." *Hydrobiol.* **85**: 22.

- Polprasert, C. and Khatiwada, N. R. (1998). "An integrated kinetic model for water hyacinth ponds used for wastewater treatment." *Water Res* **32**(1): 179-185.
- Reddy, K. R. (1983). "Fate of nitrogen and phosphorus in a waste-water retention reservoir containing aquatic macrophytes." *J. Environ. Qual.* **12**(1): 137-141.
- Reddy, K. R. (1984a). Nutrient transformation in aquatic macrophyte filters used for water purification. In: *Proc. on future of water reuse* Am. Water Works Ass. **2/3**: pp. 660-678
- Reddy, K. R. (1984b). "Water Hyacinth (Eichhornia-Crassipes) Biomass Production in Florida." *Biomass* **6**(1-2): 167-181.
- Reddy, K. R., Agami, M. and Tucker, J. C. (1989a). "Influence of nitrogen supply rates on growth and nutrient storage by water hyacinth (Eichhornia crassipes) plants." *Aquat. Bot.* **36**(1): 33-43.
- Reddy, K. R., Agami, M. and Tucker, J. C. (1989b). "Influence of Nitrogen Supply Rates on Growth and Nutrient Storage by Water Hyacinth (Eichhornia-Crassipes) Plants." *Aquat. Bot.* **36**(1): 33-43.
- Reddy, K. R. and D'Angelo, E. M. (1990). "Biomass yield and nutrient removal by water hyacinth (Eichhornia crassipes) as influenced by harvesting frequency." *Biomass* **21**(1): 27-42.
- Reddy, K. R. and D'Angelo, E. M. (1997). "Biogeochemical indicators to evaluate pollutant removal efficiency in constructed wetlands." *Water Sci. Technol.* **35**(5): 1-10.
- Reddy, K. R., D'Angelo, E. M. and DeBusk, T. A. (1989c). "Oxygen transport through aquatic macrophytes: The role in Wastewater treatment." *J. Environ. Qual.* **19**: 261-267.
- Reddy, K. R. and DeBusk, T. A. (1984). "Growth characteristics of aquatic macrophytes cultured in nutrient-enriched water: I. Water hyacinth, water lettuce and pennywort." *Econo. Bot.* **38**(2): 229-239.
- Reddy, K. R. and DeBusk, T. A. (1985). "Nutrient removal potential of selected aquatic macrophytes." *J. Environ. Qual.* **14**(4): 459-462.
- Reddy, K. R. and Debusk, T. A. (1987). Nutrient storage capabilities of aquatic and wetlands plants. *Aquatic plants for water treatment and resource recovery* Reddy, K. R. and Smith, W. D. Orlando, Mangnolia Publishing Inc. 337-357.
- Reddy, K. R., Hueston, F. M. and McKim, T. (1985). "Biomass Production and Nutrient Removal Potential of Water Hyacinth Cultured in Sewage Effluent." *J. Sol. Energy Eng. Trans.-ASME* **107**(2): 128-135.
- Reddy, K. R., Patrick, W. H. and Lindau, C. W. (1989d). "Nitrification-Denitrification at the Plant Root-Sediment Interface in Wetlands." *Limnol. Oceanogr.* **34**(6): 1004-1013.
- Reddy, K. R. and Tucker, J. C. (1983). "Productivity and Nutrient-Uptake of Water Hyacinth, Eichhornia-Crassipes .1. Effect of Nitrogen-Source." *Econ. Bot.* **37**(2): 237-247.
- Reddy, K. R. (1984). Nutrient transformation in aquatic macrophyte filters used for water purification. In: *Proc. on future of water reuse* Am. Water Works Ass. **2/3**: pp. 660-678
- Richardson, C. J. (1985). Mechanisms controlling phosphorus retention capacity in freshwater wetlands. *Science* **228**: 1424-1427.

- Richardson, C. J. and Craft, B. C. (1993). Efficient phosphorus retention in wetlands: Fact or fiction? *Constructed wetlands for water quality improvement* Moshiri, G. A. London, Lewis Publishers 271-282.
- Roggeri, H. (1995). *Zones humides tropicales d'eau douce. Guide des connaissances actuelles et de la gestion durable* Dordrecht [etc.], Kluwer Academic Publishers. XVI, 385 p.
- Tanner, C. C., D'Eugenio, J., McBride, G. B., Sukias, J. P. S. and Thompson, K. (1999). "Effect of water level fluctuation on nitrogen removal from constructed wetland mesocosms." *Ecological Engineering* **12**(1-2): 67-92.
- Tucker, C. S. and Debusk, T. A. (1983). "Seasonal-Variation in the Nitrate Content of Water Hyacinth (*Eichhornia crassipes* [Mart.] Solms)." *Aquatic Botany* **15**(4): 419-422.
- Urbanc, B. O. and Gaberscik, A. (1989). "The influence of temperature and light intensity on activity of water hyacinth (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms.)" *Aquat. Bot.* **35**: 3-4.
- Wolverton, B. C. (1987). Aquatic plants for wastewater treatment : An overview. In *Aquatic plants for water treatment and resource recovery* Orlando. K. R. Reedy, a. W. H. s., Magnolia. pp. 3-16
- Wolverton, B. C., Barlow, R. M. and McDonald, R. C. (1975). "Application of Vascular Aquatic Plants For Pollution Removal, Energy and Food Production in a Biological System." *National Aeronautics and Space Administration, Washington. TM X2726*.
- Wolverton, B. C. and McDonald, R. C. (1979a). "Upgrading facultative lagoons with vascular aquatic plants." *J. Wat. Pollut. Contr. Fed.* **51**(2): 305-313.
- Wolverton, B. C. and McDonald, R. C. (1979b). "The Water Hyacinth - From Prolific Pest to Potential Provider." *Ambio* **8**(1): 2-9.

CHAPITRE 6.

**PARAMÈTRES ENVIRONNEMENTAUX ET
MÉCANISMES ÉPURATOIRES DANS UN BASSIN À
LAITUES D'EAU (*PISTIA STRATIOTES*).**

6.1. OBJECTIFS

L'objectif de ce chapitre est d'étudier l'évolution de paramètres environnementaux (pH, température, potentiel redox et oxygène dissous) qui exercent une influence sur les performances épuratoires des systèmes d'épuration, notamment les bassins à laitues d'eau sous climat sahélien. Les objectifs spécifiques sont : i) quantifier l'évolution de ces paramètres pour différentes charges organiques; ii) déterminer les charges organiques limites à partir desquelles l'oxygène peut diffuser dans la colonne d'eau; iii) quantifier les mécanismes qui contrôlent l'élimination de l'azote.

6.2. MÉTHODES

Les essais sont réalisés en batch dans des bacs identiques de 300 litres dont les dimensions sont les suivantes : L = 150 cm, l = 50 cm et h = 40 cm (Chapitre 3). Deux séries d'expériences ont été réalisées. Les bacs couverts de laitues d'eau sont numérotés Pij pour les plantés et Eij pour les non plantés, i pour le numéro de l'expérience et j qui correspond aux caractéristiques du milieu de culture (Tableau 6.1 et Tableau 6.2). Les bassins sont numérotés des plus faibles concentrations (par exemple P11) vers les plus élevées (P15). Différents paramètres ont été analysés pendant ces expériences.

Les mesures de pH, température, oxygène dissous, potentiel redox et de la conductivité ont été effectuées à 10 cm, 20 cm et 30 cm de profondeur, au milieu du bassin et à 20 cm des extrémités (profil longitudinal). Les analyses au laboratoire ont concerné les paramètres suivants: MES, DCO, NT, NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} , et les coliformes fécaux CF, analysés conformément aux méthodes présentées au Tableau 6.3. La durée des essais a été de 2 semaines avec un suivi au laboratoire *et in situ*, tous les deux jours.

Les plantes utilisées pendant les expériences sont issues des bassins d'expérimentation à laitues d'eau de l'EIER. Avant chaque essai, elles sont transférées dans les bacs remplis à moitié avec une eau issue du deuxième ou du troisième bassin de l'expérimentation en continu (Figure 3.3). La période d'adaptation est d'environ une semaine. Au début de chaque expérience, l'effluent d'adaptation est vidé et rapidement remplacé par celui requis pour l'essai. Cette opération se déroule dans la matinée pour éviter aux plantes le stress hydrique qui peut être provoqué par de fortes chaleurs. Les plantes ne sont pas récoltées pendant la durée de l'expérience.

Tableau 6.1: Expérience batch 1 : Composition initiale des bacs d'essais en culture batch

Bacs	P11	P12	P13	P14	P15	E11
Dilution	25 % ED +	50 % ED +	100 % ED	50 % EB +	100 % EB	100 % ED
Paramètres	75 % EC	50 % EC		50 % ED		
T (°C)	25	26	25	26	26	27
pH	6.9	7.2	7.6	7.3	7.1	7.6
Eh (mV)	-46	-211	-266	-257	-220	-290
O ₂ (mg/l)	0.5	0	0	0	0	0
Conductivité (uS/cm)	265	471	786	651	511	786
MES (mg/l)	57	88	158	204	584	164
DCO brute (mg O ₂ /l)	130	216	431	534	1320	478
DCO filtrée (mg O ₂ /l)	56	112	151	133	145	173
DBO ₅ (mg O ₂ /l)	54	135	220	450	680	260
NT (mg N/l)	14.7	30.3	65.0	50.0	36	68.2
N-NH ₄ ⁺ (mg N/l)	9.0	23.8	50.0	41.3	23.8	50.8
N-NO ₃ ⁻ (mg N/l)	0.4	0.8	2.6	2.2	1	2.2
P-PO ₄ ³⁻ (mg P/l)	1.1	3	6.9	6	4.7	6.4
CF (CFU/100 ml)	5.5E+6	3.5E+6	1.9E+6	3.0E+6	1.3E+7	2.3E+6

EB = Eau brute; ED = effluent décanteur primaire; EC = eau de consommation

Tableau 6.2: Expérience batch 2 : Composition initiale des bacs d'essais en culture batch

Bacs	P21	P22	P23	P24	P25
Dilution	25 % ED +	25 % ED +	50 % ED +	50 % ED +	100 % ED
Paramètres	75 % EC	75 % EC	50 % EC	50 % EC	
T (°C)	27	28	26	28	27
pH	7.1	7.8	6.9	8.0	7.2
Eh (mV)	43	7	-55	-193	-190
O ₂ (mg/l)	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
Conductivité (uS/cm)	294	648	503	848	858
MES (mg/l)	13	23	36	37	66
DCO totale (mg O ₂ /l)	70	70	140	140	300
NT (mg N/l)	16.0	70.0	31.0	90.0	70.0
N-NH ₄ ⁺ (mg N/l)	10.1	60.0	26.0	70.0	60.0
N-NO ₃ ⁻ (mg N/l)	0.2	0.3	0.7	0.9	1.4
P-PO ₄ ³⁻ (mg P/l)	1	1.3	3.2	2.9	7.1

EB = Eau brute; ED = effluent décanteur primaire; EC = eau de consommation

Tableau 6.3: Paramètres et méthodes d'analyses

Paramètres	Réactifs/Méthodes d'analyse/Appareils	Références
pH	Electrode SenTix 97/T	103 606 - WTW, Suisse
O ₂ et T	CelIOx 325	201 533 - WTW, Suisse
Redox	Electrode Ag/AgCl, Pt 4805	105 311 - WTW, Suisse
Conductivité	TetraCon 325	301 960 - WTW, Suisse
MES	Filtration sur membrane de 1.2 µm	Schleicher & Schuell, Suisse
DBO ₅	Méthodes manométriques	Standard methods [APHA, 1998]
DCO	Digestion par réacteur	Hach – 8 000
Ntotal	Méthode de digestion acide, Kit WTW	14537, - WTW, Suisse
N-NH ₄ ⁺	Méthode Nessler	Hach – 8 038, Suisse
N-NO ₃ ⁻	Réduction au cadmium, Hach, Nitraver 5	Hach – 8 039, Suisse
Ptotal	Digestion au persulfate acide	Hach – 8 190, Suisse
PO ₄ ³⁻	Méthode Molybdovanadate	Hach – 8 114, Suisse
CF	Etallement sur milieu de culture au tergitol 7 et au T.T.C	Merck Eurolabo, Suisse
SF	Etallement sur milieu de culture de Slanetz et Bartley	Merck Eurolabo, Suisse

6.2.1. EVOLUTION DES PARAMÈTRES ENVIRONNEMENTAUX EN FONCTION DE LA CHARGE ORGANIQUE (expérience 1)

La première expérience est réalisée avec 6 bacs en parallèle, dont 5 couverts de laitues d'eau (P) et le sixième sans plante (E). Les bacs ont été remplis avec un mélange constitué à partir d'eaux brutes non décantées, d'effluents du décanteur primaire et d'eau de consommation, dans des proportions différentes, pour avoir différentes concentrations initiales en matières organiques et minérales. Les proportions de mélange sont indiquées dans le Tableau 6.1. Dans cette expérience, le bassin sans plante sert de référence pour le suivi du pH et de la température.

6.2.2. INFLUENCE DE LA CHARGE ORGANIQUE ET AZOTÉE SUR L'ÉVOLUTION DE L'OXYGÈNE DISSOUS (expérience2)

La seconde série d'essais s'est déroulée avec 5 bacs en parallèle pour étudier l'influence de la charge organique et azotée sur la diffusion de l'oxygène dissous dans les cultures de laitues d'eau. L'eau utilisée pour ces essais est un mélange d'effluents du décanteur primaire de la station de l'EIER et d'eau de consommation dans des proportions qui sont indiquées dans le Tableau 6.2. Les concentrations initiales de l'effluent primaire pour la DCO et l'ammonium sont respectivement de 300 mg DCO/l et 60 mg NH₄⁺/l. Cette eau est stockée dans le bassin P21. Des concentrations plus faibles (70 et 140 mg DCO/l) sont obtenues par dilution avec de l'eau de consommation puis stockées en duplicata respectivement dans les bacs P22 et P23 d'une part, et P24 et P25 d'autre part (Tableau 6.2). Pour chaque niveau de dilution, nous avons ajusté la concentration en NH₄⁺ entre 60 et 70 mg NH₄⁺ avec du carbonate d'ammonium

pur (*E 503, Merck Eurolabo, Suisse*) dans un des bacs dupliqués (P22 et P24). Le protocole d'échantillonnage et les paramètres suivis sont identiques à ceux cités au paragraphe précédent.

6.3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

6.3.1. EVOLUTION DE LA TEMPÉRATURE, DU PH ET DU POTENTIEL REDOX

6.3.1.1. Evolution de la température

L'évolution de la moyenne de température à 10, 20 et 30 cm en-dessous du plan d'eau, dans les bassins couverts de *Pistia stratiotes* (P) et dans un bassin sans plante, à surface d'eau libre (E), est présentée dans la Figure 6.1 et le Tableau 6.4. Les valeurs pour les bassins à laitues d'eau sont une moyenne effectuée sur les cinq bassins présentés précédemment.

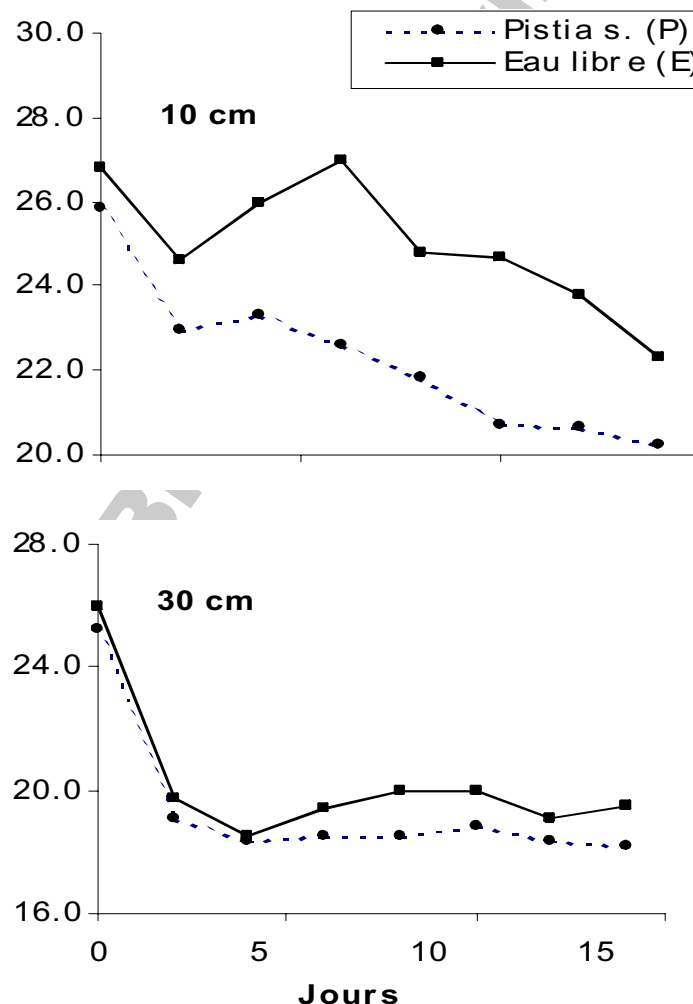


Figure 6.1: Evolution de la température à 10 et 30 cm de profondeur dans les bacs à laitues d'eau et dans les bacs à surface d'eau libre (Janvier 2001).

Les variations journalières de la température extérieure au mois de janvier (le mois le plus froid) sont plus importantes en surface dans les 10 premiers centimètres pour chacun des deux

systèmes. La présence des plantes permet cependant de limiter ces fluctuations seulement aux couches superficielles. En effet, les températures moyennes sur la période d'expérimentation sont respectivement de 21.8 ± 1.2 ; 19.3 ± 0.5 et 18.5 ± 0.3 à 10, 20 et 30 cm de profondeur pour les bacs à laitues d'eau, et de 24.7 ± 1.5 ; 22.4 ± 0.5 et 19.5 ± 0.5 pour le bac sans plante (Tableau 6.4). La différence de température entre bacs à laitues d'eau et bacs sans laitue d'eau varie entre 2 à 4 °C sur les 20 premiers centimètres. Elle est réduite à 1°C à 30 cm de profondeur.

Tableau 6.4 : Evolution de la température en culture batch des microcosmes avec et sans laitues d'eau (janvier 2001)

Profondeur	Bassins avec <i>Pistia s.</i> (P)			Bassin sans <i>Pistia s.</i> (E)		
	Température (°C)			Température (°C)		
Jours	10 cm	20 cm	30 cm	10 cm	20 cm	30 cm
0	25.9	25.5	25.3	26.8	26.8	26.0
2	23.0	20.1	19.1	24.6	22.2	19.7
4	23.3	19.0	18.4	26.0	23.0	18.5
6	22.6	19.4	18.5	27.0	22.0	19.4
8	21.9	19.6	18.5	24.8	23.1	20.0
10	20.7	19.3	18.8	24.7	22.5	20.0
12	20.7	18.7	18.4	23.8	21.8	19.1
14	20.3	18.8	18.2	22.3	21.9	19.5
Moyenne	21.8 ± 1.2	19.3 ± 0.5	18.5 ± 0.3	24.7 ± 1.5	22.4 ± 0.5	19.5 ± 0.5

Ces écarts n'influencent pas la sélection des microorganismes responsables de l'épuration [Edeline, 1993], mais ils peuvent jouer un rôle important pendant les mois les plus chauds et accroître la volatilisation de l'ammoniac dans les bassins sans plante [Reddy, 1983; Shilton, 1996], ce qui peut être toxique pour les poissons par exemple. En pisciculture, les bassins sont couverts de laitues d'eau pour limiter l'échauffement [Nacoulma, 1996] et l'émission d'ammoniac (par limitation de la croissance des algues).

6.3.1.2. Evolution du pH

L'évolution du pH est présentée dans la Figure 6.2 et le Tableau 6.5. Comme précédemment, les moyennes pour les bacs à laitues d'eau sont calculées pour les différentes profondeurs, 10, 20 et 30 cm. Dans le bac sans plante, le pH se basifie au cours du temps. A 10 cm de profondeur, il augmente de 2 unités et atteint 9.5 après 12 jours de culture. Cette augmentation s'explique par l'activité photosynthétique des algues dans ce bac. Dans le bac couvert de laitues d'eau, le profil du pH évolue légèrement vers des valeurs acides (7.3 à 6.3) avec une diminution d'une unité.

Tableau 6.5 : Evolution du pH en culture batch dans deux microcosmes avec et sans laitues d'eau (janvier 2001)

Profondeur Jours	Bassins avec <i>Pistia s.</i> (P)			Bassin sans <i>Pistia s.</i> (E)		
	10 cm	20 cm	30 cm	10 cm	20 cm	30 cm
0	7.3	7.3	7.3	7.6	7.6	7.6
2	6.9	6.9	6.8	7.7	7.6	7.7
4	6.8	6.8	6.9	7.9	7.8	7.8
6	6.6	6.7	6.6	8.0	7.8	7.9
8	6.6	6.7	6.7	8.8	8.4	8.2
10	6.4	6.5	6.5	9.3	8.3	8.4
12	6.3	6.4	6.4	9.5	9.3	8.9
14	6.2	6.3	6.3	9.6	9.4	9.0
Δ pH	1.1	1.0	1.1	-2.0	-1.8	-1.4

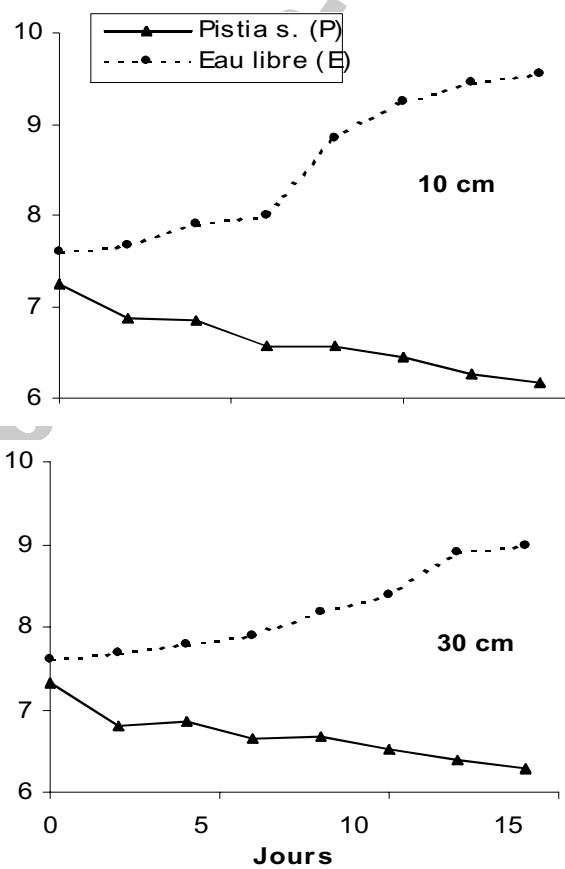


Figure 6.2 : Evolution du pH à 10 et 30 cm de profondeur dans les bacs à laitues d'eau (P) et dans les bacs à surface d'eau libre (E).

Ces résultats sont en accord avec ceux observés au Ghana dans des expériences similaires qui montrent également que l'ordre de décroissance du pH peut atteindre 2 unités lorsque la durée de culture atteint 4 semaines [Awuah *et al.*, 2001; Awuah *et al.*, 2002]. La baisse de pH dans les bacs à laitues d'eau semble ne pas affecter le développement de la plante, car c'est en milieu acide ($4 < \text{pH} < 6$) que sa croissance est optimale [Gopal, 1987; Sharma and Sridhar, 1989; Khedr and Serag, 1998]. Plusieurs facteurs peuvent expliquer cette baisse de pH. On peut citer :

- l'accumulation de H^+ suite à l'activité des bactéries nitrifiantes,
- l'accumulation de CO_2 due au métabolisme des plantes ou à la dégradation de la matière organique par les bactéries hétérotrophes [Attionu, 1976; Sridhar and Sharma, 1985; Jedick *et al.*, 1989],
- la production d'ions H^+ par la plante [Boves and Beer, 1987; Ndzomcet *et al.*, 1994] pour compenser le prélèvement de certains cations (nutrition minérale),
- et enfin, la sécrétion d'exsudats (acides organiques) au niveau des racines des plantes [Boves and Beer, 1987; Good and Patrick Jr., 1987].

6.3.1.3. Le potentiel redox

La présence des plantes favorise l'évolution du potentiel redox vers des valeurs positives et accroît le pouvoir oxydant du milieu. La valeur initiale du potentiel redox varie de -262 à -220 mV entre P12 et P15 et elle est de -23 pour P11. Lorsque la DCO initiale est supérieure à $216 \text{ mg O}_2/\text{l}$ (P12 à P15), les valeurs positives de potentiel redox sont atteintes à partir du 10^{ème} jour de culture. Avec P11 ($130 \text{ mg O}_2/\text{l}$), le potentiel redox atteint les valeurs positives en 4 jours. Dans tous les cas, les valeurs maximales atteintes restent inférieures à 250 mV.

Tableau 6.6 : Evolution du potentiel redox en fonction du temps dans les cultures de *Pistia stratiotes* lors des expériences 1 et 2

Jours	Bassins plantés (P)				
	P11	P12	P13	P14	P15
0	-23	-238	-262	-262	-220
2	-16	-170	-250	-250	-270
4	6	-20	-260	-260	-246
6	4	-80	-200	-200	-220
8	130	-5	-132	-132	-128
10	185	122	-168	-168	-190
12	194	173	60	60	-82
14	240	183	80	80	30

6.3.2. ELIMINATION DE LA CHARGE CARBONÉE

6.3.2.1. Evolution de l'oxygène dissous en fonction de la charge organique

L'oxygène mesuré dans les bassins est une résultante du métabolisme des plantes et des bactéries, ainsi que du transfert dû à la diffusion de l'air. L'évolution de l'oxygène à 10 cm (dans la zone racinaire) et à 30 cm de profondeur présente deux profils différents dans l'expérience 1 (Figure 6.3).

Pour les concentrations initiales de 130 et 216 mg DCO/l (P11 et P12), on décèle de faibles concentrations en oxygène dissous au début de l'expérience qui s'accumulent régulièrement jusqu'à une valeur maximale voisine de 2.7 mg O₂/l au dixième jour d'incubation. Les concentrations mesurées à 30 cm de profondeur suivent le même profil dès le quatrième jour d'essai.

Lorsque les concentrations initiales sont supérieures à 431 mg DCO/l (P13, P14 et P15) l'évolution de l'oxygène dissous est identique pour tous les échantillons. A 10 cm de profondeur, on décèle de très faibles concentrations à partir du quatrième jour d'incubation, et quatre jours plus tard à 30 cm. Les concentrations mesurées augmentent alors régulièrement avant de décroître entre le dixième et le douzième jour de culture pour l'ensemble des essais. On pourrait expliquer la baisse en oxygène dissous par des chutes de tissus morts des plantes dans les bacs car à ce stade, la densité est plus élevée. D'autres mécanismes liés à l'activité de *Pistia stratiotes* peuvent également expliquer cette diminution des concentrations en oxygène, mais ces possibilités n'ont pas été approfondies dans cette étude.

6.3.2.2. Evolution de la DCO et des MES.

La DCO et les MES évolue en sens inverse avec l'oxygène dissous (Figure 6.3), ce qui traduit une probable utilisation de l'oxygène pour la dégradation de la matière carbonée. L'abattement de la DCO totale et des MES est très rapide dans les 5 premiers jours, puis se stabilise lorsque les concentrations en DCO atteignent 150 mg O₂/l (Figure 6.3). Les rendements d'élimination dans les bacs varient de 80 à 95 % pour la DBO, de 63 à 90 % pour la DCO et de 67 à 96 % pour les MES. Pour la DCO filtrée, les abattements sont identiques pour les échantillons P12 à P15 (60-70 %) et différent pour P11 (29 %) (Tableau 6.7).

En superposant l'évolution de l'oxygène à celle de la DCO, on peut voir sur la Figure 6.3 que les fortes concentrations en oxygène dissous sont observées lorsque la DCO totale est inférieure à 150 mg O₂/l. En dessous de 150 mg DCO/l, l'abattement de la DCO évolue très peu dans les bacs. Les analyses montrent que cette valeur correspond à celle de la DCO filtrée (Figure 6.3) des effluents bruts (P14 et P15). On peut expliquer ce ralentissement dans l'élimination de la DCO totale par le fait que les fractions difficilement biodégradables et dissoutes deviennent importantes au cours de l'épuration. En effet, cette phase intervient lorsque la grande partie des MES est éliminée dans les bacs, soit dans la première semaine de culture pour tous les échantillons.

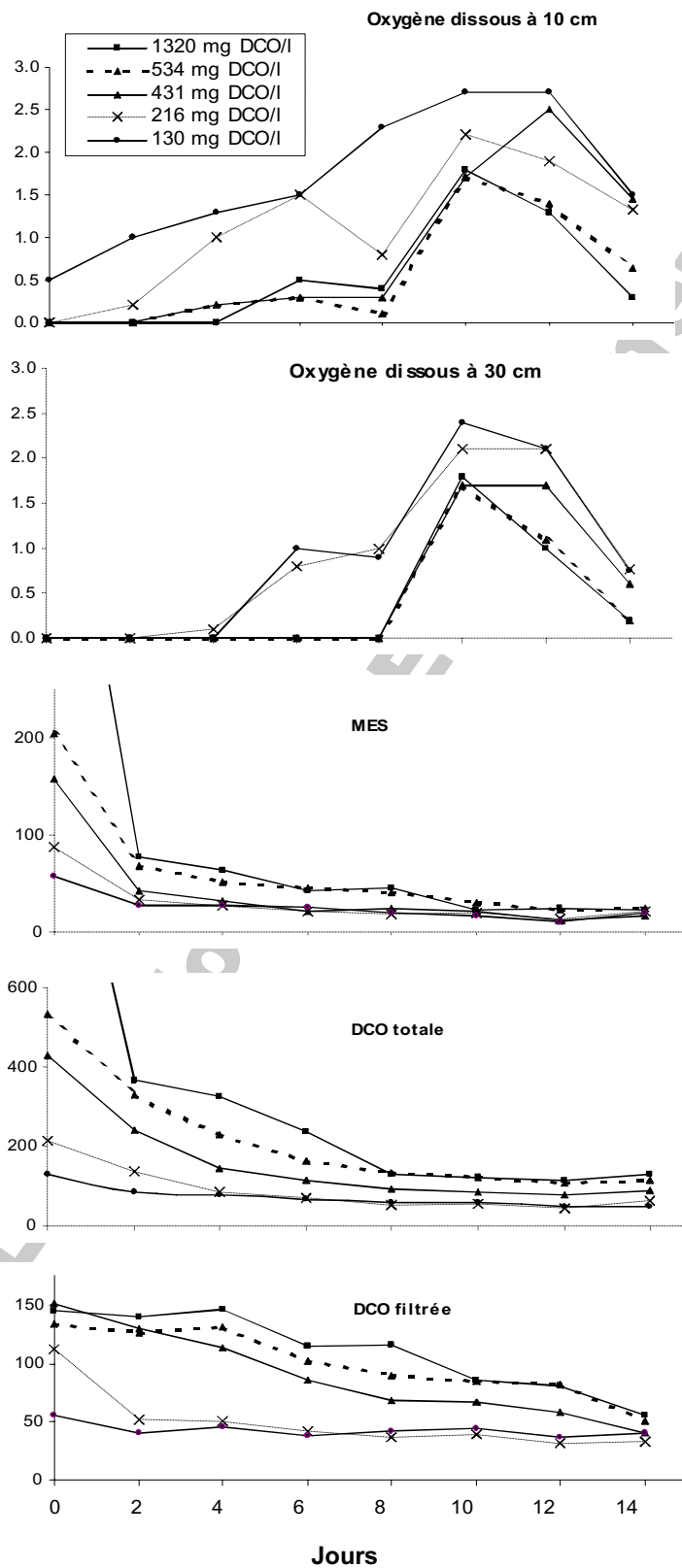


Figure 6.3 : Evolution de l'oxygène dissous à 10 et 30 cm de profondeur dans une culture batch de *Pistia stratiotes* et abattement de la pollution carbonée (DCO, DBO et MES) en fonction du temps

Tableau 6.7: Rendement d'élimination des MES, de la DCO et de la DBO₅ dans des bassins à laitues d'eau en culture batch après deux semaines de temps de rétention

Bassins	MES	Rendements (%)		
		DCO totale	DCO filtrée	DBO ₅
P11	67	63	29	81
P12	76	71	71	92
P13	90	79	60	86
P14	88	79	62	94
P15	96	90	61	95

L'évolution de la DCO filtrée est régulière, quelle que soit la charge initiale et la concentration en oxygène dissous (Figure 6.3), ce qui peut indiquer que son élimination n'est pas proportionnelle à la quantité d'oxygène disponible.

Ces résultats indiquent qu'une partie de l'oxygène produit par les plantes est probablement utilisée par des bactéries, mais l'abattement des MES dû à la présence des plantes semble être le principal mécanisme d'élimination de la pollution carbonée. La contribution de la dégradation aérobie dans l'abattement de la pollution carbonée peut être déterminée avec la connaissance des quantités d'oxygène apportées au milieu.

6.3.2.3. Rôle de *Pistia stratiotes* dans l'élimination de la pollution carbonée

La production d'oxygène par *Pistia stratiotes* est estimée entre 1.4 et 2.0 g O₂/m²/j [Moorhead and Reddy, 1988; Jedicke *et al.*, 1989; Reddy *et al.*, 1990], ce qui donne en 14 jours une quantité totale de 20 à 28 g de O₂/m² ou 15 à 21 g O₂/bac d'expérimentation.

La demande biochimique en oxygène (mesure réalisée en bloquant la nitrification) des bassins varie de 54 à 680 mg O₂/l, soit de 16.2 à 204 g O₂/bac. Ceci montre que la production de l'oxygène par la laitue d'eau est insuffisante pour éliminer la matière carbonée en deux semaines de culture. On déduit de ce résultat que l'activité des bactéries aérobies n'explique pas à elle seule l'abattement de la matière organique ou de l'azote. Pour cette expérience, il faudrait au moins 12 jours pour éliminer 90 % des charges organiques dans P11 et presque 5 mois pour P15. On en déduit que le rôle de *Pistia stratiotes* dans l'abattement de la pollution carbonée est d'abord physique (rétention par filtration et sédimentation).

Plusieurs auteurs indiquent que l'élimination de la pollution carbonée est dominée par la relation symbiotique plantes-bactéries dans laquelle la plante fournit l'oxygène nécessaire aux bactéries pour leur métabolisme [Reedy and DeBusk, 1984, 1987; Charbonnel, 1989; Polprasert and Khatiwada, 1998]. Cette hypothèse suppose que les rendements devraient s'améliorer avec l'oxygénation des couches d'eau en-dessous des racines. En d'autres termes, l'abattement de la pollution devrait être meilleur dans les bassins les mieux oxygénés. Les résultats de cette étude montrent plutôt que cette relation symbiotique n'est pas une condition *sine qua non* à l'élimination de la pollution carbonée. Pour préciser la contribution effective dans la dégradation de la pollution, une meilleure estimation basée sur les cinétiques de

croissance bactérienne serait mieux indiquée. Toutefois, cette approche n'est pas encore développée pour l'épuration par lagunage.

6.3.3. ELIMINATION DE L'AZOTE

Etant donné que l'ammonium est la forme dominante d'azote au début des essais, nous faisons l'hypothèse que son élimination traduit également celle de l'azote total.

6.3.3.1. Influence de la charge azotée et organique sur l'élimination de l'ammonium

La concentration en oxygène dissous dans les bacs est influencée par les charges en ammonium (Figure 6.4). Pour une concentration initiale en ammonium de 60 à 70 mg N-NH₄⁺/l, l'évolution de l'oxygène dissous est stable (< 1.5 mg O₂/l), quelle que soit la charge en DCO (70, 140 ou 300 mg DCO/l) (expérience 2). Cependant, pour une même charge organique, l'augmentation de la concentration en oxygène dissous est plus importante lorsque la charge initiale en ammonium est faible.

6.3.3.2. Influence de l'azote et du carbone sur la nitrification

Les rendements d'élimination de l'azote total sont de 84, 89, 49, 71 et 82 % respectivement pour P11, P12, P13, P14 et P15. Dans le même ordre, les rendements d'élimination de l'ammonium sont de 94, 95, 50, 75 et 97 %. Ces valeurs sont en général légèrement supérieures à celles de l'azote total (Tableau 6.8).

La quantité d'ammonium éliminée dans la première expérience est presque identique pour les bacs P12 à P15 (1.6 – 1.9 g N-NH₄⁺/m³/j), et elle est de 0.6 g N-NH₄⁺/m³/j pour P11. Les bacs P12 et P15 ont le même rendement, alors que la concentration initiale en DCO est 5 fois plus élevée dans P15.

On pourrait déduire de ces résultats que la charge organique n'a aucune influence sur l'élimination de l'azote au-delà d'une certaine charge, qui peut être considérée comme égale à 216 mg DCO/l (P12) dans cette expérience. Pour vérifier cette hypothèse, la deuxième série d'expérience compare l'évolution de l'ammonium, pour une charge fixe, dans des milieux de cultures de DCO comprise entre 70 et 300 mg O₂/l (Figure 6.5).

Tableau 6.8 : Rendements d'élimination de l'azote en fonction des concentrations initiales en DCO

	Concentrations initiales				Rendements		
	DCO totale (mg O ₂ /l)	N-NH ₄ ⁺ (mg/l)	NH ₄ ⁺ /NT (NH ₄ ⁺ +NO ₃ ⁻) Ntotal		NT (%)	N-NH ₄ ⁺ (%)	N-NH ₄ ⁺ (g/m ³ /j)
P11	130	9.0	0.61	0.64	84	94	0.6
P12	216	23.8	0.78	0.81	89	95	1.6
P13	431	52.0	0.80	0.84	49	50	1.8
P14	534	36.0	0.72	0.76	71	75	1.9
P15	1320	23.8	0.74	0.84	82	97	1.6

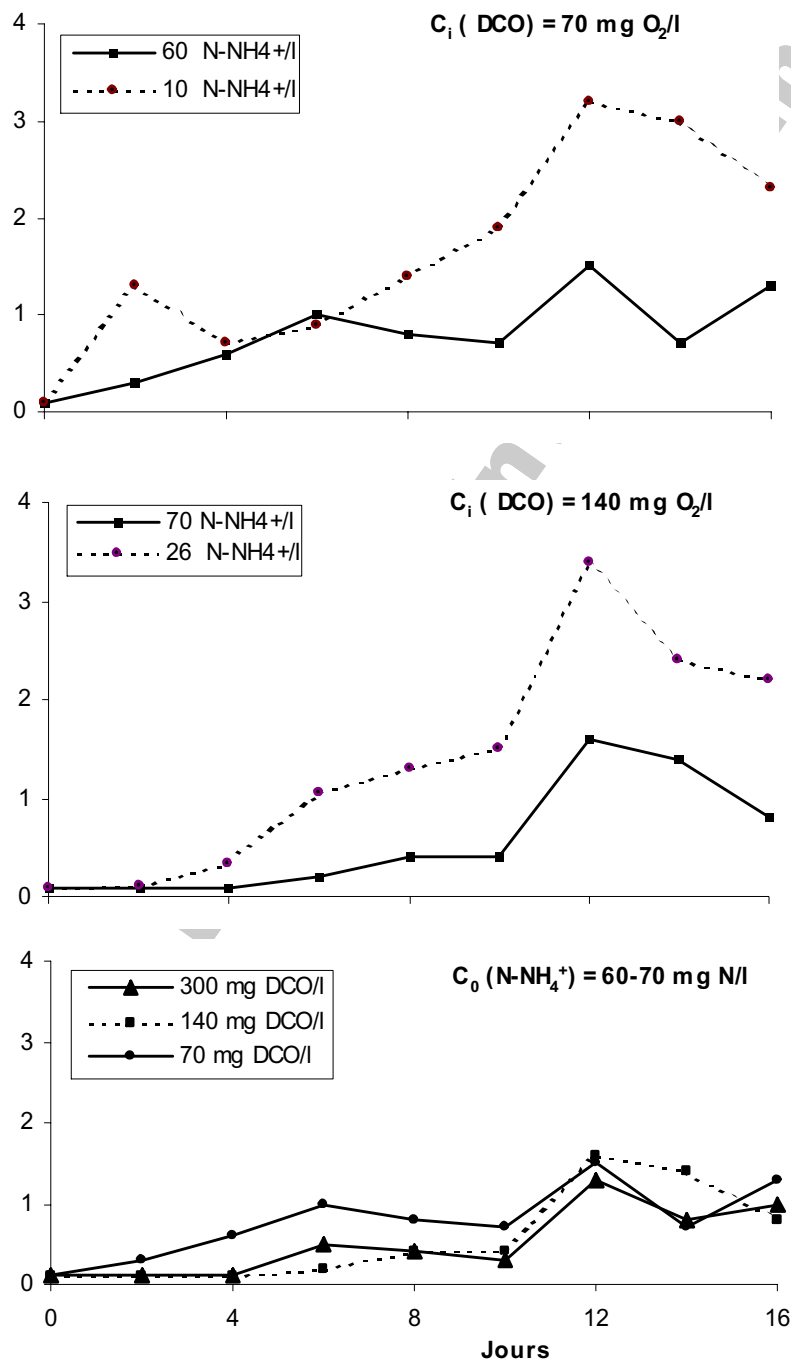


Figure 6.4 : Influence de la charge initiale en ammonium sur la disponibilité de l'oxygène dissous : mesure effectuée à 20 cm de profondeur sous cultures de *Pistia stratiotes* pour différentes concentrations en DCO.

Comme dans la première expérience, les vitesses d'élimination varient de 1.7 à 1.9 g N-NH₄⁺/m³/j lorsque les concentrations sont comprises entre 140 et 300 mg DCO/l, ce qui permet de dire que l'abattement de l'ammonium est constant lorsque la charge organique est importante (≥ 140 mg DCO/l), et de confirmer l'hypothèse précédemment énoncée. Cependant, pour de faibles charges organiques (70 mg DCO/l), le rendement est plus élevé (2.6 g N-NH₄⁺/m³/j) quand l'azote est suffisant.

6.3.3.3. Nitrification/dénitrification et assimilation de l'azote par les plantes

Plusieurs études effectuées avec la laitue d'eau montrent que les concentrations en azote dans les tissus de la plante varient entre 1 et 5 % du poids sec de la plante [Gopal, 1987; Kawai *al.*, 1987; Reddy and Debusk, 1987]. Les mesures effectuées avec les plantes prélevées sur les stations d'épuration en Afrique rapportent des valeurs de 4.20 à 4.88 % au Cameroun [Agendia, 1987; Agendia *et al.*, 1997; Fonkoue *et al.*, 2002]. La teneur moyenne en azote dans les laitues d'eau cultivées sur bassin d'épuration à Niamey est de 3.4 % au Niger [Laouadi *al.*, 1996]. D'après ces différents travaux, la concentration en azote dans les tissus de la plante évolue très peu dans les milieux riches en nutriments.

La production de biomasse de la laitue d'eau a été estimée à 2.0 ± 0.5 kg de matière fraîche (MF) par bac durant les deux semaines de culture, ce qui correspond à une production de 100 ± 25 g de matière sèche (MS)/bac. En considérant la teneur maximale de 5 % d'azote dans les tissus des plantes (50 g/kg MS), on peut estimer à 5 ± 1 g N la quantité maximale d'azote assimilé par les plantes durant la culture. Cette quantité représentant une contribution < 32 % dans l'élimination de l'ammonium lorsque les charges initiales sont supérieures à 52 mg/l (P13, P22, P24 et P25). L'azote exporté par les plantes atteint 70 % de la charge en ammonium lorsque les concentrations initiales sont inférieures à 24 mg/l (Tableau 6.9). La part d'azote perdu par dénitrification devient importante lorsque les concentrations initiales sont élevées, elle est d'au moins 30 % (Tableau 6.9). Ce résultat est en accord avec ceux rapportés dans la littérature [Adams and Eckenfelder, 1977; DeBusk and Ryther, 1984; Reddy *al.*, 1989; Reddy and D'Angelo, 1990; Kootat et al. and Polprasert, 1997]

L'abattement de l'ammonium est régulier pour l'ensemble des bacs (Figure 6.5). L'ammonium est éliminé soit par oxydation en nitrate puis dénitrification, soit par le prélèvement des plantes. Nous négligeons ici les quantités qui peuvent être prélevées par la biomasse bactérienne ou par volatilisation (pH neutre). Sur cette base, on pourrait expliquer la stabilité des concentrations en début d'expérimentation par : une absence de nitrification, une dénitrification rapide ou une assimilation des nitrates produits (par les plantes). Cette période peut aussi correspondre à la phase d'acclimatation de la biomasse nitrifiante, mais on observe pas de stabilisation dans l'évolution de l'ammonium au même moment, ce qui permet de cartier cette hypothèse.

Tableau 6.9: Pourcentage de $N-NH_4^+$ éliminé par la biomasse et par nitrification-dénitrification

	Influent		Effluent			N-éliminé			
	DCO	$N-NH_4^+$	$N-NH_4^+$	NO_3^- produit		par bac ¹	par les plantes ³		
	mg/l	(mg N/l)	(g N/bac)	(g N/bac)	(g N/bac)	(g N/bac) ²	(%)	% N influent	% N éliminé/bac
P12	216	23.8	7.1	0.2	-0.1	7.0	98	70	71
P13	431	52	15.6	5.3	-0.4	10.7	69	32	47
P14	534	36	10.8	1.8	-0.4	9.4	87	46	53
P15	1320	23.8	7.1	0.2	-0.7	7.7	108	70	65
P22	70	60	18.0	3.7	2.3	12.0	67	28	42
P24	140	70	21.0	8.0	1.6	11.4	54	24	44
P25	300	60	18.0	6.7	0.5	10.8	60	28	46

¹ N éliminé = $N-NH_4$ influent - NH_4 effluent - NO_3 produit

² calcul effectué en prenant en compte la perte d'eau par évapotranspiration (7 mm/j)

³ N éliminé par les plantes = 5 g / bac

L'évolution des nitrates en fonction de la charge carbonée et azotée est présentée dans la Figure 6.5. Pour tous les bacs, on observe une stabilité en début d'expérimentation. Lorsque la charge initiale est inférieure à 26 mg $N-NH_4^+$ /l (P21 et P23) la concentration en nitrate varie très peu (Figure 6.5) et les valeurs mesurées restent inférieures à 0.5 mg $N-NO_3^-$ /l. Par contre, pour des concentrations initiales en ammonium de 60-70 mg $N-NH_4^+$ /l (P22 et P24), on observe une accumulation de nitrate dès le 6^{ème} jour pour P22 et dès le 10^{ème} jour pour P24. En fin d'expérimentation, les concentrations en nitrate dans ces bacs sont respectivement de 13.0 et 10.2 mg $N-NO_3^-$ /l (2.4 g $N-NO_3^-$ dans P22 et 1.9 g $N-NO_3^-$ dans P24). Avec une forte charge organique et une concentration en ammonium élevée, la concentration en nitrates est constante dans P25, et inférieure à 1 mg $N-NO_3^-$ /l.

L'accumulation de nitrate dans P22 et P24 intervient lorsque la DCO est inférieure à 50 mg O_2 /l, ce qui peut signifier que la dénitrification est limitée lorsque la DCO atteint cette valeur. On pourrait aussi évoquer la présence de bactéries *Anammox*, responsables de l'oxydation anaérobie de l'ammonium au début de l'expérimentation, pour expliquer l'élimination de l'azote à ce stade. En effet, ce type de bactérie a été identifié dans des réacteurs biologiques anoxiques et dans les sédiments marins où elles sont responsables de l'oxydation de l'ammonium en azote élémentaire (N) [Jetten *et al.*, 2001; Thamdrup and Dalsgaard, 2002]. On estime qu'elles peuvent contribuer de 24 à 67 % dans l'élimination de l'ammonium en milieu anaérobie [Thamdrup and Dalsgaard, 2002].

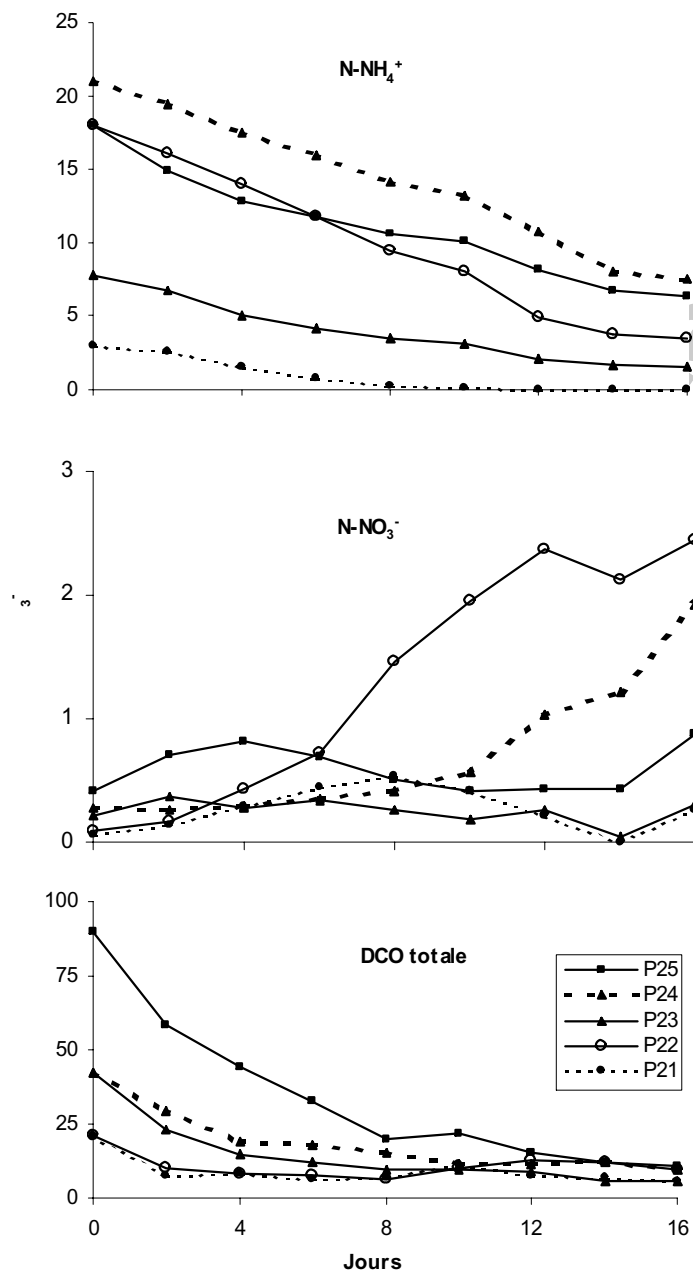


Figure 6.5: Evolution de l'azote avec la matière carbonée : influence de $N-NH_4^+$ et de la DCO sur l'évolution de $N-NO_3^-$

6.3.4. ELIMINATION DU PHOSPHORE DANS UN BASSIN À LAITUES D'EAU

L'élimination du phosphore dans les bassins à macrophytes est principalement contrôlée par le prélèvement des plantes et les réactions de complexation. Dans cette étude, nous n'avons pas analysé la présence et l'importance des concentrations des principaux ions (Ca^{2+} , Fe^{2+} , Fe^{3+} et Al^{3+}) intervenant dans ces réactions. L'accent sera mis sur les rendements atteints en présence de plantes.

Dans un milieu riche en azote, l'assimilation du phosphore par les plantes aquatiques est seulement influencée par sa disponibilité [Gopal, 1987; Reddy and Debusk, 1987] et la productivité de la plante. La disponibilité de l'azote dans les différents essais ne permet pas de mettre en évidence son influence sur l'élimination du phosphore dans cette étude.

Les concentrations en phosphore varient entre 1 et 7 mg P-PO₄³⁻/l. Les vitesses moyennes de disparition varient entre 0.1 à 0.5 g P/m³/j (Tableau 6.10). Les plus grandes vitesses d'élimination sont obtenues lorsque les concentrations initiales sont fortes.

Tableau 6.10 : Rendements d'élimination du phosphore dans une culture de laitues d'eau pour différentes concentrations initiales en DCO et N-NH

	Concentrations initiales			Rendements	
	DCO totale (mg O ₂ /l)	N-NH ₄ ⁺ (mg/l)	P-PO ₄ ³⁻ (mg/l)	P-PO ₄ (%)	P-PO ₄ ³⁻ (g/m ³ /j)
P11	130	9.0	1.1	91	0.3
P12	216	23.8	3.0	100	0.5
P13	431	52.0	6.9	93	0.5
P14	534	36.0	6.0	97	0.4
P15	1320	23.8	4.7	98	0.3

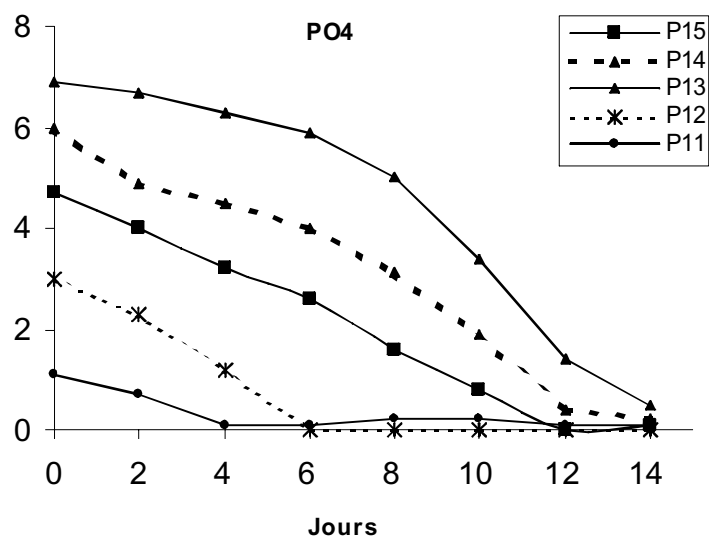


Figure 6.6 : Abattement du phosphore dans une culture de laitues d'eau pour des concentrations variables en DCO et en ammonium

Le Tableau 6.10 montre que la vitesse d'élimination du phosphore varie avec les concentrations initiales. La totalité du phosphore est éliminée en moins d'une semaine lorsque les concentrations initiales sont inférieures à 4 mg P-PO₄³⁻/l. Entre 4 et 7 mg P-PO₄³⁻/l, les rendements d'élimination sont compris entre 93 et 98 % en deux semaines (Figure 6.6), quelle que soit la charge organique ou azotée.

6.4. SYNTHÈSE

L'objectif de cette étude était d'élucider l'influence des charges organiques et azotées sur l'évolution des paramètres environnementaux et sur le déroulement des mécanismes épuratoires dans une culture batch de laitues d'eau. Les principales hypothèses et conclusions sont les suivantes :

- l'utilisation de la laitue d'eau dans les bassins d'épuration permet de réduire la stratification de la masse d'eau et d'homogénéiser la température du bassin. Le pH dans ce microcosme diminue d'une unité au cours de l'épuration en deux semaines de cultures.
- la présence de la laitue d'eau fait évoluer les paramètres du milieu. Le potentiel redox d'un milieu à caractère réducteur (< -200 mV) évolue vers des valeurs positives ($+250$ mV) et l'oxygène dissous s'accumule dans le même temps dans le bassin.
- la concentration en oxygène dissous est influencée aussi bien par la charge azotée que par la matière carbonée. Sa mesure ne peut pas être considérée comme paramètre de contrôle en épuration secondaire.

La composition du milieu semble ne pas affecter l'abattement de la pollution carbonée. En particulier, la production d'oxygène par les racines des plantes est insuffisante pour assurer une dégradation aérobie de la pollution. Lorsque les plantes ne sont pas récoltées, les principaux mécanismes d'élimination de la pollution carbonée semblent être la filtration dans les racines des plantes et la sédimentation. Les rendements d'élimination varient de 80 à 95 % pour la DBO_5 , de 63 à 90 % pour la DCO et de 67 à 96 % pour les MES. L'abattement de la DCO filtrée est modeste (60-70 %). Les résultats indiquent que l'épuration secondaire est atteinte lorsque la $DCO \leq 140$ mg O_2/l ($DBO_5 \leq 50$ mg O_2/l).

En culture batch, l'élimination de l'ammonium est principalement due aux réactions de nitrification/dénitrification qui s'intensifient lorsque la charge organique est faible. Le rendement d'élimination de l'azote est indépendante de la charge organique pour des concentrations initiales supérieures à 140 mg N/l . En deux semaines de culture, le rendement d'élimination de l'ammonium varie entre 54 et 70 % pour des concentrations initiales > 50 mg $N-NH_4^+/l$ et les quantités d'azote stockées dans les tissus des plantes sont < 32 des charges initiales. En début de culture, lorsque le milieu est anoxique, il n'est pas exclu que les bactéries *Anammox* oxydent l'ammonium en azote élémentaire.

6.5. RÉFÉRENCES

- Adams, C. E. and Eckenfelder, W. W. (1977). "Nitrification Design Approach for High-Strength Ammonia Wastewaters." *Journal Water Pollution Control Federation* **49**(3): 413-421.
- Agendia, P. L. (1987). *Bioaccumulation of mineral nutrients by some typical aquatic macrophytes :application in the purification of Byem-Assi domestic sewage* Doctorat de spécialité / University of Yaoundé; Yaoundé. 161 p.
- Agendia, P. L., Noumsi, Y. M. K., Fonkou, T., Mefenya, R. and Sonwa, J. D. (1997). "Compost production from Pistia stratiotes biomass generated by a macrophytic sewage treatment system in Yaounde (Cameroun)." *Cahiers Agricultures* **6**(1): 15-19.
- APHA (1998). *Standard methods for the examination of water and wastewater* Washington, DC, American Public Health Association. 1 vol. (pag. mult.).
- Attionu, R. H. (1976). "Some effects of water lettuce (*Pistia stratiotes*, L) on its habitat." *Hydrobiologia* **50**(3): 245-254.
- Awuah, E., Anohene, F., Asante, K., Lubberding, H. and Gijzen, H. (2001). "Environmental conditions and pathogen removal in macrophyte- and algal-based domestic wastewater treatment systems." *Water Science and Technology*. [print] **44**(6): 11-18.
- Awuah, E., Lubberding, H. J., Asante, K. and Gijzen, H. J. (2002). "The effect of pH on enterococci removal in Pistia-, duckweed- and algae-based stabilization ponds for domestic wastewater treatment." *Water Sci Technol* **45**(1): 67-74.
- Boves, G and Beer, S. (1987). *Physiological Plant Processes : Photosynthesis* *Aquatic plant for water treatment and resource recovery* Reddy, K. R. and Smith, W. H. Orlando, Mangnolia Publishing Inc: 311-335.
- Charbonnel, Y. (1989). *Manuel du lagunage à macrophytes en régions tropicales* Paris, A.C.C.T. 37 p.
- DeBusk, T. A. and Ryther, J. H. (1984). Nutrient removal from domestic wastewater by water hyacinth: Importance of plant growth, detritus production and denitrification. *Proc. on future of water reuse* Am. Water Works Ass. **2/3**: pp. 713-722
- Edeline, F. (1993). *L'épuration biologique des eaux théorie & technologie des réacteurs* Liège, Cebedoc Editeur [etc.]. 303 p.
- Fonkou, T., Agendia, P. L., Kengne, I. M., Amougou, A. and Nya, J. (2002). Potentials of water lettuce (*Pistia stratiotes*) in domestic sewage treatment with macrophytic lagoon systems in Cameroon. In: *Proceedings of International Symposium on Environmental Pollution Control and Waste management, "EPCOWM2002,"* Tunis - Tunisia. INRST, J., INRST, JICA. **2/2**: pp. 709-714
- Good, B. J. and Patrick Jr., W. H. (1987). *Root-Water-Sediment Interface Processes* *Aquatic plant for water treatment and resource recovery* Reddy, K. R. and Smith, W. H. Orlando, Mangnolia Publishing Inc: 359-343.
- Gopal, B. (1987). *Water hyacinth* Amsterdam [etc.], El sevier. 471 p.

- Jedicke, A., Furch, B., Saint, P. U. and Schlueter, U. B. (1989). "Increase in the oxygen concentration in Amazon waters resulting from the root exudation of two notorious water plants, *Eichhornia crassipes* (Pontederiaceae) and *Pistia stratiotes* (Araceae)." *Amazoniana* **11**(1): 53-70.
- Jetten, M. S., Wagner, M., Fuerst, J., van Loosdrecht, M., Kuenen, G. and Strous, M. (2001). "Microbiology and application of the anaerobic ammonium oxidation ('anammox') process." *Current Opinion in Biotechnology* **12**(3): 283-288.
- Kawai, H., Uehara, M. Y., Gomes, J. A., Jahnel, M. C., Rossetto, R., Alem, S. P., Ribeiro, M. D., Tinel, P. R. and Grieco, V. M. (1987). "Pilot-Scale Experiments in Water Hyacinth Lagoons for Wastewater Treatment." *Water Sci Technol* **19**(10): 24-28.
- Khedr, A. H. A. and Serag, M. S. (1998). "Environmental Influences on the Distribution and Abundance of Water lettuce (*Pistia stratiotes* L) in Egypt." *Limnologica* **28**(4): 387-393.
- Koottatep, T. and Polprasert, C. (1997). "Role of plant uptake on nitrogen removal in constructed wetlands located in the tropics." *Water Science and Technology* **36**(12): 1-8.
- Laouali, G., Delisle, C. E., Vincent, G., Couillard, D. and Laouali, S. (1996). "Experimental study of wastewater treatment by facultative ponds and free hydrophytes in Niger." *Water Quality Research Journal of Canada* **31**(1): 37-50.
- Moorhead, K. K. and Reddy, K. R. (1988). "Oxygen-Transport through Selected Aquatic Macrophytes." *Journal of Environmental Quality* **17**(1): 138-142.
- Nacoulma, O. O. G. (1996). *Plantes médicinales et Pratiques médicinales traditionnelles au Burkina Faso : cas du plat eau central* Doctorat es Sciences Naturelles / Université de Ouagadougou; Ouagadougou.
- Ndzomo, G. T., Ndoumou, D. O. and Awah, A. T. (1994). "Effect of Fe-2+, Mn-2+, Zn-2+, and Pb-2+ on H⁺/K⁺ fluxes in excised *Pistia stratiotes* roots." *Biologia Plantarum Prague* **36**(4): 591-597.
- Polprasert, C. and Khatiwada, N. R. (1998). "An integrated kinetic model for water hyacinth ponds used for wastewater treatment." *Water Res* **32**(1): 179-185.
- Reddy, K. R. (1983). "Fate of nitrogen and phosphorus in a waste-water retention reservoir containing aquatic macrophytes." *J. Environ. Qual.* **12**(1): 137-141.
- Reddy, K. R. and D'Angelo, E. M. (1990). "Biomass yield and nutrient removal by water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) as influenced by harvesting frequency." *Biomass* **21**(1): 27-42.
- Reddy, K. R., D'Angelo, E. M. and Debusk, T. A. (1990). "Oxygen transport through aquatic macrophytes: The role in wastewater treatment." *Journal of Environmental Quality* **19**(2): 261-267.
- Reddy, K. R. and Debusk, T. A. (1987). Nutrient storage capabilities of aquatic and wetlands plants. *Aquatic plants for water treatment and resource recovery* Reddy, K. R. and Smith, W. D. Orlando, Mangnolia Publishing Inc. 337-357.
- Reddy, K. R., Patrick, W. H. and Lindau, C. W. (1989). "Nitrification-Denitrification at the Plant Root-Sediment Interface in Wetlands." *Limnology and Oceanography* **34**(6): 1004-1013.

- Reedy, K. R. and DeBusk, T. A. (1984). "Growth characteristics of aquatic macrophytes cultured in nutrient-enriched water: I. Water hyacinth, water lettuce and pennywort." *Econo. Bot.* **38**(2): 229-239.
- Reedy, K. R. and DeBusk, T. A. (1987). "State-of-the art of aquatic plants in water pollution control." *Wat. Sci. Tech.* **19**(10): 61-79.
- Sharma, B. M. and Sridhar, M. K. C. (1989). "Growth-Characteristics of Water Lettuce (*Pistia-Stratiotes* L) in Southwest Nigeria." *Archiv Fur Hydrobiologie* **115**(2): 305-312.
- Shilton, A. (1996). "Ammonia volatilization from a piggery pond." *Water Science and Technology* **33**(7): 183-189.
- Sridhar, M. K. C. and Sharma, B. M. (1985). "Some observations on the oxygen changes in a lake covered with *Pistia stratiotes* L." *Water Res* **19**(7): 935-939.
- Thamdrup, B. and Dalsgaard, T. (2002). "Production of N₂ through Anaerobic Ammonium Oxidation Coupled to Nitrate Reduction in Marine Sediments." *Applied and Environmental Microbiology* **68**(3): 1312-1318.

EPFL - LBE Lab. Biotech. Environnementale

CHAPITRE 7.

**ELIMINATION DE LA POLLUTION CARBONÉE :
PARAMÈTRES DE DIMENSIONNEMENT**

Des extraits de ce chapitre ont été publiés dans les revues et proceedings suivants :

KONÉ, D., SEIGNEZ, C. AND HOLLIGER, C. (2002).

Assessing design criteria for BOD5 removal under sahelian climate conditions. In: *5th International IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds, Pond Technology for the new millennium*, Auckland. IWA, NZWWA.1/2: 191-199

7.1. INTRODUCTION

Les paramètres couramment utilisés pour le dimensionnement des bassins d'épuration en traitement secondaire sont principalement : la charge organique, le temps de séjour hydraulique et la charge hydraulique. Le temps de séjour est intimement corrélé à la charge hydraulique et correspond en général à la durée optimale de contact des polluants à dégrader avec les microorganismes responsables de l'épuration dans les bassins. Il peut être influencé négativement par un mauvais rendement hydraulique (perte importante de débit, pluviométrie excessive) ou par un profil hydrodynamique réduisant le temps de passage du polluant dans le bassin. Les performances des bassins sont souvent rapportées au temps de séjour théorique de dimensionnement qui, le plus souvent, diffère de l'estimation réelle. Dans la plupart des travaux effectués sur le lagunage en Afrique de l'Ouest et du Centre, ces mesures ne sont pas souvent réalisées, et les données présentées ne permettent pas toujours de quantifier les paramètres de dimensionnement.

La charge organique appliquée sur le bassin de tête est le paramètre le plus utilisé pour le dimensionnement des bassins d'épuration. Cependant, comme cela a été montré au Chapitre 2, la variabilité des eaux usées en fonction des standings de vie affecte considérablement les concentrations en polluants. Elles sont faibles pour les standings de haut niveau (compte tenu de la grande consommation d'eau) et très concentrées pour les standings modestes. A une charge organique donnée peuvent correspondre différentes charges hydrauliques. Dans ces conditions, il est souhaitable que les trois paramètres (charge organique, charge hydraulique et temps de séjour) soient mis en évidence dans chaque cas d'étude pour une plus grande clarté des résultats présentés.

La détermination des paramètres de dimensionnement se fait à partir d'équations mathématiques établies de façon empirique ou rationnelle. La méthode empirique se base le plus souvent sur des corrélations entre les charges appliquées et les charges éliminées, et la méthode rationnelle sur la cinétique de dégradation. La combinaison des deux approches permet de définir les charges maximales admissibles sur un bassin d'épuration et de prévoir les rendements épuratoires en fonction du temps de séjour optimal.

Le modèle couramment utilisé pour exprimer l'évolution de la pollution carbonée dans les systèmes plantés est basé sur une approximation du modèle d'écoulement piston (Eq. 7.1) et est proposé par plusieurs auteurs dont *International Water Association (IWA)* [Kumar and Garde, 1989; Kadlec and Knight, 1996; IWA, 2000]. Ce modèle suppose que les plantes sont aussi à l'origine d'une pollution résiduelle, principalement constituée de bactéries (mortes ou vivantes), de racines mortes, de stolons et de feuilles mortes. La limite d'épuration de ces systèmes ne peut donc atteindre des valeurs inférieures à cette pollution résiduelle. En tenant compte de cet apport intrinsèque de polluants, on exprime la cinétique de dégradation comme suit (Eq. 7.1):

$$\frac{dC}{dt} = k_T(C - C_r) \quad (\text{Eq. 7.1})$$

où

$$k_{T^{\circ}C} = k_{20^{\circ}C} \theta^{(T^{\circ}C - 20)} \quad (\text{Eq. 7.2})$$

et C : concentration en polluant à l'instant t (mg/l)

C_r : concentration résiduelle du polluant (mg/l)

k_T et $k_{20^{\circ}C}$: constante cinétique de réaction à la température T et à la température de référence $20^{\circ}C$

θ : coefficient de température = 1.053 à Ouagadougou [Touré, 1986]

La résolution de l'équation (Eq. 7.1) se présente sous la forme suivante :

$$C - C_r = (C_i - C_r)e^{-k_T t} \quad (\text{Eq. 7.3})$$

avec C_i = concentration initiale (mg/l)

La prise en compte de C_r dans la cinétique d'élimination de la pollution carbonée permet d'approcher la valeur réelle de la constante cinétique avec moins d'erreur. Les valeurs de C varient de 1 à 15 mg DBO₅/l pour les bassins à macrophytes enracinés [IWA, 2000].

L'étude hydrodynamique (Chapitre 4) a montré que l'écoulement dans les bassins est de type piston dispersif avec un indice de dispersion $d = 0.22$. Cette caractéristique permet d'utiliser les équations (Eq. 4.2) et (Eq. 4.4) pour calculer la constante cinétique réelle k d'élimination de la DBO₅ et de la DCO.

$$\frac{C}{C_i} = \frac{4ae^{\frac{1}{2d}}}{(1+a)^2 e^{\frac{a}{2d}} - (1-a)^2 e^{-\frac{a}{2d}}} \quad (\text{Eq. 4.2})$$

$$a = \sqrt{1 + 4 \times k_d \times t \times d} \quad (\text{Eq. 4.4})$$

avec d : indice de dispersion

L'objectif de cette étude est de déterminer les principaux paramètres de dimensionnement du lagunage à l'aide d'eau sous climat sahélien : la constante cinétique de dégradation de la pollution carbonée, la charge maximale de DBO₅ admissible et le temps de séjour nécessaire pour une épuration optimale de la matière carbonée.

7.2. MÉTHODES

7.2.1. LE DISPOSITIF

Le dispositif expérimental est présenté au Chapitre 3.

7.2.2. PROTOCOLES D'EXPÉRIMENTATION

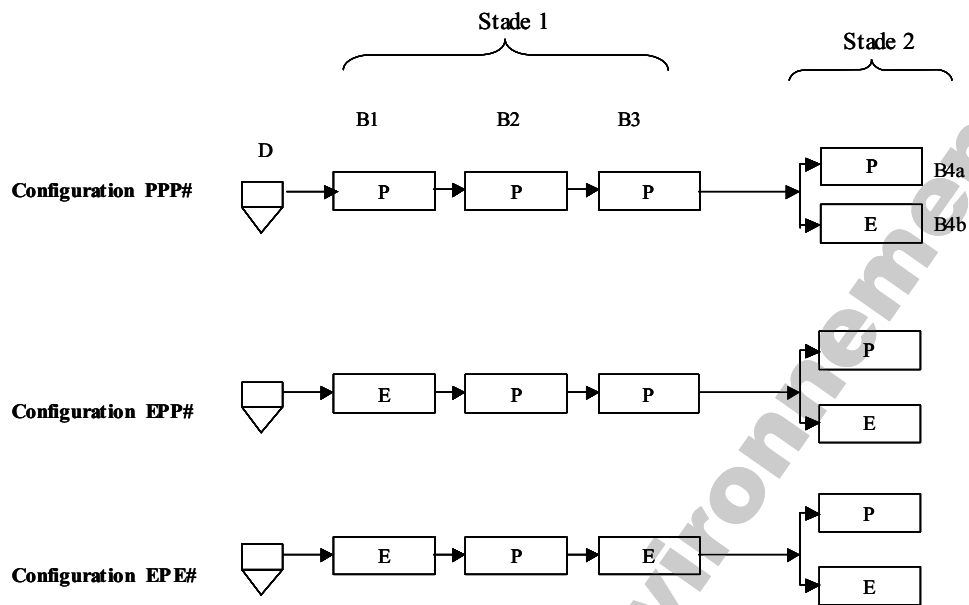
Dans cette étude, plusieurs configurations de bassins, de charges hydrauliques et de charges organiques ont été testées (Figure 7.1). Nous distinguons trois configurations de base:

- la configuration PPP pour laquelle les trois premiers bassins sont couverts de laitues d'eau,
- la configuration EPP pour laquelle le premier bassin est sans plante tandis que les deux autres sont couverts de laitues d'eau,
- la configuration EPE correspondant à l'agencement "bassin sans plante-bassin planté-bassin sans plante".

Ces essais numérotés PPP1 à PPP4 et EPP1 à EPP3, correspondent aux charges organiques testées dans l'ordre croissant. Elles sont respectivement de 92, 198, 614 et 867 kg DBO₅/ha/j pour les essais PPP1 à PPP4 et de 131, 304 et 508 kg DBO₅/ha/j pour les essais EPP1 à EPP3. La configuration EPE a été testée avec la même charge que EPP2, c'est à dire 304 kg DBO₅/ha/j. Excepté PPP4, la charge hydraulique est maintenue constante dans tous les autres essais, par dilution avec une eau claire de barrage dont la DCO et les MES sont inférieures à 10 mg/l. Cette eau de barrage, prélevée sur la conduite d'amenée alimentant la station de traitement d'eau potable de la ville de Ouagadougou, alimente en continu les bassins d'expérimentation et d'autres ouvrages à l'EIER. Les caractéristiques des eaux à l'entrée du premier bassin (sortie du décanteur primaire) sont données dans le Tableau 7.1. La durée des essais pour chaque expérience est comprise entre 6 et 13 semaines successives.

Pour obtenir les charges organiques supérieures à 614 kg DBO₅/ha/j (essai PPP4) à partir des effluents du décanteur primaire, il a fallu augmenter la charge hydraulique sur les bassins à 5.7 ± 0.9 m³/j (240 mm/j). Les charges organiques moyennes obtenues avec ce débit sont de 1200 kg DCO/ha/j (minimum 1100 et maximum 1330 kg DCO/ha/j) et de 867 kg DBO₅/ha/j (minimum 796 et maximum 950 kg DBO₅/ha/j). Un dysfonctionnement du décanteur primaire intervenu pendant cet essai a également contribué à augmenter la charge en MES sur le bassin de tête. Après les premiers essais, les bassins sont vidangés et nettoyés pour éviter l'influence de l'accumulation des sédiments sur les essais suivants.

Comme le montre la Figure 7.1, le deuxième stade de traitement consiste en un traitement en parallèle qui permet de comparer entre elles les performances épuratoires des bassins à laitues d'eau (P) et des bassins sans plante (E). Ces bassins sont numérotés B4a pour le bassin à laitues d'eau et B4b pour le bassin sans plante. Toutes les expériences se sont déroulées en saison sèche, en l'absence de pluie.



D : Décanteur primaire, Bi : Bassin i, P: Bassin couvert de *Pistia s.*, E: Bassin sans plantes

Figure 7.1 : Schéma des configurations de bassins étudiés

7.2.2.1. Stratégie d'échantillonnage

Les analyses sont effectuées une fois par semaine (tous les lundis) sur des échantillons d'eau prélevés à l'entrée et à la sortie de chaque bassin pour caractériser les performances physico-chimiques (échantillonnage moyen journalier) et microbiologiques (échantillonnage instantané). L'échantillonnage moyen journalier est composé de cinq échantillons de 200 ml prélevés toutes les 2 h 30 mn entre 7 heures et 18 heures. Ces échantillons sont acidifiés (pH 2) et stockés à 4°C. Les échantillons ainsi préparés sont analysés dans les 24 à 48 heures. Ceux destinés à l'analyse de la DBQ sont des prélèvements instantanés à la sortie de chaque bassin. Immédiatement après le prélèvement, les échantillons sont traités, et l'analyse débute dès la stabilisation de la température à 20 °C. Les heures de prélèvement pour la DBQ ont été changées par campagne afin de mettre en évidence une éventuelle variation temporelle. Les échantillons destinés à l'analyse bactériologique sont également prélevés instantanément tous les mardis et portés au laboratoire pour analyse.

Tableau 7.1 : Caractéristiques des eaux à l'entrée de la station expérimentale.

Paramètres	Configuration PPP				Configuration EPP		
	PPP 1	PPP 2	PPP 3	PPP 4	EPP 1	EPP 2	EPP 3
kg DBO ₅ /ha/j	83	198	614	867	131	304	508
kg DCO/ha/j	305	298	791	1200	181	426	659
kg MES/ha/j	23	97	212	544	36	118	173
kg N-NH ₄ ⁺ /ha/j	16	31	97	145	23	42	71
DBO ₅ (mg O ₂ /l)	66 ± 13	159 ± 21	491 ± 121	365	105 ± 12	243 ± 39	407 ± 61
DCOb (mg O ₂ /l)	84 ± 16	238 ± 33	633 ± 76	512 ± 55	145 ± 20	341 ± 20	527 ± 82
DCOf (mg O ₂ /l)	24 ± 5	73 ± 18	195 ± 61	-	56 ± 10	112 ± 18	164 ± 33
MES (mg/l)	-	77 ± 17	170 ± 21	229 ± 88	28 ± 12	95 ± 15	139 ± 41
NTU (FTU)	50 ± 7	126 ± 23	152 ± 31	152 ± 50	81 ± 9	216 ± 54	256 ± 30
NT (mg/l)	19 ± 6	30 ± 12	-	75 ± 10	23 ± 2	44 ± 7	77 ± 28
N-NH ₄ ⁺ (mg/l)	13 ± 1	25 ± 4	78 ± 13	61 ± 13	18 ± 2	35 ± 4	57 ± 14
N-NO ₃ ⁻ (mg/l)	0.8 ± 0.6	1.4 ± 0.4	3.0 ± 0.9	4 ± 2	0.7 ± 0.3	1.6 ± 0.7	2.4 ± 1.0
P-PO ₄ ³⁻ (mg/l)	1.4 ± 0.1	3.0 ± 0.6	6.8 ± 3.4	9 ± 3	2.4 ± 0.3	4.0 ± 1.7	5.7 ± 0.5
PT (mg/l)	1.4 ± 0.7	4 ± 1	9.6 ± 4.7	-	2.5 ± 0	-	7.3 ± 1.8
CF (CFU/100 ml)	1.3E+5	4.0E+6	1.4E+6	3.1E+6	5.1E+6	2.2E+6	3.7E+6
SF (CFU/100 ml)	4.9E+4	1.7E+6	1.1E+6	4.8E+5	2.2E+6	4.6E+7	1.0E+6
Nb. de mesures	6	10	11	13	9	8	11

PPP: Configuration avec les 3 premiers bassins couverts de *Pistia stratiotes*, EPP: Bassin sans plantes (à surface d'eau libre) (E) en série avec 2 bassins à courants d'eau, DCO: Demande Chimique en Oxygène, DBO₅: Demande biochimique en Oxygène, NT: Azote total, PT: Phosphore total, CF: Coliformes total, SF: Streptococcus Fécaux

7.2.2.2. Méthodes d'analyse

Les méthodes d'analyses utilisées sont présentées au chapitre 6

7.3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

7.3.1. RENDEMENT ÉPURATOIRE

Pour la filière de bassin à laitues d'eau (configuration PPP) (Figure 7.2) et la configuration EPP (données non présentées), les courbes d'évolution des rendements en DBO₅ et DCO ont la même allure, quelle que soit la charge appliquée. Les rendements augmentent en fonction du temps de rétention jusqu'à 12 jours puis se stabilisent. Dans la gamme des charges étudiées (92-614 kg DBO₅/ha/j), et pour des temps de séjour hydraulique de 6 et 12 jours, les rendements d'élimination de la DCO totale et de la DBO₅ croissent respectivement de 50-64% à 70-75 % et de 49-72 % à 80-86 %. Au-delà de 12 jours de temps de séjour, le gain de rendement supplémentaire reste inférieur à 5%. En effet, après 24 jours de temps de rétention les rendements sont respectivement de 73-82 % et de 83-93 % pour la DCO totale et la DBO₅.

Le rendement de la DCO filtrée (Figure 7.2) représente 30 à 40 % de la DCO totale, et semble dépendre de la charge initiale. Pour des charges de 105 et 298 kg DCO totale/ha/j (soit 30 et 91 kg DCO filtrée/ha/j), il reste constant respectivement à 22 et 45 % au-delà de 6 jours de temps de séjour. Pour une charge de 791 kg DCO totale/ha/j (336 kg DCO filtrée/ha/j), l'évolution du rendement en DCO filtrée suit la même allure que celui de la DBO₅ et de la DCO totale et la valeur maximale de ce rendement est de 70 % après 18 jours de temps de rétention. Toutefois, quelle que soit la charge appliquée, l'élimination de la DCO filtrée contribue à 15 à 30 % d'élimination de la DCO totale, ce qui montre que l'abattement de la DCO totale et de la DBO₅ est essentiellement dû à celle des MES.

On déduit de ces résultats que le rendement optimal d'élimination de la pollution carbonée dans les bassins à laitues d'eau est observé en 12 jours de temps de séjour hydraulique, lorsque les charges sont comprises entre 92-614 kg DBO₅/ha/j ou 105-791 kg DCO/ha/j.

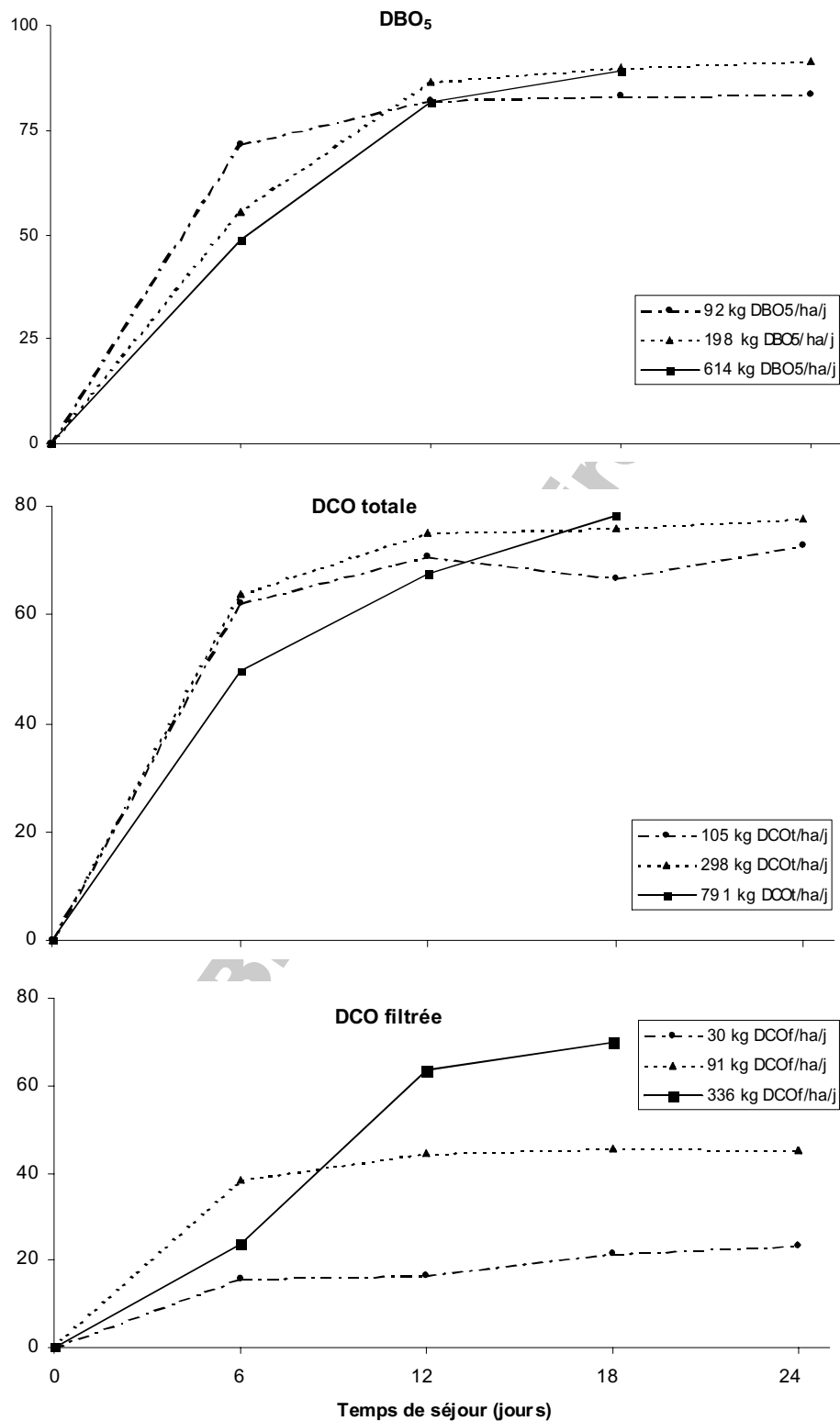


Figure 7.2 : Evolution temporelle des rendements d'élimination de la DBO₅ et de la DCO dans une série de 4 bassins à laitue d'eau ayant des temps de séjour identiques de 6 jours/bassin.

7.3.2. PARAMÈTRES EMPIRIQUES DE DIMENSIONNEMENT

7.3.2.2. Influence des conditions du milieu (EhO_2) sur l'abattement de la pollution carbonée

Pour mettre en évidence l'influence de la charge organique et des paramètres environnementaux sur le rendement épuratoire, nous avons considéré, pour l'ensemble des essais (excepté PPP4), les charges à l'entrée et à la sortie de chaque bassin planté, et supposé que celui-ci fonctionne comme un système isolé en alimentation continue. Cette analyse est rendue possible car :

- la charge hydraulique et le temps de séjour sont identiques pour les trois premiers bassins.
- les pertes d'eau par évapotranspiration déterminées par l'étude hydrodynamique sont faibles (8 % par bassin), ce qui permet d'appliquer le principe d'égalité des débits.
- le rapport DCO/DBO₅ pour chacun de ces bassins pris isolément est compris entre 1.2 et 2.6 dans 11 cas sur 15, et il varie de 2.7 à 4.5 pour les autres.

Le même raisonnement est effectué avec deux bassins en série, pris isolément dans les filières. Le maintien de la charge hydraulique constante pour l'étude des performances épuratoires pour plusieurs charges organiques confère à cette étude une robustesse des résultats. Dans la plupart des exemples rencontrés dans la littérature, la variation de la charge organique s'accompagne également d'une variation des deux autres paramètres que sont la charge hydraulique et le temps de séjour. Toutefois, notre approche impose de considérer que l'influence d'un bassin sur son bassin situé en aval est négligeable. L'application de ce raisonnement fait ressortir 15 situations dans lesquelles les charges appliquées sur les bassins pris isolément varient de 20 à 614 kg DBO₅/ha/j pour les configurations PPP et EPP. Ainsi, dans 60% des cas, les charges sont supérieures à 80 kg DBO₅/ha/j. Les temps de séjour hydrauliques appliqués sont de 6 jours par bassin.

Les résultats montrent une très bonne corrélation entre les charges appliquées et éliminées ($r = 0.96-0.995$) ainsi qu'entre les concentrations de DBO₅ et DCO à l'entrée et à la sortie ($\hat{r} = 0.90-0.97$), avec des temps de séjour de 6 ou 12 jours (Figure 7.3). Ces corrélations permettent de supposer que la cinétique de dégradation de la DBO₅ et de la DCO est très peu influencée par les paramètres environnementaux du milieu, notamment l'oxygène dissous et le potentiel redox. L'abattement de la matière carbonée dans les bassins à laitues d'eau ne semble pas dépendre des conditions aérobies ou anaérobies du milieu. En effet, dans chacune des filières étudiées, les concentrations en oxygène dissous augmentent entre le premier et le troisième bassin, et le potentiel redox s'accroît également. Ces résultats confirment ceux observés en culture batch (Chapitre 6) qui indiquent que l'abattement de la pollution carbonée en présence de laitues d'eau est dominé par les mécanismes physiques de sédimentation et de filtration dans les racines [Wolverton and McDonald, 1979; Kawat *et al.*, 1987]. Les mesures de DBO₅ et de DCO à la sortie des bassins reflètent la pollution qui n'a pas été éliminée par des processus physiques et biologiques. La dégradation des polluants accumulés dans le bassin par les microorganismes ne peut pas être mise en évidence par les méthodes d'analyses utilisées dans cette étude. Cela nécessiterait des investigations plus approfondies avec un bilan de masse sur la matière carbonée.

7.3.2.3. Relations entre les charges appliquées et éliminées et entre les concentrations de l'influent et de l'effluent.

Les corrélations entre les charges appliquées et éliminées de DBO₅ et DCO établies par régression linéaire sont exprimées comme suit :

pour 6 jours

$$\lambda_{\text{élim.}} = 0.51\lambda_{\text{appl.}} - 3.18 \quad r^2 = 0.96, \text{ pour la DBO}_5 \quad (\text{Eq. 7.4})$$

$$\lambda_{\text{élim.}} = 0.52\lambda_{\text{appl.}} - 8.24 \quad r^2 = 0.95, \text{ pour la DCO} \quad (\text{Eq. 7.5})$$

pour 12 jours

$$\lambda_{\text{élim.}} = 0.73\lambda_{\text{appl.}} + 4.88 \quad r^2 = 0.995, \text{ pour la DBO}_5 \quad (\text{Eq. 7.6})$$

$$\lambda_{\text{élim.}} = 0.75\lambda_{\text{appl.}} - 10.4 \quad r^2 = 0.99, \text{ pour la COD} \quad (\text{Eq. 7.7})$$

avec :

λ_{appl} et $\lambda_{\text{élim}}$ = charge appliquée et charge éliminée (kg DBO₅/ha/j ou DCO/ha/j)

Les relations entre l'influent et l'effluent au niveau des charges en DBO₅ et en DCO établies par régression linéaire sont exprimées comme suit :

pour 6 jours

$$C_e = 0.52C_i - 6.53 \quad r^2 = 0.97, \text{ pour la DBO}_5 \quad (\text{Eq. 7.8})$$

$$C_e = 0.47C_i + 10.14 \quad r^2 = 0.93, \text{ pour la DCO} \quad (\text{Eq. 7.9})$$

pour 12 jours

$$C_e = 0.27C_i - 7.89 \quad r^2 = 0.97, \text{ pour la DBO}_5 \quad (\text{Eq. 7.10})$$

$$C_e = 0.24C_i + 21.71 \quad r^2 = 0.90, \text{ pour la COD} \quad (\text{Eq. 7.11})$$

avec :

C_i et C_e = concentration de l'influent et de l'effluent (mg/l)

On peut également déduire de ces équations la concentration maximale de l'influent pour obtenir un effluent à une concentration donnée. Les corrélations obtenues avec 6 jours de temps de rétention sont comparables avec celles observées pour les bassins facultatifs (Chapitre 2) pour la même durée de traitement.

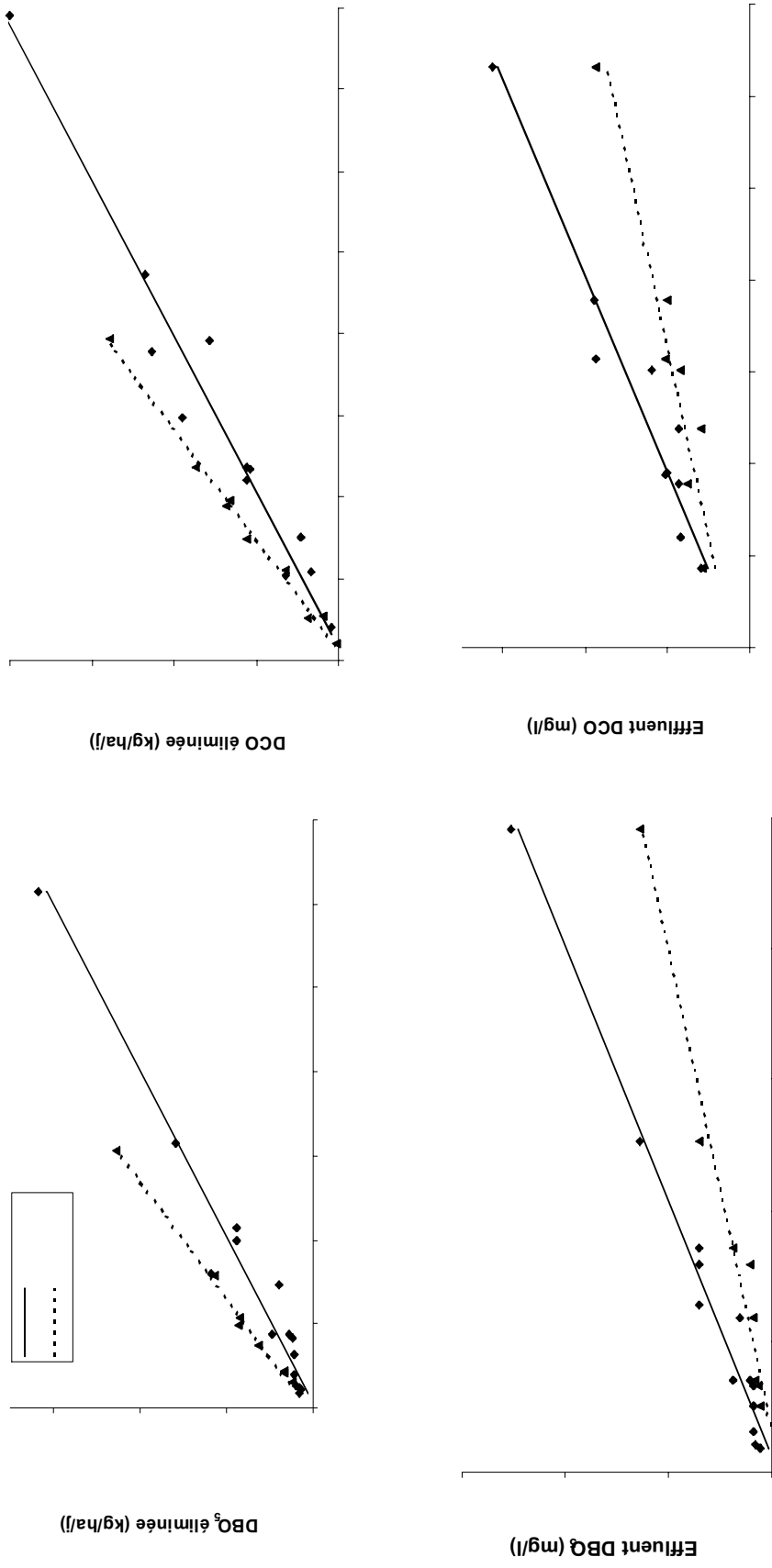


Figure 7.3 : Corrélation entre charge appliquée et charge éliminée, et entre concentration à l'entrée et à la sortie de DBQ_5 et DCO totale dans un bassin à laitues d'eau pour 6 jours et 12 jours de temps de séjour hydraulique

7.3.3. CONSTANCE CINÉTIQUE DE DÉGRADATION DE LA DBO₅ ET DE LA DCO

La pollution résiduelle (C) due à la présence des plantes a été déterminée expérimentalement dans une configuration avec 4 bassins à laitues d'eau en série totalisant un temps de séjour de 24 jours. En considérant que ce temps de séjour dans ces bassins est nécessaire pour éliminer les concentrations initiales de 66 mg DBQ/l ou 84 mg DCO/l, les valeurs de C sont respectivement de 10 mg DBQ/l et 20 mg DCO/l. Ces valeurs sont utilisées pour le calcul de la constante cinétique (k) du modèle IWA (Eq. 7.3).

Les valeurs de constantes cinétiques calculées à partir des équations (Eq. 7.3) et (Eq. 4.4) sont similaires (Tableau 7.2). Les données correspondantes à la DCO sont présentées dans le Tableau 7.3. Avec l'équation (Eq. 4.4), on a respectivement pour la DBO₅, $k_d = 0.18 \pm 0.06$, 0.17 ± 0.03 , 0.14 ± 0.03 et 0.13 ± 0.04 j⁻¹ pour une filière de 1, 2, 3 et 4 bassins en série. Avec l'équation (Eq. 7.3), les valeurs de (k_T) sont respectivement de 0.17 ± 0.06 , 0.15 ± 0.03 , 0.12 ± 0.03 et 0.11 ± 0.04 j⁻¹. Les valeurs moyennes présentent une grande variation lorsqu'on considère un seul bassin dans la filière (coefficient de variation CV = 35 %). Elles sont plus stables à partir de deux bassins en série, ce qui correspond à 12 jours de temps de séjour (CV < 21 %).

Les moyennes globales des constantes cinétiques ont été calculées à partir des données avec deux et trois bassins en série, car l'épuration secondaire est optimale pour ces temps de séjour correspondants. Les constantes cinétiques déterminées par le modèle de l'IWA (k) sont identiques à celles calculées avec l'équation du modèle piston dispersif (k). Ces moyennes sont $k_d = 0.16 \pm 0.03$ j⁻¹ et $k_T = 0.14 \pm 0.03$ j⁻¹ pour la DBO₅ et $k_d = 0.10 \pm 0.03$ j⁻¹, et $k_T = 0.11 \pm 0.04$ j⁻¹ pour la DCO, elles sont comparables à celles observées pour les bassins facultatifs (Chapitre 2).

L'utilisation de l'abaque de Wehner-Wilhem, pour une constante cinétique de premier ordre de 0.14 j⁻¹ montre que les rendements (en DBQ) escomptés pour 6 et 12 jours sont respectivement de 50 et 75 %. Ces prévisions coïncident bien avec les résultats observés expérimentalement, confirmant ainsi la justesse de la démarche utilisée pour la détermination de la constante cinétique de premier ordre de dégradation de la DBQ dans les bassins à laitue d'eau.

Tableau 7.2: Constante cinétique d'élimination de la DBQ à partir du modèle piston dispersif (k_d) et du modèle IWA de pollution résiduelle (k), avec $C_r = 10$ mg DBO₅/l

	C_i	C_e	t	a	k_d	k_T
	(mg/l)	(mg/l)	(j)		(j ⁻¹)	(j ⁻¹)
<i>Un bassin</i>						
	491 ± 121	253 ± 29	6.0	1.2852	0.12	0.11
	159 ± 65	71 ± 20	6.0	1.3461	0.15	0.14
	66 ± 13	19 ± 5	6.0	1.5333	0.26	0.25
	171 ± 32	70 ± 11	6.0	1.3842	0.17	0.16
	118 ± 62	31 ± 13	6.0	1.5665	0.28	0.25
	51 ± 11	18 ± 4	6.0	1.4446	0.21	0.21
	253 ± 29	127 ± 14	6.0	1.2943	0.13	0.12
	71 ± 20	22 ± 4	6.0	1.5015	0.24	0.23
	70 ± 11	38 ± 10	6.0	1.2587	0.11	0.11
	91 ± 14	53 ± 14	6.0	1.2332	0.10	0.10
Moyenne					0.18	0.17
Ecartype					0.06	0.06
<i>Deux bassins en série</i>						
	491 ± 121	127 ± 14	12.0	1.5718	0.14	0.12
	253 ± 29	70 ± 11	12.0	1.5443	0.13	0.11
	171 ± 32	38 ± 10	12.0	1.6339	0.16	0.13
	159 ± 65	22 ± 4	12.0	1.8362	0.22	0.19
	118 ± 62	17 ± 9	12.0	1.8042	0.21	0.18
	71 ± 20	16 ± 5	12.0	1.6239	0.16	0.15
	66 ± 13	13 ± 4	12.0	1.6773	0.17	0.17
	51 ± 11	12 ± 4	12.0	1.6223	0.15	0.16
Moyenne					0.17	0.15
Ecartype					0.03	0.03
<i>Trois bassins en série</i>						
	491 ± 121	53 ± 14	18.0	1.9316	0.17	0.13
	253 ± 29	35 ± 11	18.0	1.8345	0.15	0.12
	171 ± 32	26 ± 4	18.0	1.7865	0.14	0.11
	159 ± 65	16 ± 4	18.0	1.9555	0.18	0.15
	71 ± 20	14 ± 5	18.0	1.6965	0.12	0.11
	66 ± 13	13 ± 4	18.0	1.6929	0.12	0.11
	51 ± 11	11 ± 4	18.0	1.6631	0.11	0.12
Moyenne					0.14	0.12
Ecartype					0.03	0.01
<i>Quatre bassins en série</i>						
	491 ± 121	35 ± 11	24.0	2.1067	0.16	0.12
	159 ± 65	14 ± 5	24.0	2.0266	0.15	0.12
	66 ± 13	12 ± 3	24.0	1.7108	0.09	0.09
Moyenne					0.13	0.11
Ecartype					0.04	0.02
Moyenne avec 2 et 3 bassins en séries					0.16	0.14
Ecartype					0.03	0.03

Tableau 7.3 : Constante cinétique d'élimination de la DCO à partir du modèle piston dispersif (k_d) et du modèle IWA de pollution résiduelle (k_T), avec $C_r = 20$ mg DBO₅/l

	C_i	C_e	t	a	k_d	k_T
	(mg/l)	(mg/l)	(j)		(j ⁻¹)	(j ⁻¹)
<i>Un bassin</i>						
	633 ± 76	313 ± 45	1.3	0.1314	0.13	0.12
	302 ± 56	120 ± 38	1.4	0.1785	0.18	0.17
	120 ± 38	84 ± 31	1.2	0.0645	0.06	0.08
	313 ± 45	188 ± 26	1.2	0.0925	0.09	0.09
	190 ± 62	100 ± 23	1.3	0.1185	0.12	0.13
	87 ± 15	56 ± 16	1.2	0.0800	0.08	0.10
	378 ± 77	190 ± 62	1.3	0.1283	0.13	0.12
	188 ± 26	103 ± 11	1.3	0.1107	0.11	0.12
	177 ± 40	87 ± 15	1.3	0.1319	0.13	0.14
	204 ± 26	137 ± 11	1.2	0.0986	0.10	0.08
Moyenne					0.11	0.12
Ecartype					0.03	0.03
<i>Deux bassins en série</i>						
	633 ± 76	188 ± 26	1.5	0.1227	0.12	0.11
	378 ± 77	100 ± 23	1.4	0.0988	0.10	0.12
	302 ± 56	84 ± 31	1.5	0.1314	0.13	0.12
	313 ± 45	103 ± 11	1.5	0.1105	0.11	0.11
	238 ± 33	60 ± 18	1.6	0.1437	0.14	0.14
	177 ± 40	76 ± 15	1.4	0.0808	0.08	0.09
	86 ± 27	57 ± 10	1.2	0.0364	0.04	0.05
	84 ± 16	25 ± 4	1.5	0.1243	0.12	0.22
Moyenne					0.11	0.12
Ecartype					0.03	0.05
<i>Trois bassins en série</i>						
	633 ± 76	137 ± 11	1.6	0.1079	0.11	0.09
	378 ± 77	88 ± 19	1.6	0.1014	0.10	0.09
	318 ± 45	88 ± 14	1.5	0.0880	0.09	0.08
	302 ± 56	59 ± 25	1.7	0.1174	0.12	0.11
	238 ± 33	60 ± 18	1.6	0.0958	0.10	0.09
	177 ± 40	61 ± 11	1.5	0.0698	0.07	0.07
	84 ± 16	25 ± 4	1.5	0.0829	0.08	0.15
Moyenne					0.09	0.10
Ecartype					0.02	0.02
<i>Quatre bassins en série</i>						
	633 ± 76	88 ± 19	1.8	0.1113	0.11	0.09
	238 ± 33	53 ± 13	1.6	0.0788	0.08	0.08
	84 ± 16	23 ± 4	1.6	0.0669	0.07	0.13
Moyenne					0.09	0.10
Ecartype					0.02	0.03
Moyenne avec 2 et 3 bassins en séries					0.10	0.11
Ecartype					0.03	0.04

7.3.3.1. Charge maximale admissible

Le fonctionnement de la station avec de fortes charges organiques (PPP4 : 867 kg DBO₅/j, 1200 kg DCO/ha/j, 544 kg MES/ha/j) a montré une remontée constante de boues à la surface du bassin de tête après 8 mois de fonctionnement. La boue s'accumule dans un premier temps dans les racines des plantes et semble inhiber leur croissance (Figure 7.4). Le même phénomène a été observé sur la station de lagunage de l'abattoir de Thiès (Sénégal), où le bassin à laitues d'eau, précédé d'un décanteur-digesteur et d'un bassin facultatif, recevait une charge de 2500 kg MES/ha/j et 1208 kg DCO dissoute/ha/j [Farinet and Copin, 1994]. La présence de boues sur les racines des plantes provoque une augmentation de la demande en oxygène qui a terme, asphyxie les racines de *Pistia stratiotes*. On peut donc supposer que la limitation des échanges gazeux due à l'accumulation de boues dans le rhizome est une des causes de disparition de *Pistia stratiotes* dans le bassin de tête. Ce phénomène est seulement limité au premier bassin.



Figure 7.4: Remontée et accumulation de boues à la surface du premier bassin - dépérissement de *Pistia stratiotes* sous fortes charges organiques, (en premier plan laitue d'eau à la sortie du bassin).

La remontée des boues constatée dans ces bassins peut s'expliquer par l'importance des réactions anaérobies. Le bassin fonctionne comme un digesteur non brassé. Le biogaz formé adhère aux particules en suspension et les fait remonter en surface, dans le rhizome [Charbonnel, 1989]. L'accumulation de boues n'a pas été observée dans les autres essais, sauf dans une moindre mesure, dans la première moitié du bassin de tête lors de l'expérience PPP3 réalisée avec une charge de 614 kg DBO₅/ha/j. Dans cet essai, la boue accumulée était moins épaisse que celle observée dans l'expérience PPP4 et n'a pas provoqué un dépérissement des plantes.

Il est prouvé que la croissance de certaines plantes aquatiques peut être inhibée lorsque le milieu devient très réducteur. Cette inhibition peut se manifester par un ralentissement de l'activité photosynthétique ou un arrêt de croissance [Jespersen *et al.*, 1998]. Dans une culture de *Phragmites australis* réalisée sur différents milieux avec des potentiels redox variant de +500 mV à -200 mV, la baisse de l'activité photosynthétique a été estimée à 71 % en milieu réducteur [Pezeshkiet *al.*, 1996].

Dans un autre essai de culture de jacinthe d'eau, les plantes ne survivaient sur l'effluent d'un digesteur anaérobie que, lorsque celui-ci était dilué [Moorhead *et al.*, 1990]. Les auteurs ont

émis l'hypothèse d'une inhibition de croissance due aux fortes concentrations en azote et en sel, mais à la lumière de ce qui précède, l'effet du potentiel redox sur la survie des plantes ne peut être exclu.

Le potentiel redox mesuré dans les expériences PPP3 est compris entre -300 et -100 mV, la mesure n'ayant pas pu être effectuée pour l'expérience PPP4. Dans ces conditions de stress, la taille des plantes peut être affectée. Elles développent, en milieu réducteur, de courtes racines épaisses et poreuses qui présentent une faible résistance à la diffusion radiale et longitudinale de l'oxygène dans le milieu [Armstrong *et al.*, 1990; Thomson *et al.*, 1990; Kludze *et al.*, 1993; Pezeshki *et al.*, 1996]. L'hypothèse, selon laquelle les racines s'allongent au fur et à mesure que les nutriments s'amenuisent dans les séries de bassins d'épuration [Iketuonye, 1987; Charbonnel, 1989; Morel, 1996], ne semble donc pas plausible, car ces caractéristiques morphologiques sont plutôt une réponse à un stress d'oxygène [Armstrong *et al.*, 1990]. La taille des racines semble donc dépendre du pouvoir oxydant du milieu, les racines seront plus longues en milieu oxydant.

Selon nos résultats, la charge organique maximale, au-delà de laquelle l'inhibition de la croissance de *Pistia stratiotes* pourrait survenir est de 600 kg DBQ/ha/j (500 mg/l), lorsque l'effluent présente un caractère réducteur. Cependant, l'expérience du Cameroun montre que *Pistia stratiotes* est capable de se développer dans les bassins de tête recevant des charges organiques plus élevées (600-1700 kg DBQ/ha/j) [Agendia, 1995; Kengne, 2000; Fonkowitz *et al.*, 2002; Nya *et al.*, 2002].

7.4. PARAMÈTRES DE DIMENSIONNEMENT

Les résultats de l'étude confirment la très bonne performance des bassins à macrophytes flottants dans l'abattement de la pollution carbonée [Wolverton *et al.*, 1975; Orth and Sapkota, 1986; Tchobanoglous *et al.*, 1989; Kumar and Garde, 1990; Kim *et al.*, 2001]. Les rendements d'élimination de la DBQ varient entre 80 et 90 % après deux semaines de temps de séjour. Les excellentes corrélations entre charges appliquées et charges éliminées mettent également en évidence la robustesse du procédé et permettent de faire quelques réflexions sur les limites de temps de séjour et de charges organiques à appliquer ainsi que les dimensions des bassins à laitues d'eau dans une filière d'épuration.

7.4.1. PROFONDEUR DES BASSINS

Toutes les stations de lagunage à laitues d'eau en Afrique de l'Ouest et du Centre ont été construites selon le modèle de Charbonnel [Charbonnel and Simo, 1988; Charbonnel, 1989]. Ces stations sont généralement composées de plusieurs bassins identiques en série, dont les dimensions individuelles et les charges admissibles ne sont pas clairement définies. La profondeur des bassins est fixée à 70 cm pour favoriser une meilleure diffusion de l'oxygène. Nos résultats montrent que la cinétique de dégradation de la pollution carbonée n'est pas influencée par la disponibilité de l'oxygène dissous. Elle est dominée par les mécanismes physiques de filtration des MES dans les racines des plantes et par leur sédimentation [Kim and Kim, 2000; Kim *et al.*, 2001]. Une partie des MES piégées dans les racines est digérée par un consortium de bactéries qui se développe dans le rhizome, et l'autre partie est exportée avec les récoltes. Dans ces conditions, la limitation de la profondeur des bassins à 70 cm, proposée par Charbonnel [Charbonnel, 1989], ne semble pas être justifiée. Si l'expérience le

vérifiée, une profondeur plus grande (1 à 1.5 m) devrait permettre d'optimiser les performances des bassins et de réduire les surfaces requises pour l'implantation du lagunage.

7.4.2. TEMPS DE SÉJOUR, CHARGES ADMISSIBLES.

L'élimination maximale de la pollution carbonée est observée en moins de deux semaines avec des charges inférieures ou égales à 600 kg DBO₅/ha/j. Les gains de rendement pour des temps de séjour supérieurs sont inférieurs à 5%. Un meilleur fonctionnement du procédé est assuré lorsque les charges sont inférieures à 600 kg DBO₅/ha/j. Cependant, il est conseillé d'adopter une charge maximale admissible de 500 kg DBO₅/ha/j (400 mg DBO₅/l), pour éviter tout risque de remontée excessive de boues.

L'optimisation du procédé pour l'abattement de la pollution carbonée recommande donc de limiter le temps de séjour à deux semaines et de calculer le nombre de bassins et leur agencement en fonction de la qualité de l'effluent désiré. Pour cela, la constante cinétique de dégradation de la DBO, $k_T = 0.14 \text{ j}^{-1}$ ($k_T = 0.11 \text{ j}^{-1}$ pour la DCO) déterminée dans cette étude, permet d'estimer les rendements épuratoires à partir du modèle de l'IWA (Eq. 7.3). En outre, pour des temps de séjour fixes de 6 ou 12 jours, d'excellentes corrélations établies dans cette étude, permettent de calculer les charges éliminées ou les concentrations escomptées (Eq. 7.4) à (Eq. 7.11).

7.5. RÉFÉRENCES

- Agendia, P. L. (1995). *Treatment of sewage using aquatic plants: Case of the Biyem Assi domestic sewage (Yaounde)* Doctorat d'Etat Thesis / University of Yaounde; Yaoundé. 154 p.
- Armstrong, W., Armstrong, J. and Beckett, P. M. (1990). Mesurment and modelling oxygen release from roots of *Phragmites australis* Constructed wetlands in water pollution control. Oxford, Pergamon Press 41-51.
- Charbonnel, Y. (1989). *Manuel du lagunage à macrophytes en régions tropicales* Paris, A.C.C.T. 37 p.
- Charbonnel, Y. and Simo, A. (1988). *Procédé et systèmes de traitement biologiques d'eaux résiduaires* Université de Yaoundé, Brevet OAPI n° 8320. 11 p.
- Farinet, J.-L. and Copin, Y. (1994). "Le lagunage, une technique d'épuration des eaux en milieux tropical." *Agriculture et Développement*(1): 52-55.
- Fonkou, T., Agendia, P. L., Kengne, I. M., Amougou, A. and Nya, J. (2002). Potentials of water lettuce (*Pistia stratiotes*) in domestic sewage treatment with macrophytic lagoon systems in Cameroon. In: *Proceedings of International Symposium on Environmental Pollution Control and Waste management, "EPCOWM2002,"* Tunis - Tunisia. INRST, J., INRST, JICA.2/2: pp. 709-714
- Iketuonye, M. M. (1987). *A contribution to the study of aquatic macrophytes in Cameroon. Their biology, ecology, and phytosociology in natural ecosystems and in phytodepurational systems* PhD thesis / University of Yaoundé; Yaoundé. 161 p.
- IWA (2000). *International Water Association. Constructed Wetlands for pollution control : Process, Performances, design and Operation* London, Iwa. 156 p.
- Jespersen, D. N., K. Sorrell, B. and Brix, H. (1998). "Growth and root oxygen release by *Typha latifolia* and its effects on sediment methanogenesis." *Aquatic Botany* **61**(3): 165-180.
- Kadlec, R. H. and Knight, R. L. (1996). *Treatment wetlands* Boca Raton, FL [etc.], Lewis Publishers. 893 p.
- Kawai, H., Uehara, M. Y., Gomes, J. A., Jahnel, M. C., Rossetto, R., Alem, S. P., Ribeiro, M. D., Tinel, P. R. and Grieco, V. M. (1987). "Pilot-Scale Experiments in Water Hyacinth Lagoons for Wastewater Treatment." *Water Sci Technol* **19**(10): 24-28.
- Kengne, I. M. (2000). *Evaluation d'une station d'épuration d'eaux usées domestiques par lagunage à macrophytes, Yaoundé : Performances épuratoires, développement et biocontrôle des Diptères Culicidae* Doctorat de 3^{ème} Cycle en Biologie Végétale / Université de Yaoundé; Yaoundé. 138 p.
- Kim, Y. and Kim, W. J. (2000). "Roles of water hyacinths and their roots for reducing algal concentration in the effluent from waste stabilization ponds." *Water Research. [print]* September **34**(13): 3285-3294.
- Kim, Y., Kim, W. J., Chung, P. G. and Pipes, W. O. (2001). "Control and separation of algae particles from WSP effluent by using floating aquatic plant root mats." *Water Science and Technology* **43**(11): 315-322.

- Kludze, H. K., Delaune, R. D. and Patrick, W. H., Jr. (1993). "Aerenchyma formation and methane and oxygen exchange in rice." *Soil Science Society of America Journal* **57**(2): 386-391.
- Kumar, P. and Garde, R. J. (1989). "Potentials of water hyacinth for sewage treatment." *Journal Water Pollution Control Federation* **61**(11-12): 1702-1706.
- Kumar, P. and Garde, R. J. (1990). "Upgrading wastewater treatment by water hyacinth in developing countries." *Water Science and Technology* **22**(7-8): 153-160.
- Moorhead, K. K., Graetz, D. A. and Reddy, K. R. (1990). "Water hyacinth growth in anaerobic digester effluents." *Biol. Wastes* **34**(2): 91-99.
- Morel, M. (1996). *L'utilité des végétaux aquatiques pour le traitement des eaux usées sous climat tropical* Thèse de Doctorat / Ecole Nationale d'Agronomie et des Industries Alimentaires. 139 p.
- Nya, J., Brissaud, F., Kengne, I. M., Drakides, C., Amougou, A., Atangana, E. R., Fonkou, T. and Agendia, P. L. (2002). Traitement des eaux usées domestiques au Cameroun : Performances épuratoires comparées du lagunage à macrophytes et du lagunage à microphytes. In: *Proceedings of International Symposium on Environmental Pollution Control and Waste management, "EPCOWM'2002,"* Tunis - Tunisia. INRST, J., INRST, JICA. **2/2**: pp. 726-736
- Orth, H. M. and Sapkota, D. P. (1986). "Upgrading a facultative pond by implanting water hyacinth." *Water Res* **22**(12): 1503-1511.
- Pezeshki, S. R., Delaune, R. D., Kludze, H. K. and Choi, H. S. (1996). "Photosynthetic and growth responses of cattail (*Typha domingensis*) and sawgrass (*Cladium jamaicense*) to soil redox conditions." *Aquatic Botany* **54**(1): 25-35.
- Tchobanoglous, G., Maitzki, F., Thompson, K. and Chadwick, T. H. (1989). "Evolution and performance of San Diego pilot scale aquatic wastewater treatment system using hyacinths." *J. Wat. Pollut. Contr. Fed.* **61**(11/12): 1625-1635.
- Thomson, C. J., Armstrong, W., Waters, I. and Geenway, H. (1990). "Aerenchyma formation and associated oxygen movement in seminal and nodal roots of wheat." *Plant Cell and Environment* **13**(4): 395-404.
- Touré, C. S. (1986). *Elimination de la pollution carbonée dans les deux réacteurs à biomasse fixée sur support latérite et quart en conditions climatiques tropicales et sahéliennes.*, n° 653, . Thèse de Doctorat n° 653 / EPFL; Lausanne. 159 p.
- Wolverton, B. C., Barlow, R. M. and McDonald, R. C. (1975). "Application of Vascular Aquatic Plants For Pollution Removal, Energy and Food Production in a Biological System." *National Aeronautics and Space Administration, Washington. TM* **X2726**.
- Wolverton, B. C. and McDonald, R. C. (1979). "Upgrading facultative lagoons with vascular aquatic plants." *J. Wat. Pollut. Contr. Fed.* **51**(2): 305-313.

EPFL - LBE Lab. Biotech. Environnementale

CHAPITRE 8.

**EVOLUTION DE L'AZOTE DANS LES BASSINS
À LAITUES D'EAU**

8.1. INTRODUCTION

La capacité d'assimilation des nutriments par les plantes aquatiques est présentée dans la littérature comme l'argument principal qui justifie leur utilisation dans l'épuration des eaux usées domestiques. Dans la majorité des cas, les systèmes d'épuration avec des végétaux aquatiques sont utilisés pour l'élimination de l'azote et du phosphore dans les eaux usées urbaines ou agricoles, ou pour protéger certains milieux aquatiques sensibles, exposés à des risques d'eutrophisation. Ces objectifs d'épuration sont ceux rencontrés dans les pays industrialisés, où les effluents de stations d'épuration sont rejetés généralement dans des écosystèmes aquatiques naturels et sensibles. Notre enquête sur l'état des lieux du lagunage en Afrique de l'Ouest et du Centre a montré que, dans la majorité des pays de cette région, en particulier les pays du Sahel, les eaux usées sont directement réutilisées dans l'agriculture, quelle que soit leur qualité. L'agriculture urbaine autour des points d'eaux usées est une activité pérenne qui prend de plus en plus d'importance dans ces pays. Dans un tel contexte, il est nécessaire que les stations d'épuration puissent intégrer le schéma de développement de l'agriculture urbaine. De plus, la nécessité de recycler l'azote contenu dans les rejets domestiques à favoriser le développement de "l'Assainissement Ecologique" (*Ecological Sanitation – ECOSAN*) qui consiste à séparer à la source, les urines et les matières fécales, pour récupérer l'azote [Vinneras and Jonsson, 2002]. La réflexion initiée dans cette étude pour conserver l'azote contenu dans les effluents à traiter, s'intègre dans cette démarche, lorsque la séparation à la source n'est pas possible.

L'accumulation de l'azote dans les tissus des plantes offre quelques fois d'énormes possibilités de recyclage de la biomasse végétale, notamment dans le domaine agricole. Ces potentialités pourraient guider le choix de la plante à utiliser dans un système d'épuration en fonction des possibilités de valorisation offertes localement. Les principales applications agricoles sont : l'alimentation du bétail ou de la volaille, le développement de la pisciculture ou la fabrication de compost pour l'amendement des terres cultivées. Le choix de la laitue *Pistia stratiotes* pour le lagunage à macrophytes en Afrique s'est appuyé sur la capacité d'assimilation d'azote et d'élimination de la pollution carbonée, comparée à d'autres plantes aquatiques locales du Cameroun, testées dans les mêmes conditions [Agendia, 1987; Iketuonye, 1987].

A notre connaissance, aucune étude n'a encore mis en évidence le rôle joué par *Pistia stratiotes* dans l'évolution des nutriments dans les bassins d'épuration d'eaux usées en Afrique de l'Ouest et du Centre. Les principales voies d'élimination de l'azote dans les bassins à macrophytes flottants, citées dans la littérature et telles que mises en évidence dans l'étude en culture batch (Chapitre 6), sont : la nitrification-dénitrification, l'assimilation par la plante ou la volatilisation de l'azote. La volatilisation de l'azote ne se produit pas lorsque le pH est stable et reste inférieur à 8 [Kadlec and Knight, 1996; Reddy and D'Angelo, 1997], ce qui est le cas des bassins à laitues d'eau.

Les conditions redox des bassins influencent également l'évolution de l'azote, car la nitrification se déroule en milieu aérobie (oxydant) et la dénitrification en milieu anaérobie (réducteur). La fréquence de récolte des plantes dans une culture en continu peut aussi contribuer à une grande exportation de l'azote des bassins. L'expérience en batch a montré que l'importance de la nitrification-dénitrification s'accroît avec la disponibilité de l'azote et peut contribuer pour plus de 84 % dans l'élimination de l'azote en deux semaines de culture, lorsque les plantes ne sont pas récoltées.

En augmentant les fréquences de récolte des plantes dans une culture en continu, on augmente également la productivité de biomasse et ainsi les quantités d'azote stockées dans la biomasse végétale (exportation) [Reddy and D'Angelo, 1990; Alært *et al.*, 1996]. Le rôle de la plante ne se limite pas seulement à l'assimilation de l'azote, mais leur présence peut aussi stimuler les réactions de nitrification-dénitrification. D'autres travaux montrent que la présence de plantes dans les bassins d'épuration n'entraîne pas nécessairement des rendements importants dans l'élimination de l'azote [Kawai *et al.*, 1987]. Dans chaque cas d'application, il est nécessaire de quantifier l'importance de chacun de ces mécanismes d'élimination de l'azote, car ils sont intimement dépendants des caractéristiques des eaux à traiter et des conditions climatiques.

L'objectif de cette étude est de mettre en évidence l'importance du rôle joué par la laitue d'eau et par la nitrification-dénitrification dans l'élimination (ou la conservation) de l'azote dans les bassins d'épuration. Après une présentation des fractions de l'azote dans l'influent et l'effluent, une estimation de la production de biomasse qui contribue à l'exportation de l'azote est traitée, suivi par une analyse plus détaillée de l'évolution de l'ammonium et du nitrate, et une présentation d'un bilan sur l'azote. Pour conclure, différentes hypothèses expliquant la nitrification incomplète qu'on observe dans les bassins à laitues d'eau sont présentées.

8.2. MÉTHODES

Le dispositif d'expérimentation et la démarche méthodologique sont exposés au chapitre précédent.

8.2.1. RÉCOLTES DES PLANTES

Les plantes sont récoltées une fois par semaine sur la moitié de chaque bassin. L'autre moitié non récoltée est ensuite dispersée sur les bassins. La récolte est immédiatement pesée avant d'être mise en co-compostage avec un mélange de résidus de cuisine de l'internat de l'école et de rebus de jardin.

8.3. RÉSULTATS

8.3.1. LES DIFFÉRENTES FRACTIONS D'AZOTE DANS L'INFLUENT ET L'EFFLUENT DES BASSINS À LAITUES D'EAU

La configuration avec trois bassins plantés est étudiée avec trois charges en ammonium différentes. Les quantités d'azote total éliminées dans les différentes configurations varient de 33.4 à 40.3 g N/j, soit de 60 à 45 % des charges appliquées (Tableau 8.1). L'ammonium constitue la principale source azotée dans les effluents de l'EIER car ils contiennent très peu d'azote organique (< 30%) et de nitrate. Les quantités d'ammonium éliminées varient de 19.3 à 66.6 g N/j, soit de 51 à 28 % des charges appliquées. L'évolution du nitrate dépend de la charge ammoniacale et de l'azote organique qui peut être transformé en ammonium par ammonification ou être piégé avec les MES dans les sédiments et les racines des plantes et qui est complètement éliminé.

Tableau 8.1: Charge journalière en azote dans les influents et effluents de bassins à laitues d'eau, en fonction des charges ammoniacale, après 18 jours de temps de séjour

Configurations	Charge (kg N-NH ₄ ⁺ / ha/j)	N total (g N/j)		N-NH ₄ ⁺		N-NO ₃ ⁻		N-organique ¹	
		Inf.	Eff.	Inf.	Eff.	Inf.	Eff.	Inf.	Eff.
PPP1	16	55.8	22.4	37.5	17.8	2.4	9.2	15.9	0
PPP2	31	88.9	48.6	74.4	41.9	4.2	6.5	10.3	0.2
PPP3	97	n.d. ²	n.d.	234.0	167.4	9.6	3.2	n.d.	n.d.

¹ calculé selon $N\text{-organique} = N\text{-total} - N\text{-NH}_4^+ - N\text{-NO}_3^-$

² n.d. = non déterminé. L'analyse de l'azote total n'était pas disponible pendant cette campagne de mesure.

L'élimination de l'azote total observée dans ces systèmes peut être due à l'assimilation par les plantes, par piégeage de la matière en suspension dans les sédiments ou les racines, ou par transformation en azote élémentaire par nitrification-dénitrification ou par oxydation anaérobie de l'ammonium (*Anammox*). Pour mieux comprendre l'ampleur de ces différents mécanismes d'élimination et les raisons pour la conservation favorable d'un grand pourcentage de l'ammonium, les données obtenues sont analysées plus en détail.

8.3.2. PRODUCTIVITÉ DE BIOMASSE

L'évolution de la biomasse de *Pistia stratiotes* après la récolte a été étudiée dans les bassins d'expérimentation de Yaoundé [Kengne, 2000]. Les résultats montrent que la densité des laitues d'eau est quasi identique dans tous les bassins, puisqu'elle varie respectivement de 5-6 à 8-9 kg de matières fraîches (MF)/m² entre le 5^{ème} et 20^{ème} jour après la récolte (Figure 8.1). On observe une stagnation de la croissance environ trois semaines après la récolte.

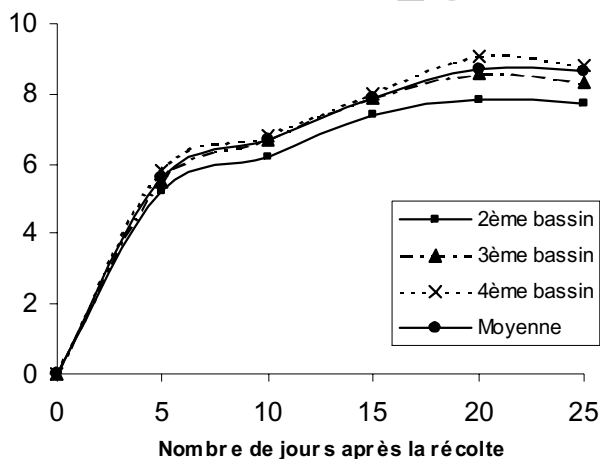


Figure 8.1 : Evolution de la production de biomasse de *Pistia stratiotes* sur les bassins de la station d'épuration de Yaoundé, Cameroun

Les densités en poids frais de *Pistia stratiotes* dans les bassins en fonction des charges en azote appliquées (sur le bassin de tête) dans cette étude sont présentées dans le Tableau 8.2. Les charges testées varient de 16 ± 1 à 145 ± 22 kg N-NH₄⁺/ha/j avec la configuration PPP et de 23 ± 3 à 71 ± 16 kg N-NH₄⁺/ha/j pour la configuration EPP.

Tableau 8.2: Densité de *Pistia stratiotes* cultivées dans les bassins d'expérimentation (en kg poids frais/m²) en fonction de la charge en azote

Charge appliquée (kg N-NH ₄ ⁺ /ha/j)	Configuration				EPP			
		16 ± 1	31 ± 5	97 ± 16	145 ± 22	23 ± 3	43 ± 4	71 ± 16
Bassin 1	6.4 ± 1.3	6.1 ± 0.7	4.9 ± 0.6	6.9 ± 1.6	-	-	-	
Bassin 2	8.3 ± 1.0	6.9 ± 0.7	5.4 ± 0.7	7.1 ± 0.8	7.2 ± 0.9	7.2 ± 0.9	6.5 ± 1.5	
Bassin 3	5.0 ± 1.6	6.7 ± 0.4	5.2 ± 1.4	7.1 ± 0.7	6.8 ± 0.6	6.8 ± 0.6	6.6 ± 0.9	
Moyenne	6.6 ± 1.3	6.6 ± 0.6	5.1 ± 0.9	7.0 ± 1.0	7.0 ± 0.7	7.0 ± 0.8	6.6 ± 1.2	

La densité des plantes dans les bassins est constante, indépendamment des charges appliquées. Les densités moyennes de matières fraîches (MF) de *Pistia stratiotes* mesurées par filière varient entre 6.6 ± 1.3 et 7.0 ± 0.7 kg MF/m², soit une productivité de biomasse de 0.94-1.02 kg MF/m²/j. La teneur en matière sèche de *Pistia stratiotes* mesurée après séchage à 105 °C jusqu'à poids constant est de 5% du poids frais. On peut alors exprimer la productivité en matière sèche (MS), ce qui correspond à 50 ± 1 g MS/m²/j (ou 182.5 t/ha/an) de *Pistia stratiotes*. Les données de la littérature rapportent des valeurs de 50-80, 60-110, et 6-26 t/ha/an qui sont beaucoup plus faibles que nos valeurs [Reedy and DeBusk, 1984, 1987; Kengne, 2000]. Cette différence s'explique par le fait que, dans notre cas, la biomasse est maintenue en phase de croissance exponentielle. En considérant les données de Yaoundé, où les plantes sont récoltées tous les 25 jours lorsque la densité maximale est atteinte, nous aboutissons à une productivité de 58.4 t/ha/an (16 g/m²/j), trois fois moins élevée que celle mesurée dans notre cas. Ces résultats montrent ainsi que la quantité annuelle de biomasse récoltée dans les bassins sera fonction de la fréquence de récolte adoptée.

L'uniformité de la densité des plantes dans les bassins en série montre que les nutriments sont en concentration suffisante pour une productivité optimale. Il faut également signaler que la constance des paramètres climatiques (ensoleillement et température) au cours de l'année est très favorable au développement de ces plantes. Connaissant la productivité de la biomasse, on peut alors estimer les quantités d'azote exportées par la récolte des plantes.

8.3.3. EXPORTATION DE L'AZOTE PAR LA LAITUE D'EAU

L'exportation de l'azote par la laitue d'eau semble, dans notre étude, être la même entre chaque récolte étant donné que la densité des plantes est constante. Pour estimer les quantités d'azote exportées par récolte, nous nous référons aux valeurs de teneur en azote de *Pistia stratiotes* rapportées dans la littérature (la mesure n'ayant pas pu être effectuée au cours de l'étude). Les données du Tableau 8.3 indiquent que les valeurs maximales de teneurs en azote et en phosphore de la laitue d'eau en milieu naturel ou pollué, pour différentes zones climatiques (Afrique, Amérique, Asie, Inde), sont respectivement de 46 et 20 g/kg MS. Pour l'azote, nous considérons une teneur de 50 g N/kg MS.

Tableau 8.3: Densité et teneur en nutriment de *Pistia stratiotes*

Densité (g MS/m ²)*	N (g/kg MS)	P (g/kg MS)	Milieu de culture	Localisation	Auteurs
199-1088	nd	nd	Lac Oba	Nigéria	[Sharma, 1984]
520-614	nd	nd	Lac Volta	Ghana	[Hall and Okali, 1974]
328	15.3	2.2	Lagune Ebrié	Côte d'Ivoire	[Guiral and Etien, 1991]
nd	15-34	3.8-20	Rivière et lacs	Cameroun	[Agendia, 1987]
nd	4-40	0.5-5	Rivière, Rio Negro- Amazone,	Manaus - Brésil	[Howard-Williams and Junk, 1977]
nd	18-28	6-10	2-60 mg DBO/l	Varanasi - Inde	Tripathi <i>et al.</i> , 1991
nd	46	1.2	Eaux usées	Yaoundé - Cameroun	[Agendia <i>et al.</i> , 1997]
600-1050	12-40	1.5-12	Eaux usées	Floride - USA	[Reddy and DeBusk, 1987]
510-870	34	0.8	Eaux usées,	Niamey - Niger	[Laouali <i>et al.</i> , 1996]
350-400	nd	nd	Eaux usées	Yaoundé - Cameroun	[Kengne, 2000]
300-350	nd	nd	Eaux usées	Ouagadougou Burkina Faso	Cette étude

*MS : Matière sèche = 5% du poids frais

nd : non déterminé

Des travaux montrent que les concentrations en azote et phosphore dans les plantes ne sont pas affectées par la fréquence de récolte lorsque le milieu est riche en nutriments [Reddy and D'Angelo, 1990]. En considérant une teneur maximale de 5 % (50 g N/kg MS de *Pistia stratiotes*) en azote contenu dans la laitue d'eau (Tableau 8.3), on peut estimer que, pour une productivité de 50 g MS/m²/j, l'azote stocké dans la biomasse synthétisée entre deux récoltes est de 2.5 g N/m²/j soit 25 kg/ha/j. En récoltant 50 % de la surface des bassins (36 m² pour la configuration PPP), la quantité d'azote exportée est de 90 g/récolte, soit 30 g/bassin/récolte. Avec une fréquence de récolte de 7 jours, ce rendement d'exportation de l'azote est de 4.3 g/bassin/j, soit 0.36 g N/m²/j (3.6 kg N/ha/j – 1314 kg N/ha/an). D'autres travaux montrent que l'exportation d'azote varie de 1 350 à 5 110 pour la laitue d'eau, de 1 950 à 5 850 pour la jacinthe d'eau et de 350 à 1 200 kg N/ha/an pour la lentille d'eau [Reedy and DeBusk, 1987].

Pour la configuration avec le trois bassins plantés, 12.9 g N est éliminé par les plantes ce qui correspond à 32 à 39% de l'azote total éliminé. Cette exportation par les plantes ne permet donc pas de recouvrir la totalité de l'azote qui a disparu dans les bassins. Ces résultats sont en accord avec ceux de l'expérimentation en batch et mettent bien en évidence que les plantes éliminent une faible quantité d'azote dans les bassins.

8.3.4. EVOLUTION DE L'AMMONIUM

Dans une série de trois bassins à laitues d'eau, le rendement d'élimination augmente régulièrement avec le temps de séjour, et ceci quelle que soit la charge appliquée (Figure 8.). Pour un temps de séjour donné, il évolue inversement avec la charge appliquée. En 12 jours

de temps de séjour, le pourcentage d'ammonium perdu par bassin est respectivement de 30, 29 à 13 % lorsque les charges augmentent de 16, 31 à 97 kg N-NH₄/ha/j. Ces valeurs sont respectivement de 47, 40 et 16 % après 18 jours de temps de rétention et les concentrations respectives d'ammonium dans l'effluent sont 6.6, 15.5 et 62 mg N/l. Avec des concentrations initiales similaires, les rendements d'élimination de l'ammonium sont inférieurs à ceux observés dans les systèmes en batch (50 à 97 %).

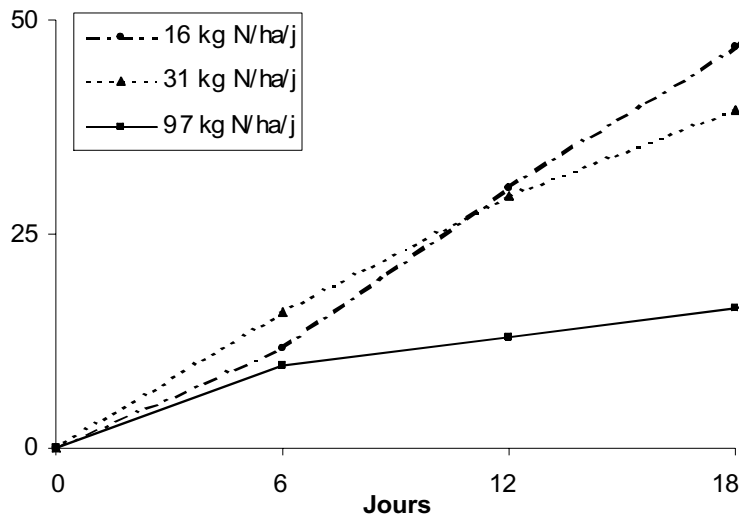


Figure 8.2: Evolution temporelle des rendements d'élimination de l'ammonium dans les bassins à laitue d'eau en fonction des charges appliquées

8.3.4.1. Corrélation charges appliquées/charges éliminées

L'influence des paramètres environnementaux sur l'élimination de l'ammonium et de la matière carbonée est analysée dans chaque bassin planté, de façon isolée, en considérant seulement les charges à l'entrée et à la sortie de celui-ci.

La charge en ammonium éliminée dans les bassins à laitues d'eau ne semble pas dépendre de la charge appliquée, contrairement à ce qui a été observé pour l'abattement de la DCO et de DBO₅. En effet, les résultats présentés à la Figure 8. (A) montrent qu'il n'y a pas de corrélation significative entre la charge appliquée et la charge éliminée ($r=0.03$). En revanche, d'excellentes corrélations ($r=0.97-0.98$) sont établies avec les concentrations à l'entrée et à la sortie des bassins (Figure 8.B), et les pentes des droites de régression sont presque égales à l'unité (0.97-0.99), quel que soit le temps de séjour. Ces corrélations sont exprimées par les équations (Eq. 8.1) et (Eq. 8.2).

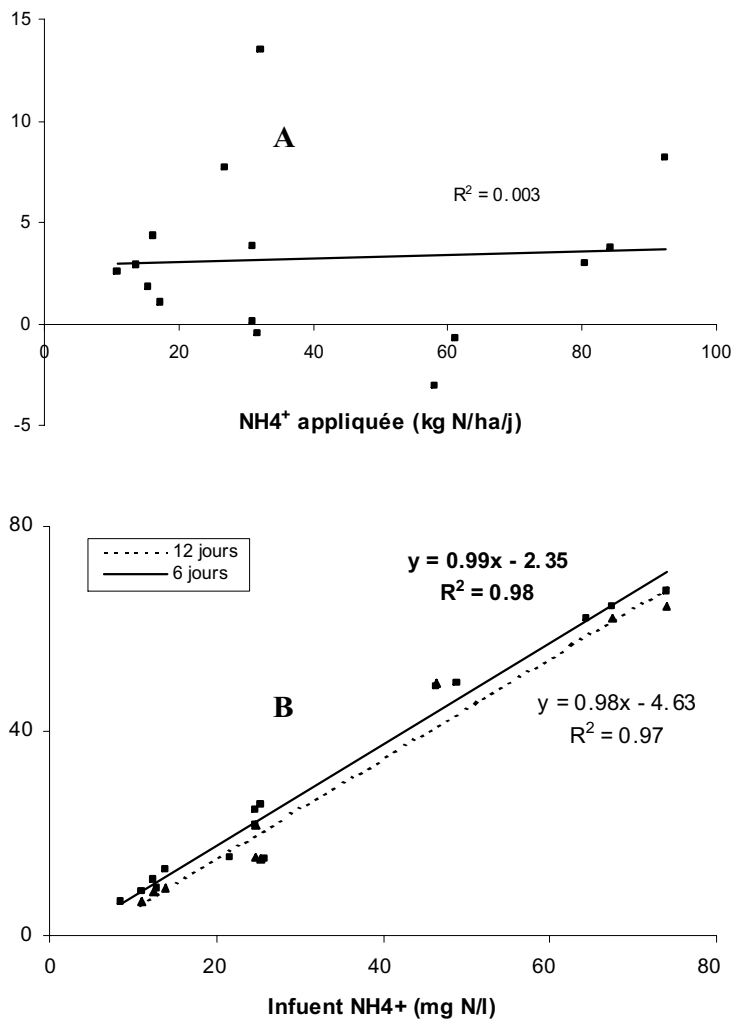


Figure 8.3 : A : Corrélation entre charge appliquée et charge éliminée; B : Corrélation entre concentration à l'entrée et à la sortie de NH_4^+ dans un bassin à laitues d'eau pour 6 jours et 12 jours de temps de séjour hydraulique

Les équations de régression entre les concentrations à l'entrée et à la sortie sont les suivantes :

$$\text{NH}_4^+ (\text{effluent}) = 0.98\text{NH}_4^+ (\text{influent}) - 2.35 \quad \hat{r}^2 = 0.98, \text{ pour 5 jours} \quad (\text{Eq. 8.1})$$

$$\text{NH}_4^+ (\text{effluent}) = 0.99\text{NH}_4^+ (\text{influent}) - 4.63 \quad \hat{r}^2 = 0.95, \text{ pour 12 jours} \quad (\text{Eq. 8.2})$$

Ces résultats indiquent que l'élimination de l'ammonium est constante dans les bassins et qu'elle est très faiblement influencée par l'augmentation du temps de séjour, indépendamment de la charge appliquée. Des résultats similaires sont rapportés par d'autres auteurs, avec la jacinthe d'eau [Weber and Tchobanoglous, 1985; Kawai et al., 1987] ou avec *Typha L.* (héliphytes enracinés – roseaux) [Lin et al., 2002].

8.3.4.2. Constante cinétique

La cinétique d'élimination de l'ammonium est souvent approchée par une cinétique de premier ordre [Tanner et al., 1995; Kadlec and Knight, 1996; IWA, 2000; Lin et al., 2002]. Dans cette étude, l'abattement de l'ammonium semble indépendant des charges appliquées, ce qui est caractéristique d'une cinétique d'ordre zéro. Deux explications peuvent justifier ces résultats :

- en considérant la cinétique de croissance de *Nitrosomonas*, les concentrations en ammonium sont suffisantes pour observer la croissance maximale de ces bactéries. De plus, selon le modèle de l'IAWQ, la constante de saturation en oxygène K_{O_2} est comprise entre 0.03 et 1.3 mg O pour *Nitrosomonas*. On en déduit un abattement constant dans ces conditions.
- par ailleurs, le prélèvement d'azote par les plantes est constant, quelle que soit la charge appliquée.

8.3.5. EVOLUTION DES NITRATES

Les effluents des différentes configurations étudiées présentent les mêmes caractéristiques que les influents. Ils contiennent une forte proportion d'ammonium et très peu de nitrate.

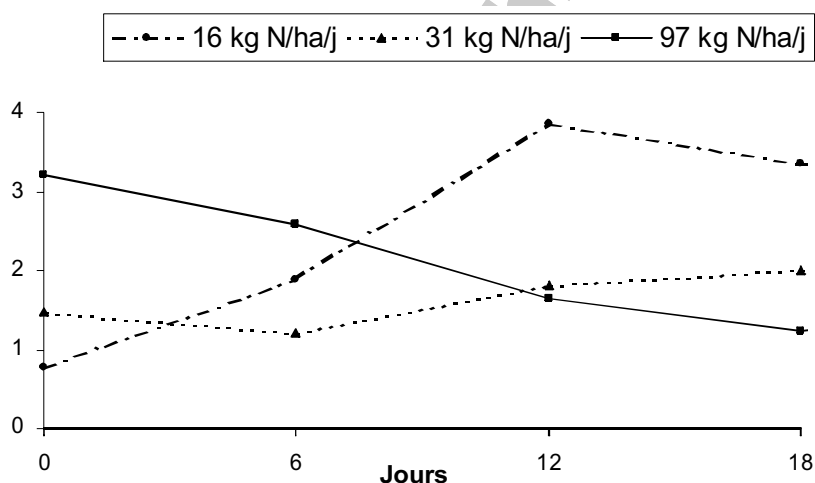


Figure 8.4 : Evolution temporelle des concentrations en nitrate dans les bassins à laitues d'eau en fonction des charges appliquées

Les faibles concentrations en nitrate peuvent témoigner d'une absence de nitrification ou d'une réduction rapide des nitrates formés dans le milieu. Les concentrations en nitrate dans les bassins varient en fonction des charges d'azote appliquées sur la filière. Dans les bassins à faibles charges organiques, on observe une augmentation du nitrate indiquant que une nitrification a quand même lieu (Figure 8.1). Dans les configurations à moyennes et hautes charges la concentration en nitrate stagne ou diminue.

8.3.6. BILAN SUR L'AZOTE

Comme constaté déjà auparavant, les quantités d'azote total éliminées dans les configurations à faibles et moyennes charges varient de 33.4 à 40.3 g N/j, soit de 60 à 45 % des charges appliquées (Tableau 8.4). Si on suppose que l'azote organique dans la configuration à hautes charges constitue 20% de l'azote total et qu'il n'y a plus, dans cette configuration également, d'azote organique dans l'effluent, 135 g N/j était éliminé, soit 44%.

L'azote organique dans les eaux traitées est probablement principalement présent dans la matière en suspension. Il était discuté dans le chapitre 7 que la MES est éliminée majoritairement par piégeage dans les racines et par sédimentation. L'azote éliminé par ce mécanisme varie entre 25 et 48% (Tableau 8.4). Les plantes assimilent entre 10 et 39% de l'azote total éliminé (Tableau 8.4). Les mécanismes responsables de l'élimination de l'azote total restant peuvent être la nitrification-dénitrification ou l'oxydation anaérobie de l'ammonium.

Tableau 8.4 : Contribution des différents mécanismes à l'élimination de l'azote total

Configurations	Charge (kg N-NH ₄ ⁺ /ha/j)	N total éliminé	N éliminé par piégeage de la MES ¹	N éliminé par les plantes	N éliminé par production de N ₂ ²
		g N/j (%)	g N/j (%)	g N/j (%)	g N/j (%)
PPP1	16	33.4 (60/100) ³	15.9 (47) ⁴	12.9 (39)	4.6 (14)
PPP2	37	40.3 (45/100)	10.1 (25)	12.9 (32)	17.3 (43)
PPP3	91	135 (44/100) ⁵	60.9 (45)	12.9 (10)	61.2 (45)

¹ Il est supposé ici que l'élimination de l'azote organique était principalement due à l'élimination de la MES par piégeage dans les racines et les sédiments.

² L'azote qui n'est pas éliminé par piégeage de la MES et par les plantes est supposé d'être éliminé par une production de l'azote moléculaire par nitrification-dénitrification ou par l'oxydation anaérobie de l'ammonium.

³ Le premier pourcentage se réfère à l'azote total dans l'influent, le deuxième à l'azote total éliminé.

⁴ Le pourcentage se réfère à l'azote total éliminé.

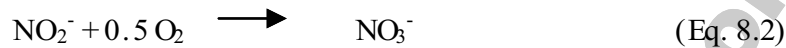
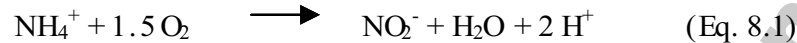
⁵ Il est supposé pour cette configuration que l'azote organique représente 20% de l'azote total

L'évolution de l'ammonium et du nitrate a déjà indiqué qu'une nitrification a lieu même si les conditions redox ne sont pas toujours favorables. Une discussion plus détaillée des raisons qui peuvent expliquer pourquoi la nitrification n'est pas complète est présentée dans la partie suivante. Si la nitrification produit seulement du nitrite et pas de nitrate, une oxydation anaérobie de l'ammonium est possible. Les bactéries *Anammox* sont très sensibles à l'oxygène et leur métabolisme semble être inhibé à des concentrations de 0.2 mg O₂/l. Des travaux montrent que lorsque l'oxygène est limité dans le milieu, les bactéries *Anammox* peuvent coexister avec les bactéries nitrifiantes, en particulier *Nitrosomonas* qui est responsable de la transformation de NH₄⁺ en NO₂⁻ [Jetten *et al.*, 2001; Schmidt *et al.*, 2002]. Dans cette association, l'oxygène est utilisé par *Nitrosomonas* pour l'oxydation de l'ammonium, les nitrites formés sont ensuite utilisés par les bactéries *Anammox*, comme accepteur d'électrons, pour l'oxydation de l'ammonium en azote élémentaire (N₂).

8.3.7. EXPLICATIONS POSSIBLES DE LA NITRIFICATION INCOMPLÈTE DE L'AZOTE

8.3.7.1. Conditions de nitrification

La nitrification de l'azote est l'une des réactions qui contribuent à l'élimination de l'ammonium dans les bassins d'épuration. Elle transforme l'ammonium en nitrate qui peut être ensuite éliminé par dénitrification. La nitrification se déroule en deux étapes (Eq. 8.1) et (Eq. 8.2) est réalisées par deux groupes de bactéries, comme indiqué par les équations



La première étape (Eq. 8.1) est effectuée par les bactéries du genre *Nitrosomonas* et la seconde étape par le genre *Nitrobacter*. Ces bactéries utilisent l'énergie générée par ces réactions pour leur métabolisme. Ce sont des réactions strictement aérobies, et on estime que la nitrification peut se dérouler même en dessous de 0.3 mg O₂ [Reddy and Patrick, 1984].

Comme toute réaction effectuée par les microorganismes, le rendement de la nitrification sera directement proportionnel à la croissance des bactéries nitrifiantes. Lorsque la concentration en ammonium et en micronutriment est suffisante, l'oxygène dissous sera le facteur limitant pour la croissance de *Nitrosomonas* et le nitrite pour *Nitrobacter*. Dans les conditions similaires, la croissance de *Nitrobacter* est supérieure à celle de *Nitrosomonas*, ce qui signifie que la formation de nitrite est l'étape limitante dans la réaction de nitrification. Ainsi, on exprime la cinétique de l'élimination de l'ammonium par rapport à la première étape, celle où intervient *Nitrosomonas*, par l'expression suivante :

$$\mu = \mu_{\max} \left(\frac{\text{N} - \text{NH}_4}{K_{S,\text{N}} + \text{N} - \text{NH}_4} \right) \left(\frac{\text{O}_2}{K_{S,\text{O}_2} + \text{O}_2} \right) \left(\frac{\text{TAC}}{K_{S,\text{TAC}} + \text{TAC}} \right) = \frac{1}{\theta_c} \quad (\text{Eq. 8.3})$$

ou,

$$\mu = \mu_{\max} \left(\frac{\text{O}_2}{K_{S,\text{O}_2} + \text{O}_2} \right) = \frac{1}{\theta_c} \quad (\text{Eq. 8.4})$$

Avec

- μ : Taux de croissance de *Nitrosomonas* (j⁻¹)
- μ_{\max} : Taux de croissance maximum de *Nitrosomonas* (j⁻¹)
- $\text{N} - \text{NH}_4^+$: Concentration en ammonium (mg/l)
- O_2 : Concentration en oxygène dissous (mg/l)
- TAC : Alcalinité
- $K_{S,i}$: Constante de saturation pour le paramètre i (mg/l)
- θ_c : Temps de séjour minimum pour la nitrification (j)

L'équation (Eq. 8.3) exprime la croissance de *Nitrosomonas*, en fonction de facteurs ayant une influence directe sur la croissance de la bactérie : la disponibilité en ammonium, en oxygène

dissous et l'alcalinité du milieu. Dans cette étude, le pH est neutre et constant dans les bassins, et l'ammonium est en concentration suffisante. En effet, des travaux réalisés dans un bassin à jacinthe d'eau ont montré que la constante de saturation pour l'ammonium est de 0.8 mg N-NH₄⁺/l, pour la croissance de *Nitrosomonas*. On peut supposer que pour des concentrations supérieures à 1 mg N-NH₄⁺/l, la croissance de *Nitrosomonas* est d'ordre zéro. Nous utiliserons l'équation (Eq. 8.5) pour calculer le temps de séjour nécessaire pour observer une nitrification dans les bassins (Tableau 8.).

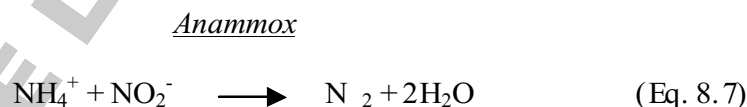
Tableau 8.5: Calcul du temps de séjour théorique pour la nitrification de l'ammonium

O ₂ (mg/l)	μ (j ⁻¹)	Temps de séjour théorique θ _c (jours) ¹
0.05	0.08	12.9
0.1	0.14	7.1
0.3	0.32	3.1
0.5	0.43	2.4
1.0	0.57	1.8
2.0	0.68	1.5

¹ Calcul effectué en considérant K_{S,O₂} = 0.5 mg O₂/l

Lorsque les concentrations en oxygène sont inférieures à 0.1 mg O₂/l, il faudrait au moins un temps de séjour d'une à deux semaines pour nitrifier. En pratique, on considère que le temps de séjour réel pour la nitrification est le double du temps de séjour théorique (Vasel, Communication personnelle). On peut déduire de ces résultats que pour les charges élevées, la nitrification est seulement possible à partir du deuxième et troisième bassin, où les concentrations en oxygène dissous sont supérieures à 0.2 mg O₂/l.

Cependant, en faisant l'hypothèse que l'oxygène est disponible à l'interface des racines, on peut supposer la présence de *Nitrosomonas* dans les premières couches de biofilm formé autour de celles-ci. Toutefois, si les conditions ne permettent pas la survie de *Nitrobacter* pour l'oxydation des nitrites formés, ceux-ci peuvent être utilisés par les bactéries *Anammox* pour l'oxydation de l'ammonium [Strouset *al.*, 1997; Verstraete and Philips, 1998; Jettent *al.*, 2001], cette équation s'exprime comme suit :



En conclusion, on peut dire que les conditions sont favorables pour amorcer la nitrification dans les derniers bassins ou l'oxydation anaérobie de l'ammonium dans les bassins de tête.

8.3.7.2. Influence du potentiel redox et de l'oxygène dissous

Les données de l'étude montrent que, pour les faibles charges organiques et azotées (PPP1, 104 kg DBO₅/ha/j et 16 kg N/ha/j) sur le bassin de tête, les concentrations en oxygène dissous mesurées dans les bassins 2 et 3 peuvent atteindre 3-4 mg O₂/l dans le rhizome et 0.2-1 mg O₂/l dans les couches profondes, à 65 cm de profondeur. Ces concentrations sont en principe

suffisantes pour amorcer les réactions de nitrification, mais la compétition pour l'oxygène avec les bactéries hétérotrophes peut également limiter ces réactions. Dans les bassins à macrophytes enracinés avec écoulement en surface, plusieurs auteurs montrent que le profil du potentiel redox (Eh) peut être divisé en trois zones en fonction du pouvoir réducteur [Reedy, 1984; Kadlec and Knight, 1996] : zone faiblement réductrice ($-50 < Eh < 0$ mV), zone intermédiaire ($-200 < Eh < -50$ mV) et zone fortement réductrice ($Eh < -200$ mV). Pour ces systèmes, ils ont montré que les principaux mécanismes qui concourent à l'élimination de l'azote (ammonification, assimilation, et nitrification/dé nitrification) se déroulaient lorsque le potentiel redox était compris entre -50 et 0 mV, et l'oxygène dissous était de $1.5-2.5$ mg₂O dans la colonne d'eau supérieure [Koottat ep and Polprasert, 1997].

8.3.7.3. Influence de la profondeur des bassins

La longueur des racines détermine la zone active dans laquelle les réactions aérobies sont intensifiées par l'activité du biofilm qui s'y forme. L'importance de cette zone dans l'élimination de l'azote dépendra donc du volume qu'elle occupe par rapport à la masse d'eau totale dans un bassin. On peut imaginer que plus les bassins seront profonds, meilleur sera la conservation de l'azote, car les faibles profondeurs de 40-70 cm sont généralement indiquées en traitement tertiaire pour l'élimination des nutriments dans les bassins plantés.

8.3.7.4. Mode de gestion des plantes

Avec une fréquence de récolte hebdomadaire de 50 % des plantes, on peut estimer que la moitié de la biomasse bactérienne présente dans les racines des plantes est éliminée des bassins. Par ailleurs, les jeunes plantes en phase de croissance possèdent des racines qui offrent moins de surface pour la formation de nouveau biofilm. La conjugaison de ces actions permet de supposer que la biomasse des bactéries responsables de l'élimination de l'azote est maintenue à une faible concentration. Pour certains auteurs, c'est l'importance de cette biomasse active qui explique les rendements élevés enregistrés lors des essais en batch [Hauser, 1984; Alaerts *et al.*, 1996]. Pour une meilleure investigation, on pourrait mesurer l'oxydation de l'ammonium en fonction de la taille du biofilm dans les racines.

Avec les récoltes intensives des plantes, on peut également estimer que la moitié de la biomasse bactérienne responsable de l'oxydation de l'azote est aussi exportée des bassins. En phase de croissance, les jeunes racines offrent encore moins de surface de fixation pour la formation de biofilm.

8.4. CONCLUSIONS

Le bilan sur l'azote montre que, quelle que soit la charge appliquée, presque la moitié de l'azote et surtout de l'ammonium, source d'azote favorable pour les plantes, est conservé dans l'effluent. Les mécanismes responsables pour l'élimination de l'azote sont l'assimilation par les plantes, le piégeage de la matière en suspension dans les sédiments ou les racines, ou la transformation en azote élémentaire par nitrification-dé nitrification ou par oxydation anaérobie de l'ammonium.

La productivité de biomasse végétale est constante dans les bassins de culture, et ceci indépendamment des charges appliquées. Avec une fréquence de récolte hebdomadaire de 50% de la surface des bassins, la densité des plantes est de $6-7$ kg MF/m² (0.30-0.35 kg

MS/m²), ce qui correspond à une productivité de 50 g MS/m²/j (ou 182,5 t MS/ha/an). Ces valeurs sont trois fois plus élevées que les données couramment rencontrées dans la littérature, du fait de la récolte intensive appliquée dans cette étude.

L'exportation de l'azote par *Pistia stratiotes* est constante (3.6 kg N-NH₄⁺/ha/j ou 1314 kg N-NH₄⁺/ha/an), et son importance dans les rendements épuratoires des bassins est fonction de la charge appliquée. La contribution de *Pistia stratiotes* dans l'élimination de l'azote représente 39 à 10 % de l'azote total éliminé des bassins en 18 jours, lorsque les charges appliquées augmentent de 16 à 97 kg N-NH₄⁺/ha/j. Par rapport aux charges appliquées, l'élimination des plantes varie de 4 à 23 %.

La part d'azote éliminée par piégeage de la MES est estimée entre 25 à 48 % de l'azote total éliminé. L'azote éliminé par production d'azote élémentaire représente 8 à 20 % des charges appliquées, ce qui est relativement faible en comparaison des résultats observés en culture batch.

Plusieurs phénomènes peuvent contribuer à la conservation de l'azote et à une faible nitrification dans les bassins à laitues d'eau :

- des conditions anaérobies (anoxiques), créées par la charge organique élevée en tête de station qui empêchent la croissance des bactéries nitrifiantes.
- après deux semaines de temps de traitement, quand les charges appliquées sont réduites de 70 à 90 % et que l'oxygène est suffisant pour amorcer l'oxydation de l'azote, la nitrification semble être limitée par la récolte intensive des plantes qui, à chaque campagne, exportent environ la moitié de la biomasse bactérienne active dans leurs racines.

Ainsi, tout en éliminant 90 % de la pollution carbonée, le lagunage à laitues d'eau permet de conserver une grande partie de l'azote sous la forme préférentielle d'utilisation par les plantes et offre un effluent de forte valeur agronomique pour l'irrigation.

Les performances sanitaires du procédé, présentées dans les chapitres suivants, permettent d'envisager une irrigation respectant les recommandations de l'OMS [Blumenthal *et al.*, 2000].

8.5. RÉFÉRENCES

- Agendia, P. L. (1987). *Bioaccumulation of mineral nutrients by some typical aquatic macrophytes : application in the purification of Byem-Assi domestic sewage* Doctorat de spécialité / University of Yaoundé; Yaoundé. 161 p.
- Agendia, P. L., Noumsi, Y. M. K., Fonkou, T., Mefenya, R. and Sonwa, J. D. (1997). "Compost production from Pistia stratiotes biomass generated by a macrophytic sewage treatment system in Yaounde (Cameroon). *Cahiers Agricultures* **6**(1): 15-19.
- Alaerts, G. J., Mahbubar, R. and Kelderman, P. (1996). "Performance analysis of a full-scale duckweed-covered sewage lagoon." *Water Research* **30**(4): 843-852.
- Blumenthal, U. J., Mara, D. D., Peasey, A., Ruiz-Palacios, G. and Stott, R. (2000). "Guidelines for the microbiological quality of treated wastewater used in agriculture: recommendations for revising WHO guidelines." *Bull. World Health Organ.* **78**(9): 1104-1116.
- Guiral, D. and Etien, N. D. (1991). "Aquatic macrophytes of lagoonal banks." *J. Ivoir. Oceanol. Limnol* **1**(2): 25-40.
- Hall, J. B. and Okali, D. U. (1974). "Phenology and Productivity of Pistia-Stratiotes L on Volta Lake, Ghana." *J. Appl. Ecol.* **11**(2): 709-725.
- Hauser, J. R. (1984). "Use of Water Hyacinth Aquatic Treatment Systems for Ammonia Control and Effluent Polishing." *Journal Water Pollution Control Federation* **56**(3): 219-225.
- Howard-Williams, C. and Junk, W. J. (1977). "The chemical composition of Central Amazonian aquatic macrophytes with special reference to their role in ecosystem." *Arch. Hydrobiol.* **79**(4): 446-464.
- Iketuonye, M. M. (1987). *A contribution to the study of aquatic macrophytes in Cameroon. Their biology, ecology, and phytosociology in natural ecosystems and in phytodepurational systems* PhD thesis / University of Yaoundé; Yaoundé. 161 p.
- IWA (2000). *International Water Association. Constructed Wetlands for pollution control : Process, Performances, design and Operation* London, Iwa. 156 p.
- Jetten, M. S., Wagner, M., Fuerst, J., van Loosdrecht, M., Kuenen, G. and Strous, M. (2001). "Microbiology and application of the anaerobic ammonium oxidation ('anammox') process." *Current Opinion in Biotechnology* **12**(3): 283-288.
- Kadlec, R. H. and Knight, R. L. (1996). *Treatment wetlands* Boca Raton, FL [etc.], Lewis Publishers. 893 p.
- Kawai, H., Uehara, M. Y., Gomes, J. A., Jahnel, M. C., Rossetto, R., Alem, S. P., Ribeiro, M. D., Tinel, P. R. and Grieco, V. M. (1987). "Pilot-Scale Experiments in Water Hyacinth Lagoons for Wastewater Treatment." *Water Sci Technol* **19**(10): 24-28.
- Kengne, I. M. (2000). *Evaluation d'une station d'épuration d'eaux usées domestiques par lagunage à macrophytes, Yaoundé : Performances épuratoires, développement et biocontrôle des Diptères Culicidae* Doctorat de 3^{ème} Cycle en Biologie Végétale / Université de Yaoundé; Yaoundé. 138 p.

- Koottatep, T. and Polprasert, C. (1997). "Role of plant uptake on nitrogen removal in constructed wetlands located in the tropics." *Water Science and Technology* **36**(12): 1-8.
- Laouali, G., Delisle, C. E., Vincent, G., Couillard, D. and Laouali, S. (1996). "Experimental study of wastewater treatment by facultative ponds and free hydrophytes in Niger." *Water Quality Research Journal of Canada* **31**(1): 37-50.
- Lin, Y.-F., Jing, S.-R., Lee, D.-Y. and Wang, T.-W. (2002). "Nutrient removal from aquaculture wastewater using a constructed wetlands system." *Aquaculture* **209**(1-4): 169-184.
- Reddy, K. R. and D'Angelo, E. M. (1990). "Biomass yield and nutrient removal by water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) as influenced by harvesting frequency." *Biomass* **21**(1): 27-42.
- Reddy, K. R. and D'Angelo, E. M. (1997). "Biogeochemical indicators to evaluate pollutant removal efficiency in constructed wetlands." *Water Science and Technology* **35**(5): 1-10.
- Reddy, K. R. and DeBusk, T. A. (1987). "State-of-the-Art Utilization of Aquatic Plants in Water Pollution Control." *Water Sci Technol* **19**: 24-28.
- Reddy, K. R. and Patrick, W. H. (1984). "Nitrogen Transformations and Loss in Flooded Soils and Sediments." *Crc Critical Reviews in Environmental Control* **13**(4): 273-309.
- Reddy, K. R. (1984). Nutrient transformation in aquatic macrophyte filters used for water purification. In: *Proc. on future of water reuse* Am. Water Works Ass. **2/3**: pp. 660-678
- Reddy, K. R. and DeBusk, T. A. (1984). "Growth characteristics of aquatic macrophytes cultured in nutrient-enriched water: I. Water hyacinth, water lettuce and pennywort." *Econo. Bot.* **38**(2): 229-239.
- Reddy, K. R. and DeBusk, T. A. (1987). "State-of-the art of aquatic plants in water pollution control." *Wat. Sci. Tech.* **19**(10): 61-79.
- Schmidt, I., Sliemers, O., Schmid, M., Cirpus, I., Strous, M., Bock, E., Kuenen, J. G. and Jetten, M. S. M. (2002). "Aerobic and anaerobic ammonia oxidizing bacteria - competitors or natural partners?" *FEMS Microbiology Ecology* **39**(3): 175-181.
- Sharma, B. M. (1984). "Ecophysiological studies on water lettuce in a polluted lake." *J. Aquat. Plant Manage* **22**: 17-21.
- Strous, M., Van Gerven, E., Zheng, P., Kuenen, J. G. and Jetten, M. S. M. (1997). "Ammonium removal from concentrated waste streams with the anaerobic ammonium oxidation (anammox) process in different reactor configurations." *Water Research* **31**(8): 1955-1962.
- Tanner, C. C., Clayton, J. S. and Upsdell, M. P. (1995). "Effect of loading rate and planting on treatment of dairy farm wastewaters in constructed wetlands--II. Removal of nitrogen and phosphorus." *Water Research* **29**(1): 27-34.
- Verstraete, W. and Philips, S. (1998). "Nitrification-denitrification processes and technologies in new contexts." *Environ. Pollut.* **102**(1): 717-726.
- Vinneras, B. and Jonsson, H. (2002). "The performance and potential of faecal separation and urine diversion to recycle plant nutrients in household wastewater." *Bioresour. Technol.* **84**(3): 275-282.

Weber, A. S. and Tchobanoglous, G. (1985). "Rational design parameters for ammonia conversion in water hyacinth treatment systems." *J. Water Pollut. Control Fed* 57(4): 316-323.

EPFL - LBE Lab. Biotech. Environnementale

EPFL - LBE Lab. Biotech. Environnementale

CHAPITRE 9.

**COMPARAISON DES
PERFORMANCES ÉPURATOIRES DU
LAGUNAGE À MICROPHYTES ET DU
LAGUNAGE A LAITUES D'EAU**

KONÉ D., SEIGNEZ C. AND HOLLIGER C. (2002).

Natural wastewater treatment by water lettuce for irrigation water reuse in Burkina Faso. In: *5th International IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds, Pond Technology for the new millennium*, Auckland. IWA, NZWWA.2/2: 733-734

KONÉ D., CISSÉ G., SEIGNEZ C. ET HOLLIGER C. (2002)

Le lagunage à laitue d'eau (*Pistia stratiotes*) à Ouagadougou: une alternative pour l'épuration des eaux usées destinées à l'irrigation. *Cahiers Agricultures* // 11, pp. 39-43

KONÉ D., CISSÉ G., SEIGNEZ C. ET HOLLIGER C. (2001)

Le lagunage à macrophytes et l'irrigation en maraîchage: Étude d'une station expérimentale à Ouagadougou. *Info CREPA* // No 31, pp. 4-10; 03 BP 7112 Ouagadougou 03, Burkina Faso

9.1. INTRODUCTION

Le lagunage à microphytes est la technologie alternative d'épuration qui a connu le plus d'applications en Afrique de l'Ouest et du Centre [Koné *et al.*, 2002b]. Les premiers essais d'expérimentation montrent que l'intense activité des algues, nécessaire au bon fonctionnement du procédé, peut également contribuer à une augmentation des matières en suspension dans l'effluent traité (Chapitre 2). L'implantation de ces lagunes a rarement pris en compte les potentialités de valorisation des effluents traités [Koné, 1998, 2000]. De bonnes raisons techniques ont justifié leur application, et les performances sanitaires dans l'abattement des bactéries pathogènes, des virus et des parasites obtenues [Drakides and Gervais, 1987; Guène and Touré, 1991; Klutsé, 1995; Niang *et al.*, 1996; Laouali and Idder, 2000] lui ont valu jusqu'à maintenant ses lettres de noblesse. Cependant, cette focalisation sur les performances sanitaires a souvent occulté les faibles rendements dans l'élimination de la pollution carbonée et le devenir de l'azote dans ce système.

Tout comme le lagunage à microphytes, l'introduction des plantes aquatiques dans l'épuration des eaux en Afrique de l'Ouest et du Centre nécessite une approche intégrée pour son implantation. En effet, une des principales contraintes imposée par ce système est liée à la gestion de la biomasse végétale. Lorsque la biomasse n'est pas récoltée dans l'intervalle de temps adéquat, le dépérissement qui s'en suit entraîne une chute de rendement du système. La récolte peut également s'avérer une tâche ardue, surtout quand elle est menée par du personnel non motivé, comme c'est souvent le cas. Les performances du lagunage à macrophytes, étudié dans les chapitres précédents, montrent que celui-ci est très performant dans l'abattement de la pollution carbonée et permet de conserver l'azote pour la réutilisation des eaux en irrigation.

Il existe encore très peu d'études qui permettent de comparer les performances des bassins à microphytes à ceux des bassins à laitues d'eau. Les premiers essais ont comparé le plus souvent les performances de filières d'épuration composées de plusieurs bassins identiques en série [Niang *et al.*, 1996; Laouali and Idder, 2000; Nya *et al.*, 2002]. En général, les performances de ces filières ne permettent pas toujours de mettre en évidence les capacités intrinsèques de chaque unité prise séparément, surtout si le temps de séjour dans chaque bassin est différent du temps de séjour optimal.

Les eaux traitées sont généralement réutilisées en irrigation ou en pisciculture. Il faut cependant reconnaître que tous les contextes socio-économiques ou institutionnels ne permettent pas toujours d'envisager ces activités. Elles peuvent être freinées par des normes sanitaires locales ou nationales, ou par des pesanteurs socio-culturelles qui empêchent la manipulation des excréta, urines ou tout ce qui s'y rapporte. Les solutions sont à chercher dans les usages qui sont faits de l'eau dans les villes. Notre investigation dans le cas de Ouagadougou, une ville en pleine expansion, montre qu'une grande partie de l'eau consommée est utilisée dans la construction d'habitations et de routes. L'extension des quartiers périphériques et les gros chantiers immobiliers nécessitent d'énormes quantités d'eau pour la confection de briques (parpaing) en ciment ou en adobe. Il en est de même lors de la construction de nouvelles routes. Les eaux de pluie stockées dans les barrages pour l'alimentation de la ville sont souvent pompées par des camions citernes pour servir à ces différentes activités. Ces pratiques régulières ne manquent pas de créer des conflits permanents avec les responsables de l'Office National de l'Eau et de l'Assainissement. Dans ce contexte, les objectifs épuratoires pourraient être fixés pour la fabrication de briques et de

ce fait, cette activité rémunératrice pourrait financer les frais d'exploitation des ouvrages d'épuration.

La comparaison des systèmes à lagunage à microphytes et à lagunage à macrophytes contribuera à l'étude de l'agencement de ces procédés pour atteindre des objectifs épuratoires définis, mais ne permettra pas de faire un choix entre les systèmes. En effet, chacun des systèmes bénéficie d'avantages et d'inconvénients majeurs qui peuvent être optimisés dans un système hybride en fonction de la qualité de l'effluent souhaité. Ces différentes techniques ne doivent pas être considérées comme concurrentes entre elles car, comme le montre la Figure 9.1, chaque technique extensive d'épuration d'eaux usées se réfère à un des écosystèmes de la zone humide naturelle [Radoux, 1989].

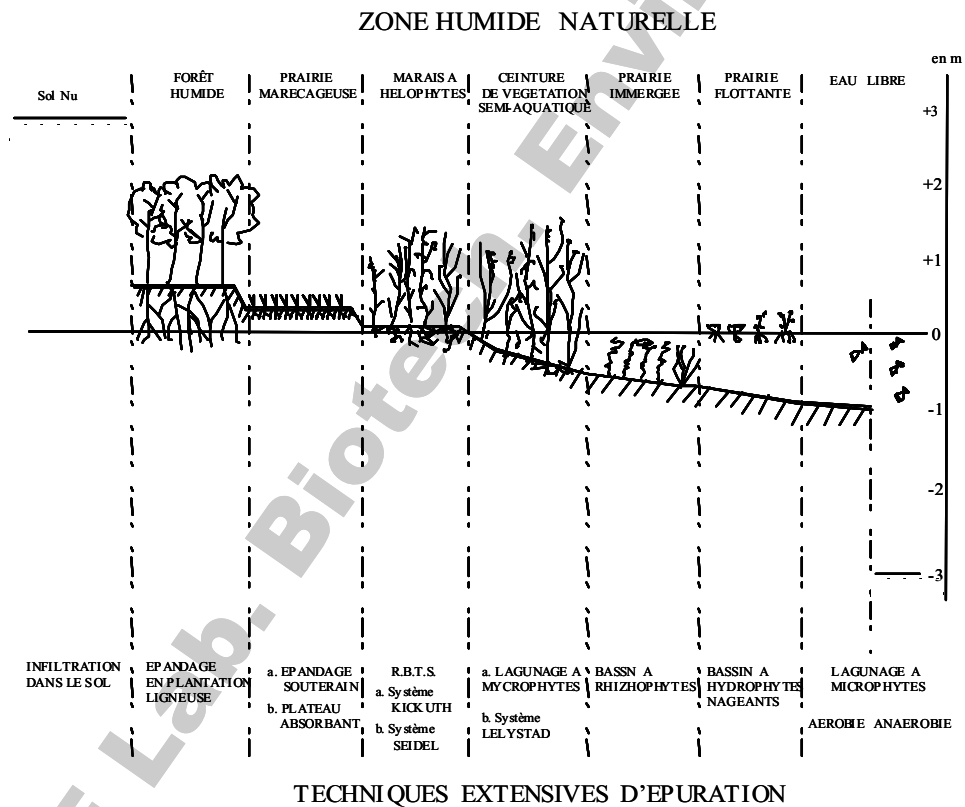


Figure 9.1: Zone humide naturelle et techniques extensives d'épuration d'eaux usées [Radoux, 1989]

Pour l'optimisation des filières hybrides, la comparaison doit porter non seulement sur l'abattement de la pollution carbonée, azotée et bactérienne, mais aussi sur les capacités d'intégration des systèmes étudiés dans l'environnement socio-culturel de la zone du projet.

L'état des lieux du lagunage en Afrique de l'Ouest et du Centre (et d'autres études) montre que, parmi les facteurs socioculturels déterminants à prendre en compte, on peut citer : l'adéquation et la complétude technologique, la génération de revenu et la couverture des charges d'exploitation, l'acceptation sociale et l'implication des populations bénéficiaires, ainsi qu'un cadre institutionnel favorable [Koné, 1998; Guènet *et al.*, 1999; Steiner, 2002].

9.2. METHODES

Le dispositif expérimental présenté au chapitre 7 est constitué de trois configurations de filières (PPP, EPP et EPE) qui sont étudiées pour différentes charges organiques. L'analyse comparative entre bassins à laitues d'eau et bassins à microphytes s'est faite en comparant, dans un premier temps, les performances épuratoires du premier bassin (B1) des configurations PPP et EPP et EPE et des derniers bassins (B4a et B4b). Cette comparaison concerne les charges en DCO, DBQ, MES, azote et coliformes fécaux. Les différentes filières obtenues par la combinaison des bassins sont ensuite comparées entre elles pour l'abattement de ces paramètres. La charge hydraulique de $3 \text{ l m}^{-2} \text{ j}^{-1}$ est maintenue constante pour toutes les expériences.

9.3. RESULTATS ET DISCUSSION

9.3.1. ELIMINATION COMPAREE DE LA POLLUTION CARBONEE

9.3.1.1. Rendements épuratoires en épuration secondaire d'un bassin sans plantes (E) et d'un bassin à laitues d'eau

Les rendements en MES, DBQ et DCO pour différentes combinaisons de bassins sont présentés à la Figure 9.2. Le rendement d'élimination des MES est négatif ($< -4 \%$) dans le bassin sans plantes (bassin facultatif) après un temps de séjour de 6 jours, et l'abattement de la DCO est inférieur à 30 %, lorsqu'il est alimenté par les effluents bruts (bassin de tête). Dans les mêmes conditions, l'élimination des MES et de la DCO atteignent respectivement 60 et 64 % dans le bassin à laitues d'eau.

Si le bassin sans plantes est combiné à un bassin à laitues d'eau (EP), le rendement d'élimination de la DCO varie de 40 à 65 %. S'il est combiné à 2 bassins plantés (EPP), ce rendement sera de 47-75 %. Pour une filière composée de deux ou trois bassins plantés, le rendement d'élimination de la DCO atteint respectivement 60-75 % (PP) et 67-78 % (PPP) (Tableau 9.3). On déduit de ces résultats que les rendements des configurations EP et PP sont similaires.

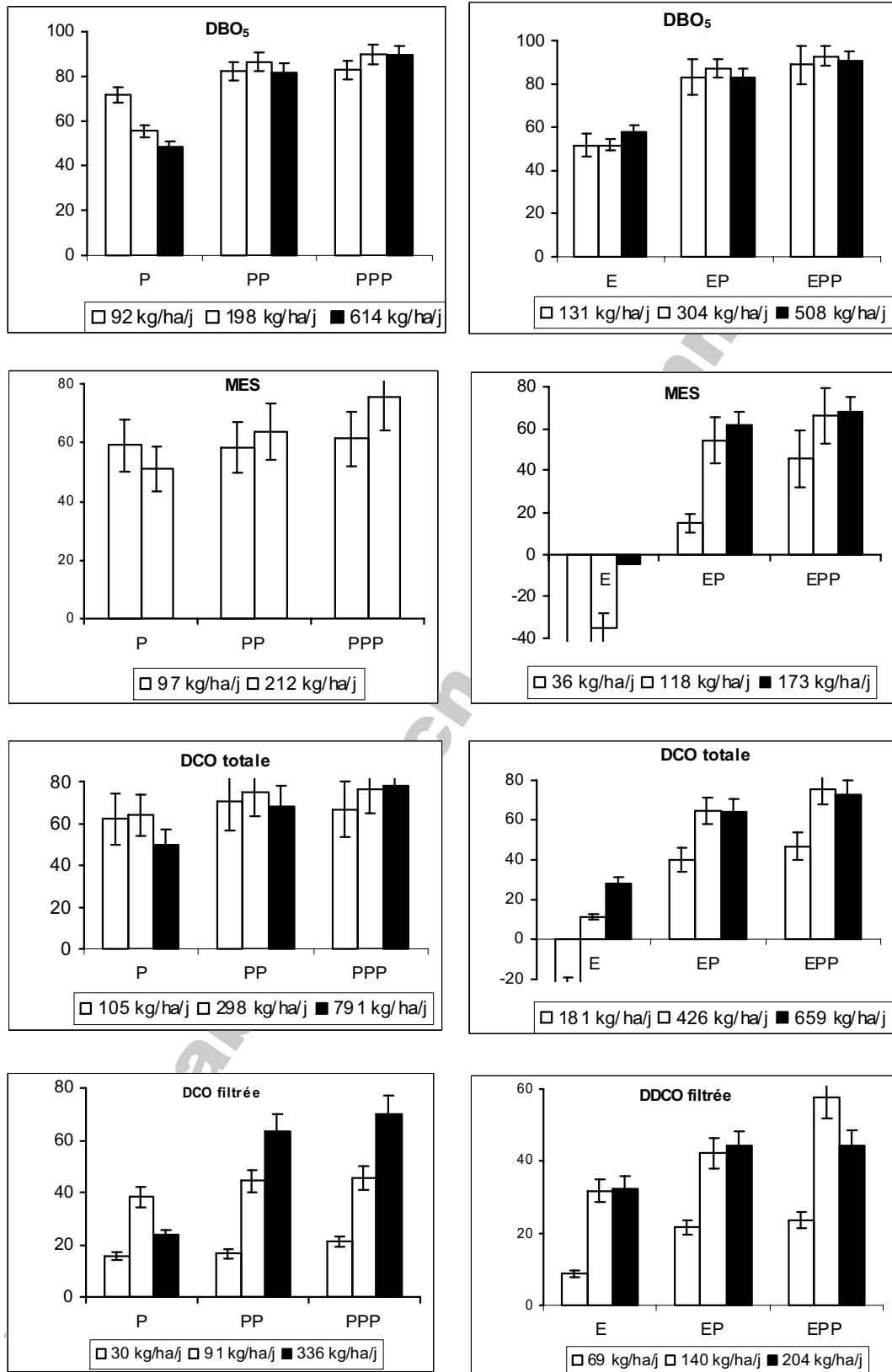


Figure 9.2: Evolution des rendements d'élimination de la pollution carbonée dans les filières PPP et EPP

9.3.1.2. Constante cinétique de dégradation de la DCO et de la DCO

Les valeurs des constantes cinétiques calculées sont présentées dans les Tableau 9.2 et Tableau 9.1. Pour la DCO, on obtient une moyenne de 0.0 ± 0.04 pour le bassin facultatif et de $0.20 \pm 0.08 \text{ j}^{-1}$ pour le bassin à laitues d'eau (P), ce qui met en évidence la performance des bassins à laitues d'eau dans l'abattement de la pollution carbonée. Les algues formées dans le bassin facultatif sont principalement responsables des faibles valeurs de constante cinétique.

Tableau 9.1: Constantes cinétiques de dégradation de la DCO dans un bassin facultatif (E) et un bassin à laitues d'eau (P) en épuration secondaire

DCO						
Charge ¹ (kg DCO/ha/j)	C _i (mg/l)	C _e (mg/l)	t (jours)	a	k _d ² (jours ⁻¹)	k _T ³ (jours ⁻¹)
Bassin facultatif (E)						
181	145 ± 20	177 ± 40	6.0	0.9097	-0.03	-0.03
426	341 ± 20	302 ± 56	6.0	1.0525	0.02	0.02
659	527 ± 82	378 ± 77	6.0	1.1446	0.06	0.06
Moyenne					0.02	0.01
Ecartype					0.05	0.04
Bassin à laitues d'eau (P)						
105	84 ± 20	32 ± 40	6.0	1.4141	0.19	0.28
298	238 ± 20	86 ± 56	6.0	1.4331	0.20	0.20
791	633 ± 82	318 ± 77	6.0	1.2952	0.13	0.12
Moyenne					0.17	0.20
Ecartype					0.04	0.08
Bassin facultatif + 1 bassin à laitues d'eau en série (EP)						
181	145 ± 20	87 ± 15	12.0	1.2166	0.05	0.05
426	341 ± 20	120 ± 38	12.0	1.4437	0.10	0.10
659	527 ± 82	190 ± 62	12.0	1.4349	0.10	0.09
Moyenne					0.08	0.08
Ecartype					0.03	0.02
Bassin facultatif + 2 bassins à laitues d'eau en série (EPP)						
181	145 ± 20	76 ± 16	18.0	1.2760	0.04	0.04
426	341 ± 20	84 ± 31	18.0	1.5948	0.10	0.09
659	527 ± 82	144 ± 23	18.0	1.5513	0.09	0.08
Moyenne					0.08	0.07
Ecartype					0.03	0.02

¹ charge appliquée sur le bassin de tête

² k_d constante cinétique calculée à partir du modèle piston dispersif (d = 0.22)

3 k_T constante cinétique calculée à partir du modèle piston dispersif

Tableau 9.2: Comparaison des constantes cinétiques de dégradation de la DBO dans un bassin facultatif (E) et un bassin à laitues d'eau (P) en épuration secondaire

DBO ₅									
Charge ¹ (kg/ha/j)	C _i (mg/l)		C _e (mg/l)		t (jours)	a	k _d (jours ⁻¹)	k _T (jours ⁻¹)	
Bassin facultatif (E)									
131	105	12	51	11	6.0	1.3123	0.14	0.12	
304	243	39	118	62	6.0	1.3122	0.14	0.12	
508	407	61	171	32	6.0	1.3687	0.17	0.14	
Moyenne							0.15	0.13	
Ecartype							0.02	0.01	
Bassin à laitues d'eau (P)									
83	66	13	19	5	6.0	1.5330	0.26	0.31	
198	159	65	71	20	6.0	1.3456	0.15	0.15	
614	491	121	253	29	6.0	1.2853	0.12	0.11	
Moyenne							0.18	0.19	
Ecartype							0.07	0.10	
Bassin facultatif + 1 bassin à laitues d'eau en série (EP)									
131	105	12	18	4	12.0	1.7470	0.19	0.21	
304	243	39	31	13	12.0	1.8644	0.23	0.20	
508	407	61	70	11	12.0	1.7416	0.19	0.16	
Moyenne							0.21	0.19	
Ecartype							0.02	0.03	
Bassin facultatif + 2 bassins à laitues d'eau en séries (EPP)									
131	105	12	12	4	18.0	1.9215	0.17	0.23	
304	243	39	17	9	18.0	2.0998	0.22	0.19	
508	407	61	38	10	18.0	1.9877	0.19	0.15	
Moyenne							0.19	0.19	
Ecartype							0.02	0.04	

1 charge appliquée sur le bassin de tête

Les constantes cinétiques calculées pour la DBO sont similaires pour les deux systèmes. Les valeurs moyennes sont de 0.13 ± 0.01 pour le bassin sans plantes, et de $0.19 \pm 0.10 \text{ j}^{-1}$ pour le bassin à laitues d'eau (P). Pour ce dernier, les valeurs pour la DBO et la DCO sont du même ordre de grandeur. Dans le cas du bassin sans plantes (E), la constante cinétique de la DBO est 13 fois plus élevée que celle de la DCO. Ces résultats indiquent que la mesure de la DBO semble surestimer les performances du bassin sans plantes.

L'estimation de la DBO_5 est obtenue par la mesure de la consommation de l'oxygène dissous dans un flacon de mesure, placé à l'obscurité et à 20 °C pendant 5 jours, en bloquant la nitrification. Il est possible que les algues respirent l'oxygène présent dans le flacon en l'absence de lumière. Dans ces conditions, elles peuvent survivre suffisamment longtemps pour que leurs cellules ne soient pas dégradées par les bactéries présentes. On en déduit que la mesure de la DBO_5 n'est pas un paramètre objectif d'estimation de la pollution carbonée dans des effluents contenant des algues. Pour la suite, nous utiliserons la DCO pour comparer les performances du bassin à laitues d'eau avec celui du bassin sans plante.

Lorsque le bassin facultatif est combiné à un ou deux bassins plantés, les constantes cinétiques d'élimination de la DCO sont comprises entre 0.04 et 0.05 j^{-1} pour une charge de 181 kg DCO/ha/j (Tableau 9.3). Elles augmentent à 0.08-0.10 j^{-1} lorsque la charge est supérieure à 426 kg DCO/ha/j. Avec seulement des bassins plantés en série, la constante cinétique est respectivement de 0.22 et 0.15 j^{-1} pour PP et PPP avec une charge de 105 kg DCO/ha/j. Pour des charges plus élevées, on obtient 0.11 et 0.09 pour PP et PPP. Ces valeurs, sont comparables à celles obtenues avec les configurations EP et EPP pour de fortes charges (Tableau 9.3).

Tableau 9.3: Rendements d'élimination et constantes cinétiques k_T de dégradation de la DCO dans une filière combinant un bassin sans plantes (E) et bassins à laitues d'eau (P) avec une combinaison de bassins à laitues d'eau.

Charges (kg DCO/ha/j)	Rendements (%)		Constante cinétique k_T (j^{-1})	
	EP	EPP	EP	EPP
181	40	47	0.05	0.04
426	65	75	0.10	0.09
659	64	73	0.09	0.08
Charges (kg DCO/ha/j)	PP	PPP	PP	PPP
105	70	67	0.22	0.15
298	75	76	0.11	0.09
791	73	78	0.11	0.09

P : bassin à laitues d'eau, E : bassin à eau libre (= bassin facultatif dans ce cas)

L'utilisation de bassins à laitues d'eau en série avec un bassin facultatif permet de réduire les concentrations en algues et en DCO de l'effluent avec un rendement comparable à celui d'une série identique de bassins à laitues d'eau. Ce résultat implique que l'optimisation des performances épuratoires d'une filière de lagunage à microphytes (stations existantes) peut se faire par remplacement d'un bassin existant par un bassin à laitues d'eau. Dans ce cas, la charge sur le bassin planté doit être inférieure à 500 kg DCO/ha/j. Selon l'objectif épuratoire, il est possible de combiner les deux systèmes en plaçant le bassin à microphytes en tête de filière. Cette combinaison permet d'observer des rendements similaires à ceux des bassins à laitues d'eau seuls, dans les mêmes conditions, et en outre, elle réduit de moitié la surface

couverte par les plantes. De ce point de vue, la combinaison de filières allège les contraintes d'exploitation liées à la gestion de la biomasse produite.

9.3.2. ELIMINATION DE L'AZOTE

9.3.2.1. Comparaison de l'élimination de l'azote en épuration secondaire

En épuration secondaire, les charges d'azote total éliminées sont faibles. Dans le bassin planté (P), elles sont inférieures à 3 kg N/ha/j pour des charges appliquées inférieures à 31 kg N/ha/j et atteignent 14 kg N/ha/j avec une charge de 97 kg N/ha/j (Tableau 9.4). Dans le bassin sans plante (E), ces charges éliminées sont légèrement supérieures exception faite pour une charge appliquée de 23 kg N/ha/j. Dans ce même bassin, les charges d'ammonium éliminées semblent supérieures à celle de l'azote total, elles sont respectivement de 6, 12 et 13 kg N total/ha/j et -4, 12 et 7 kg N-NH₄⁺/ha/j. Toutefois, ces rendements sont inférieurs à 15 % et 30 % des charges appliquées, respectivement dans le bassin à laitues d'eau et le bassin sans plantes.

Tableau 9.4: Rendement d'élimination de l'azote en épuration secondaire dans un bassin à laitues d'eau (P) et un bassin sans plante (E)

Bassin	Charge appliquée		Influent (mg N/l)				Effluent (mg N/l)				kg N éliminé/ha/j		
	DCO ¹	N ²	Ntotal	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	Norg ³	Ntotal	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	Norg	Ntotal	N-NH ₄ ⁺	Norg
P	105	16	18.6	12.5	0.8	5.4	17.3	11.0	1.9	4.4	2	2	1
P	298	31	29.6	24.8	1.4	3.4	27.4	24.7	1.5	1.2	3	0	3
P	791	97	nd	78.0	3.2	nd	nd	66.9	2.6	nd	nd	14	nd
E	181	23	22.5	18.3	0.7	3.5	25.8	13.8	1.2	10.8	-4	6	-9
E	426	43	43.9	34.8	1.6	7.5	34.6	25.4	1.9	7.3	12	12	0.3
E	659	71	77.3	56.8	2.4	18.1	71.6	46.4	1.5	23.7	7	13	-7

¹ charge appliquée en kg DCO/ha/j

² charge appliquée en kg N-NH₄⁺/ha/j

³ Norg : azote organique = Ntotal - N-NH₄⁺ - N-NO₃⁻

P : bassin couvert de laitues d'eau

E : bassin sans plante

nd : non déterminé

Les concentrations en nitrate dans l'influent ou l'effluent sont très faibles dans chaque système, elles sont inférieures à 3.2 mg N/l à l'entrée des bassins et à 2.6 mg N/l à la sortie. Les fortes charges organiques appliquées dans ces bassins expliquent ces faibles différences de concentration.

Les différentes formes d'azote éliminées sont discutées dans le paragraphe sur l'épuration tertiaire de l'ammonium.

9.3.2.2. Comparaison de l'élimination de l'azote en épuration tertiaire

En traitement tertiaire, un bassin à laitue deau (P) est alimenté en parallèle avec un bassin sans plante, avec la même eau et le même débit. A ce stade, le bassin sans plante est comparable à un bassin de maturation. La concentration en DCO de l'influent varie de 28 à 140 mg O₂/l, les concentrations en azote total de 11.6 à 97.4 mg N/l et l'ammonium représente 71 à 86 % de l'azote total.

Les performances des deux systèmes sont comparées dans les Tableau 9.5 et Tableau 9.6.

Tableau 9.5: Rendement d'élimination de l'azote en épuration tertiaire dans un bassin à laitues d'eau plante (P)

DCO (mg/l)	Influent (mg N/l)				Effluent (mg N/l)				Rendement (%)		
	Ntotal	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	Norg	Ntotal	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	Norg	Ntotal	N-NH ₄ ⁺	Norg ¹
28	11.6	9.3	3.4	0.0	6.8	4.1	3.4	0.0	41	56	-
57	25.2	21.6	2.4	1.1	11.9	9.9	3.7	0.0	53	54	4
76	17.0	13.3	3.4	0.3	11.3	7.8	2.0	1.5	34	41	-7
84	27.8	21.0	3.8	3.0	12.7	9.2	3.4	0.2	54	56	10

¹ pourcentage d'azote total éliminé par la réduction de l'azote organique = $[N_{org}(\text{influent}) - N_{org}(\text{effluent})] / N_{total}(\text{influent})$

Tableau 9.6: Rendement d'élimination de l'azote en épuration tertiaire dans un bassins sans plante (E)

Influent (mg N/l)				Effluent (mg N/l)				Rendement (%)		
Ntotal	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	Norg	Ntotal	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	Norg	Ntotal	N-NH ₄ ⁺	Norg ¹
11.6	9.3	3.4	0.0	9.1	1.5	3.1	4.5	22	84	-39
25.2	21.6	2.4	1.1	15.9	3.6	4.8	7.6	37	83	-26
17.0	13.3	3.4	0.3	13.6	2.8	4.3	6.5	20	79	-36
27.8	21.0	3.8	3.0	20.8	6.4	4.9	9.5	25	70	-23

¹ pourcentage d'azote total converti en azote organique = $[N_{org}(\text{effluent}) - N_{org}(\text{influent})] / N_{total}(\text{influent})$

A l'instar de ce qui est précédemment observé en épuration secondaire, les concentrations en nitrate à l'entrée des deux bassins sont faibles, elles varient de 1.4 à 3.4 mgN/l (Tableau 9.5 et Tableau 9.6). A la sortie, elles varient de 2.0 à 4.9 mgN/l et sont légèrement supérieures dans le bassin sans plante. Ces résultats confirment ceux observés en culture batch où dans les

mêmes conditions, les concentrations en nitrates restent inférieures à 3.5 mg NO_3^-/l pendant les 6 premiers jours de culture. L'accumulation de nitrate en culture batch n'est observée qu'après le huitième jour de culture.

Les rendements d'élimination de l'ammonium sont supérieurs dans le bassin sans plantes par rapport au bassin planté, les valeurs sont respectivement de 70-84 % contre 41-56. En revanche, les rendements d'élimination de l'azote total pour le bassin sans plantes sont faibles, ils atteignent 20 à 37 % lorsque la concentration initiale est inférieure à 27.8 mg $\text{N}_{\text{total}}/\text{l}$. Dans les mêmes conditions, les rendements du bassin planté (P) sont de 34 à 54 %.

Dans le bassin sans plante (E), les concentrations en azote organique (N_{org}) augmentent entre l'entrée et la sortie, alors que la quasi-totalité de l'ammonium est éliminée. On peut expliquer cette augmentation par une assimilation de l'ammonium lors de la synthèse des algues. En effet, on estime qu'à ce stade, 80 % des MES dans l'effluent sont constituées par des algues. Le bilan de l'azote (Tableau 9.7) dans ce bassin montre que la part d'azote assimilé par les algues représente 15 à 39 % (7 à 22 g N/j) des charges initiales en N_{total} .

La conversion de l'ammonium en azote organique est responsable du faible rendement (<37 %) observé dans ce bassin (Tableau 9.7) et on peut déduire que l'élimination de l'azote par volatilisation est inférieure à 37 % et qu'elle diminue avec la charge azotée.

Tableau 9.7: Bilan azoté dans un bassin sans plantes (E) en épuration tertiaire

Influent (g N/j)		Effluent (g N/j)		N éliminé ³		N assimilé
N_{total}	N_{org}^1	N_{total}	N_{org}	(g N/j)	(%)	(g N/j)
17.4	0.0	13.6	6.8	3.8	22	7
25.6	0.5	20.4	9.7	5.1	20	9
37.8	1.6	23.9	11.4	13.9	37	10
41.7	4.5	31.2	14.2	10.6	25	10

¹ N_{org} : azote organique = $\text{N}_{\text{total}} - \text{N} - \text{NH}_4^+ - \text{N} - \text{NO}_3^-$, calculé à partir du Tableau 9.4

² N éliminé : azote disparu dans le bassin = $\text{N}_{\text{total}} (\text{influent}) - \text{N}_{\text{total}} (\text{effluent})$

³ N assimilé/algues = $\text{N}_{\text{org}} (\text{effluent}) - \text{N}_{\text{org}} (\text{influent})$

Le bilan de l'azote dans le bassin à laitues d'eau est similaire à celui effectué au chapitre 8. L'assimilation des plantes est constante (4.7 g N/j) et représente 3 à 27 % des charges appliquées. L'azote non retrouvé dans ce système est compris entre 4 à 43 % des charges appliquées. Les mécanismes responsables de cette élimination sont discutés dans le chapitre 8, se sont principalement : le piégeage d'une partie de l'azote particulaire avec les MES, les réactions de nitrification/dénitrification et l'oxydation anaérobie par *anammox*.

Tableau 9.8: Bilan azoté dans un bassin à laitues d'eau (P) en épuration tertiaire

Influent		Effluent			N assimilé		N non	
Ntotal	Norg	Ntotal	Norg	N éliminé	par les plantes ¹		retrouvé ²	
(g N/j)	(g N/j)	(g N/j)	(g N/j)	(g N/j)	(g N/j)	(%) ³	(g N/j)	(%) ³
17.4	0.0	10.2	0.0	7.2	4.7	27	2.5	14
25.6	0.5	17.0	2.2	8.6	4.7	18	3.9	15
37.8	1.6	17.9	0.0	19.9	4.7	12	15.2	40
41.7	4.5	19.1	0.2	22.7	4.7	11	18.0	43

¹ N assimilé par les plantes = 0.36 g/m², 1 bassin tertiaire = 13 m²

² N non retrouvé = N éliminé – N assimilé par les plantes

(%) exprimé par rapport à la charge initial

L'étude comparative de l'abattement de l'azote dans un bassin à laitues d'eau et un bassin sans plante (E), en épuration secondaire et en épuration tertiaire, a mis en lumière les points suivants :

Dans les bassins sans plante (E) en épuration tertiaire, fonctionnant avec des faibles charges organiques et azotées (< 84 mg DCO/l, < 28 mg N/l), les rendements d'élimination de l'ammonium sont supérieurs à 70 %. Cette élimination est due à la synthèse de la biomasse algale qui contribue à la disparition de 15 à 39 % de l'azote total. Ainsi, la part d'azote total volatilisé est inférieur à 37%. La même tendance est observée en épuration secondaire. Dans ces systèmes, la majeure partie de l'azote contenu dans l'effluent se trouve sous la forme organique incorporé dans les algues.

Dans le bassin à laitues d'eau et en traitement tertiaire, le rendement d'élimination de l'azote total varie de 34 à 54 %, et diminue lorsque les charges augmentent. L'azote contenu dans l'effluent de ce bassin est principalement constitué d'ammonium qui représente au minimum 46 % des charges à l'entrée. Sa disponibilité augmente avec les charges d'entrée.

9.3.3. INFLUENCE DE LA CONFIGURATION DES BASSINS SUR L'ABATTEMENT DES COLIFORMES FÉCAUX

L'évolution des abattements moyens des coliformes fécaux dans les configurations PPP et EPP ont une allure similaire (Figure 9.3). Avec un temps de séjour de 18 jours dans les trois premiers bassins, les abattements varient respectivement de 2.3 à 3.2 et de 2.5 à 3.5 unités logarithmiques. Les différences d'abattements entre les configurations varient de 0.5 à 1 unité logarithmique (Figure 9.3 A) pour un temps de séjour donné. Les concentrations en coliformes dans les effluents sont presque identiques, elles varient respectivement de $1.2 \cdot 10^3$ à $1.1 \cdot 10^4$ et de $1.1 \cdot 10^3$ à $9 \cdot 10^3$ CFU/100 ml pour les configurations PPP et EPP pour les mêmes concentrations à l'entrée ($1.4 \cdot 10^6$ - $3.5 \cdot 10^6$ CFU/100 ml pour PPP et $2.3 \cdot 10^6$ - $5.1 \cdot 10^6$ CFU/100 ml pour EPP).

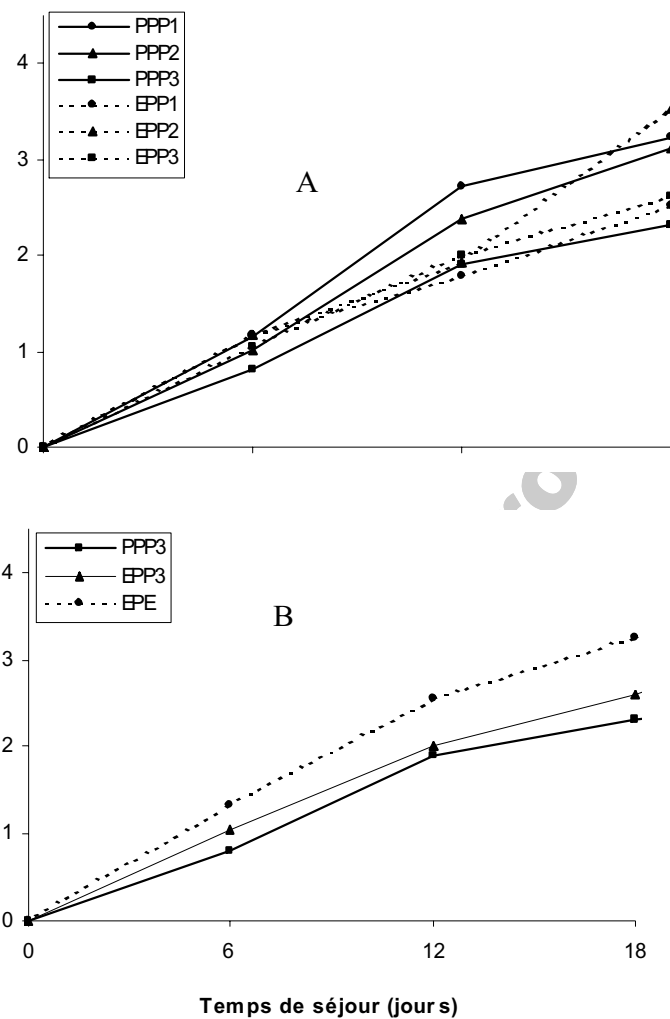


Figure 9.3: Evolution temporelle de l'abattement des coliformes fécaux en fonction des configurations

L'abattement des coliformes augmente lorsque le nombre de bassin à microphytes augmente dans la filière (Figure 9.3 B). Pour la même charge organique, l'abattement obtenu avec les configurations PPP, EPP et EPE sont respectivement de 2.3, 2.6 et 3.3 unités logarithmiques.

9.3.3.1. Comparaison bassins de maturation – bassins à laitue d'eau en épuration tertiaire

L'abattement des coliformes fécaux dans le bassin de maturation et le bassin à laitues d'eau, pour des temps de séjour de six jours, restent inférieurs à une unité logarithmique (Figure 9.4). Les valeurs obtenues sont respectivement comprises entre 0.1 et 0.7 unité logarithmique pour le bassin planté et entre 0.4 et 0.9 unité logarithmique pour le bassin de maturation.

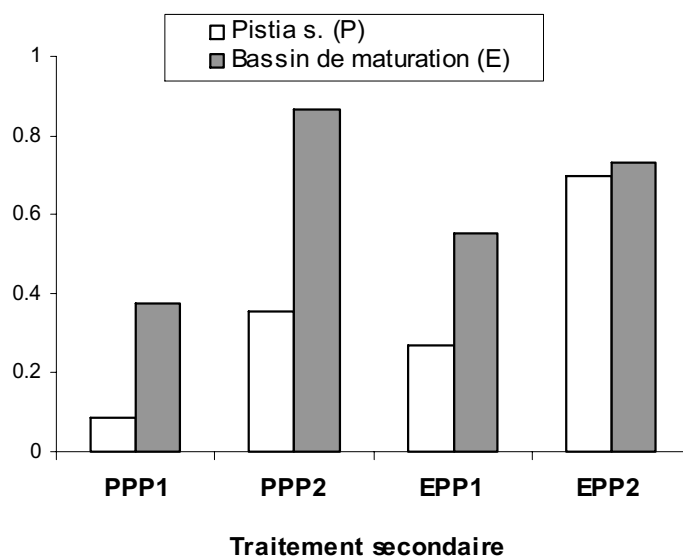


Figure 9.4: Abattement comparé des coliformes fécaux dans un bassin de maturation (E) et un bassin à laitues d'eau (P) alimentés en parallèle

Les concentrations en coliformes fécaux à la sortie de chaque système sont identiques, elles varient respectivement de $2.2 \cdot 10^3$ à $3.8 \cdot 10^3$ CFU/100 ml et de $2 \cdot 10^3$ à $2 \cdot 10^3$ CFU/100 ml avec le bassin à laitues d'eau ou bassin de maturation comme dernier bassin, pour un temps de séjour global de 24 jours.

Une étude comparative réalisée au Cameroun sur l'abattement des germes indicateurs de contamination fécale entre filière à microphytes et filière à laitues d'eau a également abouti à une différence d'une unité logarithmique en faveur des systèmes sans plantes. Chaque filière se composait de 7 bassins en série et le temps de séjour moyen était estimé à 12-16 jours [Nya *et al.*, 2002]. Deux autres sites d'expérimentation en région sahélienne (à Dakar et à Niamey) confirment également ces résultats [Niang *et al.*, 1996; Laouali and Idder, 2000]. D'autres travaux ont également montré que dans les mêmes conditions, l'abattement des coliformes fécaux dans les bassins à macrophytes flottants (laitues d'eau et jacinthe d'eau) est quasi identique à celui des bassins à microphytes [Mandè *et al.*, 1993; Ouazzaniet *al.*, 1995; Pertuz *et al.*, 1999; Awuahet *al.*, 2001; Awuahet *al.*, 2002; Nya *et al.*, 2002].

En comparant les deux systèmes en traitement de finition, nous avons espéré obtenir des abattements plus importants pour le bassin de maturation. Mais comme le montre les résultats, les performances observées sont plutôt modérées comparées à celles du bassin couvert de laitue d'eau. Les principaux facteurs qui contribuent à l'abattement des bactéries dans les bassins à microphytes ont été identifiés et mis en évidence par plusieurs chercheurs depuis ces dernières années [Mezrioui, 1987; Pearson *et al.*, 1987; Curtis *et al.*, 1992a, 1992b; Davies *et al.*, 1999]. Dans ces systèmes, l'abattement des bactéries est considéré comme une résultante de l'effet conjugué des fortes concentrations en oxygène dissous et du pH basique (> 8.5) pendant la période ensoleillée (photo-oxydation). Cependant, il semble que le développement intense des algues dans ces bassins et la présence de particules dissoutes réduisent l'intensité lumineuse dans la colonne d'eau et en même temps, l'importance de ces réactions photochimiques [Curtis *et al.*, 1994; Van Der Steen *et al.*, 1999; Van der Steen *et al.*, 2000b, 2000a]. En éliminant les algues des bassins à microphytes, il serait donc possible d'accroître

l'abattement des coliformes fécaux après une nouvelle exposition au soleil. Cette hypothèse est confirmée car les abattements les meilleurs sont obtenus pour la configuration EPE (Figure 9.3 B).

Dans cette combinaison, le bassin planté élimine les algues du bassin à microphytes qui le précède et réduit ainsi la charge en MES et la dissémination des algues sur le bassin suivant. Dans ces conditions, une grande partie de la colonne d'eau du dernier bassin à microphytes reçoit un maximum de rayonnement lumineux, intense et riche en ultra-violet qui favorisent les réactions bactéricides par photo-oxidation [Davies *et al.*, 1999; Van der Steen *et al.*, 2000b]. La présence de zooplancton dans les bassins d'épuration peut aussi contribuer à la réduction des algues et des bactéries [Koné, 1996] mais la variabilité des paramètres biotiques et abiotiques dans ces systèmes rendent leur survie aléatoire.

Les facteurs biotiques ou abiotiques susceptibles d'influencer l'abattement des coliformes fécaux dans les bassins à macrophytes sont très discutés. Plusieurs études en microcosme montrent que la couverture des bassins d'épuration avec des matériaux opaques limite l'action du rayonnement solaire et ralentit l'abattement des bactéries [Koné, 1996; Davies *et al.*, 1999; Awuah *et al.*, 2001] et ces conclusions ont été souvent transposées au cas des bassins plantés.

Par contre, dans ces bassins plantés, la partie racinaire joue un rôle de filtre en retirant une partie des MES et des bactéries agrégées autour des racines [Gopal, 1987; Kim and Kim, 2000; Kim *et al.*, 2001; Vymazal *et al.*, 2001]. La présence des MES favorise aussi les phénomènes de sédimentation bactérienne simultanément avec les matières végétales mortes. Les récoltes périodiques permettent l'exportation des bactéries retenues dans les racines. Par ailleurs, certaines plantes peuvent sécréter des antibiotiques ou des substances organiques susceptibles d'endommager les cellules bactériennes [Kadlec and Knight, 1996; Brix, 1997; Siciliano and Germida, 1998]. Ces substances peuvent représenter 5 à 25 % de l'équivalent du carbone fixé par la photosynthèse [Brix, 1997]. Lors de l'assimilation des substances nutritives, la plante régule le pH du milieu grâce à la présence d'oxalate de potassium et d'acide oxalique dans ses tissus [Delgado *et al.*, 1994]. Dans certains cas, ces sécrétions contribuent à acidifier le milieu, réduisant ainsi la survie des coliformes fécaux [Awuah *et al.*, 2001; Awuah *et al.*, 2002].

Sachant que dans les systèmes d'épuration à boues activées, la séparation physique est responsable d'un abattement moyen de 2 unités logarithmiques pour des temps de séjour généralement inférieurs à la demi-journée, on peut supposer qu'une grande partie de la pollution bactérienne, dans les bassins plantés, est éliminée par filtration.

Cette filtration dans les racines des plantes limite les possibilités d'utilisation immédiate de la biomasse pour l'alimentation du bétail. Les plantes extraites des bassins sont susceptibles de concentrer dans leurs racines, des parasites, des virus et des bactéries pathogènes pouvant être transmis à l'homme. Dans notre cas, les concentrations en parasites dans les eaux brutes étaient trop faibles pour pouvoir faire une bonne estimation de leur devenir dans les bassins d'épuration. Cependant, les travaux réalisés avec la jacinthe d'eau montrent que les bassins à macrophytes sont aussi performants que les bassins à microphytes dans l'élimination des œufs d'helminthes [Mandi, 1994; Ouazzan *et al.*, 1995; Pertuzet *et al.*, 1999].

Quelle que soit la configuration étudiée, la concentration en coliformes fécaux des eaux traitées est $\leq 10^3$ CFU/100 ml et permet d'envisager l'irrigation en agriculture, sans risques

majeurs (irrigation restrictive), conformément aux nouvelles propositions de normes faites à l'OMS [Blumenthal *et al.*, 2000]. Ces propositions prennent en compte le mode d'irrigation et l'âge des agriculteurs.

- La limite fixée pour l'irrigation restrictive reste toujours 10^3 CFU/100 ml pour les coliformes fécaux et est désormais ≤ 0.1 œuf d'helminthe/ml.
- Pour l'irrigation par rigole d'infiltration ou par gravité et lorsque des enfants de moins de 15 ans sont régulièrement exposés, la norme est égale à celle de l'irrigation restreinte, c'est-à-dire $\leq 10^3$ CFU/100 ml pour les coliformes fécaux et est désormais ≤ 0.1 œuf d'helminthe/ml pour les helminthes. S'il n'y a pas d'enfant sur le site, les concentrations ≤ 1 œuf d'helminthe/ml peuvent être tolérées.
- Dans le cas de l'irrigation par aspersion et en l'absence d'une exposition d'enfants sur le site, la norme recommande une limite $\leq 10^5$ CFU/100 ml pour les coliformes fécaux.

Selon nos résultats, un temps de séjour de deux semaines devrait suffire pour obtenir un effluent de qualité acceptable pour l'irrigation non restrictive et trois semaines pour l'irrigation restrictive et cela pour chaque configuration de bassin. Avec ces nouvelles normes, l'abatement de la pollution bactérienne n'est plus la principale contrainte pour obtenir une qualité d'eau utilisable en agriculture. Le challenge des futures stations sera la conservation de nutriments dans les effluents pour le développement d'une agriculture urbaine plus écologique [Koné *et al.*, 2002a].

9.4. CONCLUSIONS

La comparaison des bassins de lagunage à microphytes et à macrophytes montre que :

- pour des charges organiques identiques, le bassin à laitues d'eau donne de meilleurs rendements d'élimination pour la matière carbonée, respectivement 50-64 % contre < 30 % sur la DCO. Cependant, en combinant les deux systèmes, avec le bassin sans plante en tête de filière, les rendements observés sont similaires à ceux d'une filière à laitues d'eau pour des temps de séjour identiques (65 à 75 % sur la DCO). Cette combinaison en épuration secondaire permet de réduire de moitié la production de biomasse végétale et aussi les contraintes liées à son exploitation.
- En épuration tertiaire, dans un bassin sans plante, l'élimination de l'azote total est inférieure à 37 % (perte par volatilisation) et 15 à 39 % de cet azote est converti en azote organique lors la synthèse de cellules algales. Dans le bassin à laitues d'eau, le rendement d'élimination de l'azote total est de 54 % en épuration tertiaire, ce qui correspond à une conservation d'au minimum 46 % de l'azote, principalement sous forme d'ammonium. En épuration secondaire, le rendement d'élimination de l'azote est inférieur à 15 % dans le bassin à laitues d'eau et à 30 % dans le bassin sans plantes.
- les coliformes fécaux sont éliminés, de manière similaires, dans les bassins à laitues d'eau et dans les bassins à microphytes pour le même temps de séjour. Quelle que soit la combinaison utilisée, un temps de séjour minimum de trois semaines est nécessaire pour observer un abatement de trois unités logarithmiques.

En combinant les deux systèmes, le bassin à laitues d'eau améliore les rendements d'élimination de la matière carbonée, conserve l'ammonium dans l'effluent et permet d'envisager l'irrigation restrictive avec les eaux traitées.

EPFL - LBE Lab. Biotech. Environnementale

9.5. RÉFÉRENCES

- Awuah, E., Anohene, F., Asante, K., Lubberding, H. and Gijzen, H. (2001). "Environmental conditions and pathogen removal in macrophyte- and algal-based domestic wastewater treatment systems." *Water Science and Technology*. [print] **44**(6): 11-18.
- Awuah, E., Lubberding, H. J., Asante, K. and Gijzen, H. J. (2002). "The effect of pH on enterococci removal in Pistia-, duckweed- and algae-based stabilization ponds for domestic wastewater treatment." *Water Sci Technol* **45**(1): 67-74.
- Blumenthal, U. J., Mara, D. D., Peasey, A., Ruiz-Palacios, G. and Stott, R. (2000). "Guidelines for the microbiological quality of treated wastewater used in agriculture: recommendations for revising WHO guidelines." *Bull. World Health Organ.* **78**(9): 1104-1116.
- Brix, H. (1997). "Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands?" *Water Science and Technology* **35**(5): 11-17.
- Curtis, T. P., Mara, D. D., Dixo, N. G. H. and Silva, S. A. (1994). "Light Penetration in Waste Stabilization Ponds." *Water Res.* **28**(5): 1031-1038.
- Curtis, T. P., Mara, D. D. and Silva, S. A. (1992a). "The Effect of Sunlight on Fecal-Coliforms in Ponds - Implications for Research and Design." *Water Sci. Technol.* **26**(7-8): 1729-1738.
- Curtis, T. P., Mara, D. D. and Silva, S. A. (1992b). "Influence of Ph, Oxygen, and Humic Substances on Ability of Sunlight to Damage Fecal-Coliforms in Waste Stabilization Pond Water." *Applied and Environmental Microbiology* **58**(4): 1335-1343.
- Davies, C. R. J., Donnison, A. M., Speed, D. J., Ross, C. M. and Nagels, J. W. (1999). "Inactivation of faecal indicator microorganisms in waste stabilisation ponds: Interactions of environmental factors with sunlight." *Water Research* **33**(5): 1220-1230.
- Delgado, M., Bigeriego, M., Walter, I. and Guardiola, E. (1994). "Optimization of conditions for growth of Water Hyacinth in biological treatment." *Rev Int Contam Ambient* **10**(2): 63-68.
- Drakides, C. and Gervais, M. (1987). Potentialités désinfectantes du lagunage par microphytes en climat chaud - premières observations. *Wastewater treatment in waste stabilization ponds and aerated lagoons* Vander Borgh, P. and Vassel J-L. (Eds). Arlon - Belgium, FUL, Editions Cebedoc 73-81.
- Gopal, B. (1987). *Water hyacinth* Amsterdam [etc.], Elsevier. 471 p.
- Guène, O. and Touré, C. S. (1991). "Fonctionnement du lagunage naturel au Sahel." *La Tribune de l'eau* **44**(552): 31-42.
- Guène, O., Touré, C. S. and Maystre, L. Y. (1999). *Promotion de l'hygiène du milieu une stratégie participative* Lausanne, Presses Polytechniques et Universitaires Romandes. IX, 192.
- Kadlec, R. H. and Knight, R. L. (1996). *Treatment wetlands* Boca Raton, FL [etc.], Lewis Publishers. 893 p.

- Kim, Y. and Kim, W. J. (2000). "Roles of water hyacinths and their roots for reducing algal concentration in the effluent from waste stabilization ponds." *Water Research*. [print] September **34**(13): 3285-3294.
- Kim, Y., Kim, W. J., Chung, P. G. and Pipes, W. O. (2001). "Control and separation of algae particles from WSP effluent by using floating aquatic plant root mats." *Water Science and Technology* **43**(11): 315-322.
- Klutsé, A. (1995). *Epuration des eaux usées domestiques par lagunage en zone soudano-sahélienne (Ouagadougou, Burkina Faso)* Thèse de Doctorat / Université Montpellier II. 160 p.
- Koné, D. (1996). *Contribution à l'étude de la microfaoune dans l'épuration des eaux usées par Mosaïque Hiérarchisée d'Ecosystèmes Artificiels (MHEA)* DEA - Gestion Intégrée des Ressources en Eau / Fondation Universitaire Luxembourgeoise; Arlon. 91 p.
- Koné, D. (1998). "Problématique de l'épuration des eaux usées dans le contexte de l'Afrique de l'Ouest." *Info-CREPA*(20): 8-13.
- Koné, D. (2000). Le traitement des eaux usées par lagunage : une décennie de recherche à l'EIER. In: *Assainissement urbain en Afrique, Actes du séminaire international de Gorée*, Gorée-Dakar. Aquadev. pp. 53-56
- Koné, D., Cissé, G., Seigneux, C. and Holliger, C. (2002a). "Le lagunage à l'aide d'eau (*Pistia stratiotes*) à Ouagadougou : une alternative pour l'épuration des eaux usées domestiques destinées à l'irrigation." *Cahiers Agricultures* **11**: 39-43.
- Koné, D., Seigneux, C. and Holliger, C. (2002b). Etats des lieux du lagunage en Afrique de l'Ouest et du Centre. In: *Proceedings of International Symposium on Environmental Pollution Control and Waste management, "EPCOWM'2002"* Tunis - Tunisia. INRST, J., INRST, JICA. **2/2**: pp. 698-707
- Laouali, M. S. and Idder, T. (2000). Projet pilote Niamey VII : épuration des eaux usées de Niamey. In: *Assainissement Urbain en Afrique : Actes du séminaire International de Gorée (Dakar)*, Gorée - Dakar. Aquadev, Aquadev. pp. 57-63
- Mandi, L. (1994). "Marrakesh Waste-Water Purification Experiment Using Vascular Aquatic Plants Eichhornia-Crassipes and Lemna-Gibba." *Water Science and Technology* **29**(4): 283-287.
- Mandi, L., Ouazzani, N., Bouhoum, K. and Boussaid, A. (1993). "Wastewater treatment by stabilization ponds with and without macrophytes under arid climate." *Wat. Sci. Tech.* **28**(10): 177-181.
- Mezrioui, N.-E. (1987). *Etude expérimentale des effets du pH, du rayonnement et de la température sur la disparition des bactéries d'intérêt sanitaire et évaluation de la résistance aux antibiotiques d'E.Coli lors de l'épuration des eaux usées* Thèse de doctorat / Université de Montpellier II; Montpellier. 150.
- Niang, S., Diop, B. S., Mbeguere, M. and Radoux, M. (1996). "Urban wastewater purification by natural epuration systems in Sahel countries: The experimental plant of Camberene (Dakar-Senegal)." *Vecteur Environnement* **29**(5): 31-36.
- Nya, J., Brissaud, F., Kengne, I. M., Drakides, C., Amougou, A., Atangana, E. R., Fonkou, T. and Agendia, P. L. (2002). Traitement des eaux usées domestiques au Cameroun : Performances épuratoires comparées du lagunage à macrophytes et du lagunage à microphytes. In: *Proceedings of International Symposium on Environmental Pollution*

Control and Waste management, "EPCOWM'2002," Tunis - Tunisia. INRST, J., INRST, JICA. **2/2**: pp. 726-736

- Ouazzani, N., Bouhoum, K., Mandi, L., Bouarab, L., Habbari, K., Rafiq, F., Picot, B., Bontoux, J. and Schwartzbrod, J. (1995). "Waste-Water Treatment by Stabilization Pond - Marrakesh Experiment." *Water Science and Technology* **31**(12): 75-80.
- Pearson, H. W., Mara, D. D., Mills, S. W. and Smallman, D. J. (1987). "Physicochemical Parameters Influencing Fecal Bacterial Survival in Waste Stabilization Ponds" *Water Sci. Technol.* **19**(12): 145-152.
- Pertuz, S., De la Rotta, J., Jimenez, N., Araujo, I., Herrera, L., De Bonilla, L. C., Del Villar, A., Molleda, P. and Toro, G. (1999). "Treatment to water from oxidation second lagoon effluents with water hyacinth." *Interciencia. Apr May* **24**(2): 120-124.
- Radoux, M. (1989). "Epuración des eaux usées par Hydrosère reconstituée." *Tribune de l'eau* **42**(8): 62-68.
- Siciliano, S. D. and Germida, J. J. (1998). "Mechanisms of phytoremediation: Biochemical and ecological interactions between plants and bacteria." *Environmental Reviews* **6**(1): 65-79.
- Steiner, M. (2002). *Evaluation des réseaux d'égout à faible diamètre dans les quartiers défavorisés de Bamako (Mali)* Travail pratique de diplôme / ENAC EPFL; Lausanne. 70 p.
- Van der Steen, P., Brenner, A., Shabtai, Y. and Oron, G. (2000a). "The effect of environmental conditions on faecal coliform decay in post-treatment of UASB reactor effluent." *Water Science and Technology* **42**(10-11): 111-118.
- Van der Steen, P., Brenner, A., Shabtai, Y. and Oron, G. (2000b). "Improved fecal coliform decay in integrated duckweed and algal ponds." *Water Science and Technology* **42**(10-11): 363-370.
- Van Der Steen, P., Brenner, A., Van Buuren, J. and Oron, G. (1999). "Post-treatment of UASB reactor effluent in an integrated duckweed and stabilization pond system." *Water Research [Water Res.]* **33**(3): 615-620.
- Vymazal, J., Balcarova, J. and Dousova, H. (2001). "Bacterial dynamics in the sub-surface constructed wetland." *Water Science and Technology: a Journal of the International Association on Water Pollution Research* **44**(11-12): 207-209.

CHAPITRE 10.

SYNTHÈSE : DIMENSIONNEMENT DU LAGUNAGE
À LAITUES D'EAU POUR L'IRRIGATION EN
AGRICULTURE URBAINE ET PERSPECTIVES

10.1. ETAT DES LIEUX

La problématique de l'assainissement des eaux usées en Afrique de l'Ouest et du Centre est un sujet qui demeure entier, malgré les nombreuses initiatives entreprises jusqu'à ce jour. La plupart des villes africaines se construisent sans un plan rigoureux d'assainissement, ce qui rend désormais complexe la recherche de solution. Les systèmes de collecte et de traitement d'eaux usées et d'excréta sont très peu développés voire inexistantes.

Le lagunage a été introduit en Afrique depuis bientôt 30 ans, mais cette technologie rustique d'épuration d'eaux usées n'a pas encore trouvé sa place dans les concepts d'assainissement des villes africaines (une vingtaine de stations). Les conditions de température permettent d'envisager l'utilisation d'une multitude de technologies, notamment l'utilisation de plantes aquatiques flottantes pour le traitement des eaux usées. Au niveau expérimental, les procédés de lagunages montrent de bonnes perspectives d'implantation, mais aucune station n'a encore réellement fonctionné à grande échelle, pour des raisons d'ordre économique et d'un manque d'appui politique. L'absence de formation et l'insuffisance de la recherche expliquent également l'échec constaté. Il devient impératif que les différents centres de recherches africains travaillent dans un cadre légal de collaboration et d'échanges pour proposer des technologies adaptées car, les populations se concentrent désormais dans les villes et la demande en assainissement croît de façon exponentielle.

L'état des lieux du lagunage en Afrique de l'Ouest et du Centre montre que le lagunage à microphytes représente seulement 7 % des technologies en place, contre 75 % de stations à boues activées, qui sont presque toutes à l'arrêt. En dépit de la qualité médiocre des effluents issus de ces stations, ils sont directement utilisés en agriculture urbaine. L'expérimentation des bassins facultatifs montre que les rendements maximum en DBO_5 et DCO atteignent respectivement 60 et 30 % pour des charges organiques inférieures à $500 \text{ kg } DBO_5/\text{ha}/\text{j}$. Les installations à macrophytes sont moins nombreuses (3 %). Le préjugé selon lequel ce type de station pourrait amplifier le risque d'incidence palustre a contribué à freiner leur implantation. Cependant, les travaux en cours dans les stations expérimentales de Niamey et de Yaoundé, ainsi que ceux réalisés dans les zones de rizicultures irriguées montrent que cette corrélation n'est pas significative. Peu d'études ont porté sur les conditions d'implantation du lagunage dans le contexte local. C'est l'une des raisons pour lesquelles cette étude s'est déroulée à l'EIER, Ouagadougou (Burkina Faso). Les objectifs de ce travail étaient d'une part, d'élucider les critères de dimensionnement et de déterminer les paramètres pour une performance épuratoire optimale, et d'autre part, de proposer une combinaison judicieuse avec un bassin facultatif pour atteindre une qualité d'effluent compatible avec la norme pour l'irrigation restrictive, en maraîchage.

10.2 UTILITÉ DE LA LAITUE D'EAU DANS L'ÉPURATION D'EAUX USÉES

En épuration secondaire, la charge maximale admissible dans les bassins à laitues d'eau a été déterminée à $500 \text{ kg } DBO_5/\text{ha}/\text{j}$ ($400 \text{ mg } O_2/l$). Au-delà de cette limite, l'activité des méthanogènes accentue la remontée de boues en surface et cela provoque la mort des plantes. L'abattement de la DCO et de la DBO_5 n'est pas corrélée au potentiel redox et à la disponibilité de l'oxygène dans les bassins. Cela indique que l'élimination de la pollution carbonée est principalement due à la sédimentation des MES et à leur filtration par les racines des plantes. La dégradation aérobie est négligeable car le faible apport d'oxygène par les

plantes ne peut expliquer les rendements observés. Les rendements optimaux atteignent 85 % pour la DBO₅ et 75 % pour la DCO en deux semaines de temps de séjour hydraulique.

Le rendement d'élimination de l'azote total est compris entre 44 et 60 % en 18 jours de temps de séjour, selon la charge en azote appliquée dans les bassins. L'azote est éliminé par le prélèvement des plantes avec les récoltes, par filtration et décantation avec les MES ou par réduction en azote élémentaire. Cette dernière réaction est réalisée par nitrification et dénitrification, ou par oxydation anaérobie de l'ammonium. L'exportation par les plantes représente 10 à 39 % de l'azote éliminé dans les bassins en 18 jours de temps de séjour. Avec une fréquence de récolte hebdomadaire de récolte de 50 % de la biomasse végétale, la productivité de la laitue d'eau est maintenue constante, 50 t de matière sèche/m²/j, soit 182.5 t de matière sèche/ha/an. Dans ces conditions, l'exportation maximale d'azote par les plantes est de 0.36 kg N/m²/j (1314 kg N/ha/ha). La filtration et décantation de l'azote organique avec les MES élimine 25 à 48 % de l'azote total admis dans le système.

Les bassins à laitues d'eau conservent une quantité importante de l'azote ammoniacal, ce qui est profitable pour l'irrigation en agriculture. Cependant, la présence des plantes peut stimuler la perte d'ammonium par des réactions de nitrification-dénitrification ou d'oxydation anaérobie. La nitrification devient visible lorsque la DCO < 140 mg O₂/l pour des charges comprises entre 31 et 97 kg N-NH₄⁺/ha/j, l'élimination de l'ammonium varie de 15-40 % pour 18 jours de temps de séjour à 20-60 % pour 21 jours. Ainsi, 40 à 80 % de l'ammonium est conservé dans les bassins à laitues d'eau.

Pour la réutilisation en irrigation, la présence de la laitue d'eau dans les bassins d'épuration, dans les pays sahéliens, n'affecte pas de façon significative la disponibilité des eaux traitées. En effet, cette étude montre que, la perte d'eau supplémentaire due à la présence de *Pistia stratiotes* est inférieure à 10 % de l'évaporation moyenne observée sur un bassin facultatif.

10.3. CRITÈRES DE DIMENSIONNEMENT

10.3.1. PRIORISATION DES OBJECTIFS ÉPURATOIRES

Le dimensionnement d'une filière de lagunage pour les pays de l'Afrique de l'Ouest et du Centre tient compte de plusieurs facteurs qui doivent être hiérarchisés en fonction des objectifs épuratoires. Dans la plupart des pays, les risques sanitaires liés à la réutilisation des eaux usées sont préoccupants [Niang *et al.*, 1996; Cissé, 1997; Agunwamba, 2001]. C'est pourquoi, l'abattement des indicateurs de contamination fécale est considéré comme objectif prioritaire. Les contraintes liées à la gestion des plantes déterminent ensuite la place à accorder aux bassins plantés dans une filière d'épuration, car *Pistia stratiotes* génère une biomasse de 6-7 kg MF/m²/j ou 50 g MS/m²/j (182.5 t MS/ha/an) lorsque la récolte est intensive. L'agencement des bassins sera organisé pour conserver le maximum d'ammonium dans l'effluent. Le principe est qu'à performance égale, le système présentant le moins de contraintes d'exploitation est favorisé. Un exemple de filière d'épuration répondant à ces objectifs est déjà publié [Koné *et al.*, 2002a; Koné *et al.*, 2002b] et des options d'amélioration sont discutées dans ce chapitre.

10.3.2. TRAITEMENT PRIMAIRE

L'objectif de ce traitement est de retenir les matières décantables et une grande partie des MES dans l'effluent prétraité. Pour admettre les effluents prétraités dans le bassin à laitues d'eau, nos résultats indiquent que la concentration requise doit être 400 mg DBO₅/l pour assurer la survie des plantes.

Le dimensionnement du décanteur-digester proposé par Charbonnel [Charbonnel and Simo, 1988] mérite d'être optimisé, car les règles énoncées semblent insuffisantes pour garantir un fonctionnement correct et reproductible. En effet, le volume proposé pour cet ouvrage varie entre 10 et 50 % du volume journalier des eaux à traiter, en fonction de leur qualité. Selon l'auteur, cet ouvrage évite l'émanation d'odeurs nauséabondes, car les gaz émis sont oxydés dans la croûte solide qui se forme en surface. Ce système nécessite un entretien régulier qui consiste à écumer la croûte solide. A défaut, une partie des boues piégées dans la croûte peut rejoindre les bassins en aval (observations faites dans des essais préliminaires).

Le lagunage anaérobie peut également être une bonne alternative pour réduire les charges de MES sur les bassins à laitues d'eau. Le dimensionnement du lagunage anaérobie est disponible dans la littérature. C'est un procédé qui a fait l'objet de nombreuses publications et applications dans le monde [Mara and Mills, 1994; Mara, 1997; Mara and Pearson, 1998; Pena *et al.*, 2000; Pena *et al.*, 2002].

Les règles de dimensionnement couramment utilisées sont de [Mara and Pearson, 1998] :

$$\lambda_v = C_i Q/V = C_i/t \quad (\text{g/m}^3 \cdot \text{j}) \quad (\text{Eq. 10.1})$$

Avec :

λ_v : charge volumique

C_i : concentration de l'influent (mg DBO/l)

Q : débit (m³/j)

V : volume du bassin (m³)

$V/Q = t$: temps de séjour (jours)

Des charges volumiques comprises entre 100 et 400 g/m³·j sont recommandées pour assurer de bonnes conditions de fonctionnement.

Cependant, l'utilisation du lagunage anaérobie peut provoquer des nuisances olfactives. Les concentrations maximales de sulfate pour limiter les émissions de H₂S sont très discutées dans la littérature. Les récentes études montrent qu'elles sont spécifiques des eaux à traiter, et que l'importance des nuisances provoquées dépend de la proximité de la population et du contexte local [Paing, 2001; Paing *et al.*, 2002].

10.3.3. TRAITEMENT SECONDAIRE

L'utilisation des bassins à laitues d'eau est conseillée en épuration secondaire, pour des charges organiques inférieures à 500 kg DBO₅/ha/j (400 mg/l), lorsqu'un système de gestion de la biomasse végétale est prévu. Des relations entre les concentrations de l'influent et de

l'effluent et entre les charges appliquées rassemblées dans le Tableau 10.1 pour des temps de séjour de 6 et 12 jours, peuvent être utilisés.

La charge organique appliquée est calculée selon la relation suivante :

$$\lambda_{\text{appl}} = 10C_i Q / S \leq 500 \text{ kg DBO}_5/\text{ha/j} (\leq 800 \text{ kg DCO}/\text{ha/j}),$$

avec

S : surface du bassin à laitues d'eau (m^2)
 Q : débit (m^3/j)
 C_i : concentration de l'influent ($\text{mg O}_2/\text{l}$)

Tableau 10.1 : Relations entre les charges appliquées et éliminées et entre les concentrations de l'influent et de l'effluent

Temps de séjour de 6 jours	(r^2)	Temps de séjour de 12 jours	(r^2)
<i>Pour la DBO₅</i>			
$C_e = 0.52C_i - 6.53$	0.97	$C_e = 0.27C_i - 7.89$	0.97
$\lambda_{\text{élim.}} = 0.51\lambda_{\text{appl.}} - 3.18$	0.96	$\lambda_{\text{élim.}} = 0.73\lambda_{\text{appl.}} + 4.88$	0.995
<i>Pour la DCO</i>			
$C_e = 0.47C_i + 10.14$	0.93	$C_e = 0.24C_i + 21.71$	0.90
$\lambda_{\text{élim.}} = 0.52\lambda_{\text{appl.}} - 8.24$	0.95	$\lambda_{\text{élim.}} = 0.75\lambda_{\text{appl.}} - 10.4$	0.99

C_i et C_e = concentration de l'influent et de l'effluent ($\text{mg O}_2/\text{l}$)
 λ_{appl} et $\lambda_{\text{élim}}$ = charge appliquée et charge éliminée ($\text{kg DBO}_5/\text{ha/j}$ ou $\text{DCO}/\text{ha/j}$)

Pour un rendement souhaité à un temps de séjour différent de 6 et 12 jours, la constante cinétique de dégradation de la DBO $k_T = 0.14 \text{ j}^{-1}$ (0.11 j^{-1} pour la DCO) permet de calculer le temps de séjour du bassin, à l'aide du modèle cinétique proposée par l'IWA (Eq. 10.2) :

$$t = \frac{1}{k_T} \ln \left(\frac{C_i - C_r}{C_e - C_r} \right) = \frac{1}{0.14} \ln \left(\frac{C_i - 10}{C_e - 10} \right) \leq 14 \text{ jours} \quad : \text{ temps de séjour} \quad (\text{Eq. 10.2})$$

Avec,
 $C_r = 10 \text{ mg DBO}_5/\text{l}$ ($20 \text{ mg DCO}/\text{l}$)
 $k_T = 0.14 \text{ j}^{-1}$ (0.11 j^{-1} pour la DCO)
 C_i et C_e : concentration de l'influent et concentration de l'effluent désiré.

Les temps de séjour à adopter pour des concentrations initiales inférieures à 600 mg DBO sont présentés dans le Tableau 10.2.

Tableau 10.2 : Temps de séjour nécessaire pour atteindre une qualité d'effluent de 50 ou 75 mg DBO₅/l par lagunage à laitue d'eau

C _i (mg DBO ₅ /l)	C _e = 50 mg DBO ₅ /l	C _e = 75 mg DBO ₅ /l
	Temps de séjour (jours)	
100	6	2
200	11	7
300	14	10
400	16	12
500	18	14
600	19	15

Nous recommandons que la durée de traitement n'exécède pas 2 semaines, car cette période correspond au temps de séjour optimal d'élimination de 85 % de la matière carbonée. Des bassins de 7 jours de temps de séjour peuvent être organisés en série ou compartimentés par cloisons pour obtenir de meilleurs profils hydrodynamiques et de meilleurs rendements. Nos résultats indiquent que la profondeur peut être augmentée au-delà des 70 cm recommandés par Charbonnel [Charbonnel, 1989], c'est-à-dire 1 m. En effet, l'élimination de la DBO n'est pas dominée par les processus aérobies, et elle est indépendante de l'état d'oxydation du milieu lorsque les bassins sont recouverts de laitues d'eau. L'abattement de la matière carbonée dans ces systèmes est dominé par les processus physiques de filtration dans les racines, de sédimentation et d'exportation pendant les récoltes. Les matières piégées dans les racines et dans les sédiments sont ensuite digérées par les communautés bactériennes qui contribuent ainsi à stabiliser la concentration en matière carbonée présente dans l'effluent du bassin.

Dans cette étude, la surface nécessaire pour éliminer 85 % de la DBO est de 48 m². En considérant un débit moyen de 3 m³/j et une charge maximale de 500 kg DBO/ha/j, (1.2 kg DBO₅/j), il apparaît que la surface nécessaire pour obtenir ce rendement d'épuration est de 40 m²/kg DBO₅ arrivant à la station. Pour extrapoler ce résultat, on peut considérer une charge polluante par habitant de 40-50 g DBO/j (Equivalent-Habitant théorique - EH_{th}), qui correspondrait à une surface comprise entre 1.6 et 2 m² par EH_{th}. Ces résultats méritent toutefois d'être validés pour d'autres conditions de charge hydraulique, notamment par des collaborations entre chercheurs africains.

Lorsque les charges sont comprises entre 250 et 500 kg DBO/ha/j, après le traitement primaire, un bassin facultatif est conseillé pour précéder le bassin à laitues d'eau, car il permet de réduire les contraintes de gestion des plantes sans modification de rendement d'épuration. Pour le calcul des charges sur le bassin planté qui reçoit l'effluent du bassin facultatif, un abattement moyen de 40-50 % sur la DCO totale est escompté dans ce dernier avec un temps de séjour inférieur à 6 jours.

En épuration secondaire, l'élimination d'azote sera inférieure à 40 %, et 2 à 3 unités logarithmiques d'abattement des coliformes fécaux peuvent être atteints en deux semaines de temps de séjour.

10.3.4. TRAITEMENT TERTIAIRE

L'objectif de ce traitement est d'améliorer la conservation de l'azote et l'abattement bactérien pour atteindre les normes sanitaires de l'irrigation restrictive. Le respect de ces normes impose un temps de séjour minimum de 3 semaines pour un traitement complet. En comptant 2 semaines pour l'épuration secondaire, on dimensionnera le traitement tertiaire pour une durée minimale d'une semaine.

Différentes solutions techniques permettent d'atteindre ces objectifs, mais l'utilisation de bassin de maturation est exclue à ce stade, parce que la disponibilité de l'azote favorise la prolifération des algues, et que leur activité photosynthétique est responsable l'augmentation de la pollution organique.

Nos précédents travaux [Koné *et al.*, 2002a; Koné *et al.*, 2002b] indiquent que l'utilisation d'un système de filtration sur gravier affine l'épuration secondaire (élimination des MES et de la DCO) et conserve l'ammonium, s'il est opéré en saturation et sans plantes enracinées. L'abattement bactérien escompté est équivalent à celui d'un bassin de maturation ou d'un bassin à laitues d'eau dans les mêmes conditions.

Si l'investissement financier ne permet pas d'opérer une filtration en milieu saturé, l'utilisation de bassins à macrophytes flottants peut aboutir aux mêmes résultats. Avec la laitue d'eau, il est recommandé de pratiquer une fréquence de récolte élevée pour limiter les pertes d'azote par nitrification/dénitrification lorsque les bassins sont peu profonds. Les profondeurs des bassins peuvent être augmentées pour réduire l'importance de ces réactions qui se déroulent principalement dans la zone racinaire. A notre avis, ces profondeurs peuvent atteindre celles des réservoirs (> 1.5 m), souvent utilisés pour stocker et affiner l'épuration de certaines stations d'épuration [Silva *et al.*, 1996; Mara and Pearson, 1999; Delgado *et al.*, 2001]. L'augmentation des profondeurs compensera la nécessité d'allonger les temps de séjour pour obtenir un effluent de qualité microbiologique compatible avec l'irrigation restrictive. L'utilisation de la laitue d'eau n'est pas indispensable dans ce cas, et d'autres plantes flottantes telles que les lentilles d'eau, ayant une faible productivité de biomasse [Reedy and DeBusk, 1987], peuvent être utilisées à ce stade comme écran au rayonnement solaire et empêcher le développement d'algues dans les bassins.

10.4. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

Durant cette thèse, les jalons d'un réseau de collaborations regroupant des chercheurs d'Afrique de l'Ouest et du Centre ont été établis. Les membres sont issus des équipes de recherche de l'Université Abdou-Moumouni de Niamey, l'Université Cheick Anta Diop de Dakar, l'Université de Yaoundé et l'Ecole Inter-Etats d'Ingénieurs de l'Équipement Rural au Burkina Faso. De nombreuses initiatives entreprises dans le cadre de cette étude en collaboration avec ces équipes de recherche méritent d'être approfondies, encouragées et soutenues.

Plusieurs technologies rustiques d'épuration peuvent être mises en œuvre pour l'épuration des eaux usées en Afrique de l'Ouest et du Centre. Cependant, les données de l'expérimentation ne permettent pas encore de les évaluer dans les mêmes contextes et d'effectuer des choix pertinents. Cette étude a comparé les performances de bassins à laitues d'eau avec celles de bassins à microphytes, ainsi que différentes configurations de filières d'épuration les combinant. Chacun des systèmes peut opérer de façon isolée pour l'épuration des eaux, et de nombreux cas existent en pratique. Cependant, leurs performances individuelles et les contraintes d'exploitation de chacune d'elles ne permettent pas de les appliquer pour toutes les situations et incitent à faire des combinaisons judicieuses.

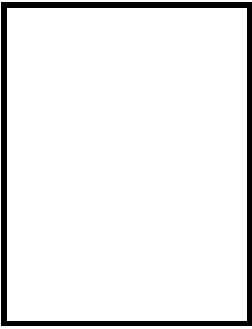
Pour réduire l'emprise au sol des bassins, la profondeur de ceux-ci peut être augmentée au-delà des 70 cm conseillés dans la littérature. Cette profondeur était proposée pour optimiser l'oxygénation des bassins et la dégradation aérobie. Selon nos résultats, l'abattement de la matière organique n'est pas corrélé à la disponibilité de l'oxygène et de plus, l'augmentation de la profondeur des bassins favoriserait la conservation de l'azote.

Des études complémentaires pour le dimensionnement et l'agencement des techniques d'épuration adaptées sont nécessaires et méritent d'être soutenues. Pour la réutilisation des eaux épurées en agriculture, l'utilisation de bassins réservoirs alimentés en continu ou en batch séquentiel semble être une perspective d'avenir.

10.5. RÉFÉRENCES

- Agunwamba, J. C. (2001). "Analysis of socioeconomic and environmental impacts of waste stabilization pond and unrestricted wastewater irrigation: Interface with maintenance." *Environmental Management*. [print] March, 2002 **7**(3): 463-476.
- Charbonnel, Y. (1989). *Manuel du lagunage à macrophytes en régions tropicales* Paris, A.C.C.T. 37p.
- Charbonnel, Y. and Simo, A. (1988). *Procédé et systèmes de traitement biologiques d'eaux résiduaires* Université de Yaoundé, Brevet OAPI n° 8320. 11 p.
- Cissé, G. (1997). *Impact sanitaire de l'utilisation d'eaux polluées en agriculture urbaine. Cas du maraîchage*. Thèse de doctorat, EPFL / Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne; Lausanne. 267 p.
- Delgado, S., Elmaleh, S., Diaz, F., Rodriguez-Sevilla, J. and Marrero, M. C. (2001). "Ammonia removal in a deep reclaimed wastewater reservoir before agricultural reuse." *Water Science and Technology: a Journal of the International Association on Water Pollution Research* **43**(10): 125-132.
- Koné, D., Cissé, G., Seigneux, C. and Holliger, C. (2002a). "Le lagunage à laitue d'eau (*Pistia stratiotes*) à Ouagadougou : une alternative pour l'épuration des eaux usées domestiques destinées à l'irrigation." *Cahiers Agricultures* **11**: 39-43.
- Koné, D., Seigneux, C. and Holliger, C. (2002b). Natural wastewater treatment by water lettuce for irrigation water reuse in Burkina Faso. In *5th International IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds, Pond Technology for the new millennium* Auckland. IWA, NZWWA. **2/2**: pp. 733-734
- Mara, D. D. (1997). *Design manual for waste stabilization ponds in India* Leeds, Lagoon International Technology Ltd. 125 p.
- Mara, D. D. and Mills, S. W. (1994). "Who's afraid of anaerobic ponds?" *Wat. Qual. Int* **2**: 34-34.
- Mara, D. D. and Pearson, H. W. (1998). *Design Manual for Waste stabilization ponds in mediterranean countries* Leeds, Lagoon International Technology Ltd. 112 p.
- Mara, D. D. and Pearson, H. W. (1999). "A hybrid waste stabilization pond and wastewater storage and treatment reservoir system for wastewater reuse for both restricted and unrestricted crop irrigation." *Water Res.* **33**(2): 591-594.
- Niang, S., Diop, B. S., Mbeguere, M. and Radoux, M. (1996). "Urban wastewater purification by natural epuration systems in Sahel countries: The experimental plant of Camberene (Dakar-Senegal)." *Vecteur Environnement* **29**(5): 31-36.
- Paing, J. (2001). *Bilan du carbone et du soufre dans le lagunage anaérobie - Contrôle de l'émission de H₂S pour la réduction des nuisances olfactives* / Université de Montpellier I; Montpellier. 238.
- Paing, J., Picot, B. and Sambuco, J. P. (2002). Emission of H₂S and mass balance of sulfur in anaerobic ponds. In *5th International IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds, Pond Technology for the new millennium* Auckland. IWA, NZWWA. **1/2**: pp. 365-372

- Pena, M. R., Mara, D. D. and Pi guet, J. M. (2002). Improvement of mixing patterns in pilot-scale anaerobic ponds treating domestic sewage. In *5th International IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds, Pond Technology for the new millennium*, Auckland. IWA, NZWWA. **1/2**: pp. 409-418
- Pena, M. R., Mara, D. D. and Sanchez, A. (2000). "Dispersion studies in anaerobic ponds: implications for design and operation." *Water Sci. Technol.* **42**(10-11): 273-282.
- Reedy, K. R. and DeBusk, T. A. (1987). "State-of-the art of aquatic plants in water pollution control." *Wat. Sci. Tech.* **19**(10): 61-79.
- Silva, S. A., Pearson, H. W., Mara, D. D., Cawley, L. R. and Oragui, J. I. (1996). "Pathogen removal in experimental deep effluent storage reservoirs." *Water Sci. Technol.* **33**(7): 251-260.



Doulaye KONÉ

Born on April, 8th 1970
Single, 1 child
Ivorian (Ivory Coast)
Driving Licence: B

Contact

Swiss Institute of Technology (EPFL)
Laboratory for Environmental Biotechnology
CH-1015 Lausanne - Suisse
Tél. ++41 21 693 62 32
Fax : ++ 41 21 693 47 22
Email: doulaye.kone@epfl.ch

Ph.D., Environmental Sciences & Sanitary Engineering (EPFL)

Skills

- Low-cost sanitation & Wastewater treatment and reuse (Engineering, integrate management, political and strategically planning)
- Waste management and urban agriculture (planning and developing project into local socio-economical context)
- Adviser for sanitation projects in West and Central Africa
- Training in low-cost sanitation and Environmental education
- Ecosystem conservation to ensure biological diversity and sustainable development
- Environmental adviser

Research experiences

1997-2002

Swiss Federal Institute of Technology, Lausanne / Ecole Inter-Etats d'Ingénieurs de l'Équipement Rural (EIER), Ouagadougou

Research themes

- *Natural wastewater treatment by stabilization ponds and macrophytes-based systems for irrigation water reuse in West and Central Africa : State of the art, removal performances and design criteria*
- *Small bore sewerage system*
- *Faecal sludge management, on-site sanitation*
- *Wastewater reuse in urban agriculture*
- *Industrial wastewater treatment*

Position: Researcher, Project leader

Project manager – conducting pilot scale and laboratory experiments – writing project proposal and submitting for financing (3 projects funded) – training postgraduate student – development of collaboration with NGOs and public sanitation services – promoting results and writing publication for international conferences and reviews

Coordinator of a regional network on wastewater treatment and sanitation
Member of West African network on Urban agriculture

01/1995-01/1997

Fondation Universitaire Luxembourgeoise, Arlon, Belgium

Research themes

- *Role of associated micro fauna in bacterial removal in an artificial wetlands wastewater treatment plant*
- *Microbial removal performance in an organized mosaic artificial Ecosystems (MHEA®)*

Position: Master of science thesis Assistant of head of microbial laboratory

Identifying micro fauna and assessing their contribution to pollutant removal
Conducting and monitoring field and laboratory essay
Assistant of microbial laboratory research activities

Formations

- 1997-2002 **Swiss Federal Institute of Technology**, Lausanne (EPFL), Laboratory for environmental Biotechnology
PhD research programme in Environmental Sciences & Engineering and sanitary engineering
- 1994-1996 **Fondation Universitaire Luxembourgeoise (FUL)**, Belgium:
Specialization in environmental sciences and wastewater treatment
- Diplôme d'Etudes Approfondies en Sciences de l'Environnement – DEA (**Advanced Post-graduate Degree in Environmental Sciences**)
 - DESS en Sciences de l'Environnement : Gestion Intégrée des ressources en Eau (**Master of Science in Environmental Sciences**)
 - **Environmental Advisor**
- 1989-1993 **University of Cocody**, Faculty of Sciences and Technology, Côte d'Ivoire
Master's degree in Chemical and physical sciences
- 1989 **Lycée 3 De Daloa (Secondary School)**, Côte d'Ivoire
High school diploma in Mathematics and Physical sciences

Publications

- KONE D., 2002**
Wastewater treatment by stabilization ponds and macrophytes-based systems in West and Central Africa: State of the art, removal performance and design criteria. Ph.D. thesis n° 2653, Swiss Institute of Technology (EPFL), 170 p.
- KONE D., CISSE G., SEIGNEZ C., HOLLIGER C., 2002**
Wastewater treatment by a water lettuce-based system (*Pistia stratiotes*) in Ouagadougou, for irrigation water reuse. *Cahiers Agricultures*, vol. 11 pp 32-40
- KONE D., CISSE G., SEIGNEZ C., HOLLIGER C., 2001**
Le lagunage à macrophytes et l'irrigation en maraîchage : Etude d'une station expérimentale à Ouagadougou, *Info-CREPA N°31*, janv-fév-mars 2001, pp.4-10
- KONE D., 2000**
Le traitement des eaux usées par lagunage : une décennie de recherche à l'EIER. In : *Assainissement urbain en Afrique, Actes du séminaire international de Gorée*. Aquadev, Dakar, pp 53-56.
- KONE D., 1998**
Problématique de l'épuration des eaux usées dans le contexte de l'Afrique de l'Ouest, *Info-CREPA*, n°20, avril-juin 1998

Conferences proceedings

- KONE D., SEIGNEZ C., HOLLIGER C., 2002**
Assessing design criteria for a water lettuce-based wastewater treatment system for BOD5 removal under Sahelian climate conditions. *IWA 5th International Specialist Conference On Waste Stabilization Ponds*. pp 191-199
- KONE D., SEIGNEZ C., HOLLIGER C., 2002**
Natural wastewater treatment by water lettuce for irrigation water reuse in Burkina Faso
IWA 5th International Specialist Conference On Waste Stabilization Ponds. pp 733-734
- KONE D., SEIGNEZ C., HOLLIGER C., 2002**
Review of wastewater stabilization ponds performances in West and Central Africa.
International Symposium and Workshop on Environmental Pollution Control and Waste Management (EPCOWM'2002) 7-10 January 2002, Tunis (Tunisia), PP 698-708
- MONTANGERO A., KONE AND STRAUSS M., 2002**
Planning towards improved excreta management.
International Water Association (IWA) 5th Specialised Conference on small and wastewater treatment systems, Istanbul – Turkey, 24-26 September 2002. pp 287-290
- KONE D., 1999**
Le lagunage en Afrique de l'Ouest, Poster présenté à la 4^{ème} conférence internationale sur les Technologies du lagunage. Marrakech, 20-23 avril, (poster)

Languages:

- French*: current working language
English: reading (very good), oral (professional)

Computer s knowledge: Windows and Macintosh operating system and standard MS office software

Hobbies: Involved in different NGOs programme (Groupe SIDA Genève in Switzerland, Unicef and Oxfam in Belgium, President of students association in Côte d'Ivoire and Belgium), football, Swimming, trip.