

TRAITEMENT LOW COST DES EAUX USEES ET IMPACTS DE LA REUTILISATION EN AGRICULTURE. ETUDES DE CAS DANS LE BASSIN MEDITERRANEEN.

LOW COST WASTEWATER TREATMENTS AND REUSE IN AGRICULTURE. STUDY CASES IN MEDITERANEAN REGION.

Xanthoulis Dimitri¹, Breuer Antoine² & Fonder Nathalie²

1. Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux, Département d'Hydrologie et Hydraulique rurale, Passage des déportés, 2 - 5030 Gembloux, Belgique
2. Epuvaleau, Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux, Passage des déportés, 2 - 5030 Gembloux, Belgique
2. Epuvaleau, Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux, Passage des déportés, 2 - 5030 Gembloux, Belgique

Résumé : La demande en eau croissante, aggravée par une rapide augmentation de la population et accentuée par des sécheresses fréquentes dans les régions méditerranéennes, engendre l'utilisation des ressources non conventionnelles telles que les eaux usées et les eaux saumâtres. L'utilisation de ces ressources pour l'agriculture n'est cependant pas sans risque. Une gestion intégrée des eaux usées traitées amène à des nouvelles pratiques qui tiennent compte des impacts sanitaires sur les cultures produites, les utilisateurs et le sol ; des impacts environnementaux et la protection des réserves en eau souterraines; des impacts biologiques sur le complexe sol/plante ; ainsi que sur le matériel d'irrigation utilisé. Ces ressources nécessitent des traitements d'épuration afin de permettre une utilisation pour l'agriculture.

Des nouvelles techniques alternatives « low cost », peu coûteuses, appropriées aux conditions locales, adaptables à l'environnement méditerranéen et adéquates pour produire des effluents de qualité permettant une irrigation sans restriction sont de plus en plus utilisées.

Quatre de ces techniques sont présentées : le lagunage et le stockage en bassins, le filtre à sable, l'épuvalisation et les filtres plantés. Leur mode de fonctionnement est explicité et illustré par des études de cas dans le bassin méditerranéen, et plus spécifiquement en Tunisie, au Maroc et à Chypre.

Mots clés : Traitement low cost, régions méditerranéennes, bassins de stockage, filtre à sable, epuvalisation, filtres plantés

Abstract : An increasing water demand, affected by a rapid population growth and strengthened by frequent droughts in Mediterranean regions, results in the use of non-conventional resources like wastewaters and brackish waters. However, the use of those resources in agriculture is not risk-free. An integrated management of treated wastewaters brings some new practices which take into account sanitary impacts on the produced crops, the users and the soil; environmental impacts and groundwater resources protection; biological impacts on the soil/crop complex; and impacts on the irrigation equipment. Those resources require a treatment before being used in agriculture. Some new alternative “low-cost” techniques suitable to local conditions, adaptable to the Mediterranean environment and adequate to produce quality effluents allowing an unrestricted irrigation are more and more commonly used. Four techniques are presented: waste stabilisation ponds, sand filters, epuvalisation and constructed wetlands. The working mode is described and illustrated by cases studies in the Mediterranean basin, and more specifically in Tunisia, Morocco and Cyprus.

Key words : Low cost Wastewater Treatments, Mediterranean Region, Long Term Storage, Sand filter, Epuvalisation, Constructed Wetlands

INTRODUCTION

En région Méditerranéenne, malgré la connexion à un réseau d'égouttage pour la majorité de la population, seulement un faible

pourcentage de ces eaux usées collectées est traité. Les traitements conventionnels sont inadaptés de part leur coûts importants et technologie complexe. Des méthodes à faibles coûts existent, permettant le traitement des eaux usées et leur réutilisation à des fins agricoles.

LE LAGUNAGE

Description et mécanismes épuratoires

Le lagunage consiste en un enchaînement de bassins naturels ou artificiels peu profonds et généralement rectangulaires appelés lagunes. L'eau s'écoule continuellement par gravité de lagune en lagune et séjourne quelques jours à plusieurs mois dans chaque bassin. L'oxygène est fourni soit naturellement suite à l'exposition à l'air libre et au vent (lagunage ou lagunage naturel), soit par des aérateurs flottants ou statiques (lagunage aéré). Le lagunage reproduit l'effet auto-épurateur des étangs et des lacs et, pour cette raison, le lagunage est parfois appelé « *étangs de stabilisation* ». Le lagunage ne nécessite que très peu d'opérations de maintenance, un faucardage annuel est suffisant. La fréquence d'enlèvement des boues dépend fortement du dimensionnement du système de lagunage et varie donc de 6 mois à plusieurs années.

On rencontre trois grands types de bassins : les bassins anaérobies, les bassins facultatifs et les bassins de maturation. Le but premier des bassins anaérobies et facultatifs est de réduire la DBO; quant aux bassins de maturation, leur but est d'éliminer les pathogènes. Les bassins anaérobies sont très utilisés pour recevoir des eaux usées très chargées en matières organiques et contenant de grandes quantités de solides en suspension. Comme son nom l'indique, un bassin anaérobie est un bassin dépourvu d'oxygène dissout et qui ne contient pas (ou très peu) d'algues (MARA et PEARSON, 1987). Les bassins facultatifs et de maturation possèdent de grandes populations d'algues qui jouent un rôle important dans le traitement, ils fonctionnent comme des réacteurs algo-bactériens. Les bassins facultatifs peuvent encore se subdiviser en deux grandes catégories : les bassins facultatifs primaires et les bassins facultatifs secondaires. Les primaires reçoivent directement l'eau usée brute, alors que les secondaires reçoivent

un effluent pré-décanté (généralement l'effluent d'un bassin anaérobie). Ces trois types de bassins sont arrangés en série, plusieurs séries peuvent également fonctionner en parallèle. Classiquement, ces séries se composent d'un bassin facultatif primaire suivi d'un ou plusieurs bassins de maturation, ou bien d'un bassin anaérobie suivi d'un bassin facultatif secondaire et finissant par un ou plusieurs bassins de maturation. De telles séries sont très avantageuses, elles permettent aux différents bassins d'accomplir leurs différentes fonctions au sein du traitement et elles produisent un effluent de grande qualité. Les différents mécanismes épuratoires associés au lagunage sont (Arthur, 1983) : l'effet tampon, la sédimentation et le traitement de la matière organique.

Pour obtenir une épuration aérobie satisfaisante, il faut inciter la formation d'oxygène par les algues. La formation d'oxygène dépend de l'intensité lumineuse et est donc favorisée dans les pays chauds qui ont un ensoleillement important. Avec son effet mélangeur, le vent améliore également la quantité d'oxygène dissout contenu dans la lagune.

ETUDE DU STOCKAGE EN BASSINS DE LONGUE DURÉE DES EAUX USÉES EN VUE D'UNE RÉUTILISATION AGRICOLE. ETUDE EN TUNISIE.

Cette étude a été réalisée par le partenaire tunisien (INGREF, Tunis), dans le cadre d'un projet de recherche international européen (INCO DC n° ERB IC 18 CT 98-027).

Les objectifs de cette étude étaient (i) de confirmer et compléter les premiers résultats disponibles concernant les effets de facteurs tels que le temps de rétention, la température et la profondeur des bassins sur le temps de vie des indicateurs bactériens, (ii) d'évaluer l'impact de plusieurs mois de stockage sur les principales caractéristiques des eaux usées, (iii) de relier les indicateurs de coliformes fécaux aux variations des facteurs physiques, chimiques et météorologiques, et enfin (iv) d'étudier des modes de gestion et déterminer le dimensionnement de tels bassins de stockage.

Méthodologie

L'étude s'est réalisée dans 3 bassins de stockage aménagés à cet effet dans une station expérimentale du nord-est tunisien. Ces bassins faisaient 2,3 et 4 mètres de profondeur, avec des capacités respectives de 75, 220 et 275 m³. Les effluents secondaires testés provenaient d'une station par boues activées localisées à 7 km du site expérimental. Des échantillons d'eau ont été pris des bassins avec une périodicité de 3 échantillons par semaines et analysés en laboratoire. Les concentrations bactériennes ont été déterminées par la technique du « Most Probable Number » pour les coliformes fécaux (CF) et streptocoques fécaux (SF).

Conclusions

Le stockage des eaux usées apporte une amélioration significative de sa qualité microbiologique. Selon la durée et les conditions de rétention, la qualité bactériologique de l'eau est suffisante que pour permettre une irrigation sans restriction de cultures. Cette condition correspond à une concentration de CF<1000/100ml. Une réduction des coliformes fécaux de l'ordre de 3 unités logarithmiques est obtenue en trois jours sous une température ambiante de 25°C dans les bassins de profondeur inférieure à 150 cm. La même réduction met 8 jours pour être observée lorsque la température est de 31°C. L'élimination des indicateurs fécaux dépend du temps de rétention, de la profondeur des bassins, de la température ambiante et du niveau de contamination initial des eaux usées. Le coefficient de réduction des coliformes fécaux peut être exprimé en fonction du temps de rétention par la relation suivante : $K_b = 9476.6 \times t^{-2.175}$, avec t exprimé en jours. Un stockage de 7 mois n'a pas influencé la qualité de l'eau. Après décontamination, le nombre d'indicateurs se maintient à un niveau proche de la limite de détection analytique, aucune prolifération n'est observée durant le stockage. Le degré de salinité ne subit pas de changement significatif dans les conditions expérimentales. Des pathogènes (Salmonella) ont été trouvés dans les boues décantées. Une attention particulière doit être donnée à la gestion de ces résidus. Afin d'éviter des risques sanitaires et environnementaux, un traitement approprié de ces boues

doit être appliqué avant leur élimination ou recyclage. Les bassins de petites capacités en fonctionnement par bâchées peuvent produire des eaux de qualité au moins une fois par semaine durant la période d'irrigation (mai à septembre)(Fig.1). Les petits réservoirs aménagés par les fermiers jouent dès lors le double rôle de régulation et de traitement complémentaire.



Fig.1 Bassin de stockage expérimental de la station de recherche de l'INRGREF à Nabeul.

LE FILTRE À SABLE

Description et fonctionnement

Le filtre à sable est également connu sous le nom de système d'infiltration-percolation. Il existe deux principaux types de filtres à sable, ils se distinguent sur la vitesse d'infiltration. Les filtres à sable rapides (5 à $15\text{m}^3/\text{h.m}^2$) fonctionnent jusqu'à 50 fois plus vite que les filtres à sable lents ($0,1$ à $0,4\text{m}^3/\text{h.m}^2$); néanmoins, les filtres à sable

rapides impliquent généralement un traitement amont, comprenant une coagulation, une floculation et une clarification, et une désinfection en aval des filtres (Thonart, 2006 ; MCGHEE, 1991). Les filtres à sable lents sont généralement utilisés pour des eaux de faible charge organique. Très peu

voire aucun système de prétraitement n'est indispensable. Le media filtrant des filtres rapides (\varnothing particules 0,6-2mm) est plus grossier que celui des filtres lents (\varnothing particules 0,15-0,3mm). La méthode de nettoyage de ces deux filtres est également différente, les filtres rapides nécessitent fréquemment des nettoyages à contre-courant (nettoyage en sens inverse du sens de filtration), quant aux filtres lents, ils demandent un grattage ou un enlèvement de 2 à 5cm de la couche superficielle de sable (Thonart, 2006). L'étude de cas présentée relate la réutilisation des eaux usées traitées par un filtre à sable lent. Le principe de fonctionnement d'un filtre à sable est basé sur un traitement biologique aérobie dans une masse de sable, sur une filtration physique des solides et sur un phénomène d'adsorption. La résistance du filtre augmente au cours du temps, très lentement puis très rapidement. La résistance est localisée dans les premiers centimètres du filtre et quand elle est trop élevée, il suffit d'enlever ces quelques centimètres de sable. Les filtres à sable sont sensibles au colmatage et requièrent donc un ouvrage de décantation primaire. Ils sont peu flexibles en matière de charge hydraulique. Ils offrent cependant une nitrification poussée et de très bon résultats sur la DBO5, la DCO et les MES. Par ailleurs, la surface nécessaire varie de 1,5 à 3,5m² par équivalent habitant et peut être considérée comme un avantage lorsque le filtre à sable est comparé à d'autres techniques naturelles d'épuration (Berland et *al*, 2001).

Bonnes pratiques de gestion pour réduire la pollution azotée et l'accumulation de sels dans le cas des cultures légumières irriguées utilisant des eaux usées traitées par infiltration-percolation. Etude au Maroc.

En raison de son important déficit en eau, la région d'Agadir réutilise en agriculture les eaux usées épurées traitées par une station d'infiltration-percolation (filtre à sable). Cette technologie produit de grandes concentrations en nitrates dans les effluents (plus de 500 mg/l), ce qui révèle le grand risque de la lixiviation des nitrates et la pollution azotée des nappes de profondeur. Ce risque est amplifié par le type de sol (sol

sableux) et la situation hydrogéologique de la région. Il y a dès lors la nécessité de développer des pratiques de gestion adéquates pour atténuer ce risque. Différentes expériences ont été menées en vue de : (i) maîtriser les interactions eau-azote et réduire la pollution par lixiviation des nitrates en testant différents apports en eau, (ii) évaluer les utilisations en eau et en azote de différentes cultures en fonction de leur besoins, (iii) évaluer le risque de pollution des nappes de profondeur et l'accumulation des sels pour les différents traitements.

Conclusions

Les conclusions qui résultent de cette étude démontrent la grande valeur de la réutilisation des eaux usées traitées lorsque des pratiques appropriées sont adoptées. Les eaux usées traitées réutilisées en irrigation donnent des résultats de croissance et rendements de cultures similaires à meilleurs que les mêmes cultures irriguées avec les eaux de puit. L'utilisation de l'irrigation localisée et du mulch plastique élimine le risque de contamination des produits récoltés par les coliformes.

Le tableau 1 présente la réponse de différentes cultures à l'irrigation par eaux usées traitées.

Tableau 1. Réponse de différentes cultures à l'irrigation par eaux usées traitées

Traitement	CULTURES						
	Chrysanthemum	Melon	Courgette	Aubergine	Mais	Blé tendre	Blé dur
	Fleur/plant/plt	T/ha	Kg/plt	Kg/m ²	Qx/ha	Qx/ha	Qx/ha
Contrôle *	69	26.2	1.29	3.17	12.43	51.07	0
Eaux usées traitées	80	34.6	2.18	3.41	12.62	48.69	31.83

* Dans le cas de cultures légumières et florales, le contrôle correspond à de l'eau de puit à laquelle sont ajoutés des agents fertilisants, dans le cas des cultures céréalières, le contrôle correspond aux eaux pluviales.

Le bilan azoté pour les cultures testées recevant des eaux usées traitées indique le risque important de contamination par le nitrate dans les eaux de nappe. La texture du sol, la vitesse d'infiltration élevée, et le taux important de nitrates dans les eaux usées traitées contribuent à un lessivage potentiel important de l'azote. La quantité d'azote perdu par migration vers les nappes sont de 346 et 343 kg N/ha pour les cultures de melon et d'œillets respectivement, en considérant toutes les composantes du bilan azoté.

Les résultats quant à l'utilisation et performance de l'eau montrent deux tendances : d'une part, les quantités d'eau correspondant à 120%ETM induisent un grand lessivage du nitrate et réduisent l'accumulation de sels dans la zone racinaire. Les rendements obtenus sont significativement accrus pour ce régime d'irrigation. Par ailleurs, une application en eau correspondant au besoin en eau des plantes induit une accumulation de sels dans le bulbe racinaire, et diminue le lessivage de l'azote mais également les rendements.

D'autres expériences sur certaines cultures ont montré que l'application d'une lame d'eau égale à 100% ETM durant les deux premières étapes de croissance des cultures caractérisées par de faibles besoin en eau, et 120%ETM durant les dernières étapes de développement réduit le lessivage du nitrates de 67% et n'augmente la salinité du sol que de 25%.

Enfin, les deux recommandations supplémentaires qui peuvent s'ajouter à cette étude sur la réutilisation de l'eau usée traitée par infiltration-percolation sont que l'usage mixte de l'eau usée traitée et l'eau de puit dilue le taux de sel et les concentrations en nitrates et que le procédé de traitement peut être amélioré en y ajoutant une étape de dénitrification, tel que le projet pilote de Darga l'a démontré.



Fig.2. Station de Ben Sergao, traitement secondaire des eaux usées domestiques de la ville d'Agadir (Maroc) par infiltration-percolation

L'ÉPUVALISATION

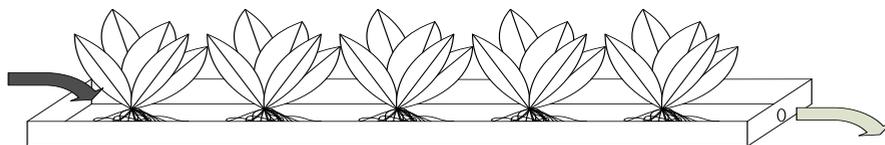
Description et fonctionnement

L'épuvalisation est une technique biologique de traitement des eaux usées qui utilise des plantes en système hydroponique. Le nom de cette technique développée au sein de la Faculté universitaire des Sciences agronomiques de Gembloux provient de la contraction de deux mots : "Épuration" et "Valorisation".

Cette technique est surtout utilisée en traitement tertiaire pour l'élimination de l'azote, du phosphore, des métaux lourds voire des pathogènes, tout en fournissant des productions agricoles ou horticoles.

La mise en œuvre de ce système d'épuration consiste à disposer sur un terrain de faible pente des goulottes (d'une largeur de 50cm et d'une profondeur de 9cm) par éléments successifs (d'une longueur de 5m). La longueur totale du système est généralement de 25 mètres mais peut aller jusqu'à 40 mètres. Ces goulottes contiennent des plantes adaptées à la

culture hydroponique qui ont un bon enracinement dans un substrat liquide et qui se cultivent aisément (céleri, cresson, cyperus, iris, ...) (voir schéma). L'eau à traiter percole en continu au travers du système racinaire qui fait fonction de filtre retenant les matières en suspension, tandis que les microorganismes colonisant le système racinaire fonctionnent comme un lit bactérien. La plante joue aussi un rôle épuratoire car elle prélève les matières minérales contenues dans les eaux usées et nécessaires à sa croissance. L'élimination des boues accumulées dans chaque élément de goulotte se fait lors de l'enlèvement des plantes à l'occasion de leur remplacement.



La nécessité de changer les plantes régulièrement et une utilisation largement dépendante du climat constituent les inconvénients principaux de l'épuration végétale. La simplicité de la technique d'épuration végétale et son faible coût constituent les avantages du système. Cette technique permet, entre autre, d'obtenir une eau de qualité compatible avec les normes d'irrigation. Enfin, outre sa capacité à épurer l'eau, l'épuration végétale permet de produire, sur eaux usées, des plantes commercialement intéressantes (Xanthoulis, 1997).

Etude des potentialités de l'Épuration végétale en tant que traitement tertiaire à Chypre.

Un système d'Épuration végétale a été installé comme traitement tertiaire d'eaux usées domestiques traitées par boue activée. L'objectif était de tester le rendement épuratoire du système en vue d'être utilisé comme système tertiaire à faible coût dans les villages ruraux et produire une eau d'irrigation sans risque. Suite à une installation en plein air, non protégé des conditions météorologiques aux différentes saisons, des changements ont été apportés au

système durant toutes les années expérimentales du projet, pour augmenter l'oxygène dissous dans l'eau et réduire la température de l'eau dans les goulottes afin de créer des conditions optimales pour la survie des plantes et des micro-organismes se développant dans les goulottes. Les goulottes ont été ombragées pour réduire la température de l'eau et de l'air, donnant de meilleures conditions à l'établissement des plantes. Cela a aussi permis de réduire l'évaporation de l'eau. Le matériau de construction des goulottes devrait être en béton ou un autre matériau isolant qui maintiendrait la température de l'eau à un niveau acceptable.

Des différentes plantes testées, mentha a été la plus facilement installée. Elle offre une croissance vigoureuse et n'est pas affectée par les conditions environnementales extrêmes de très hautes températures estivales ni des basses températures (<0°C) de l'hiver. Elle croît de façon satisfaisante sous de faible teneur en oxygène dissous. Etant une culture pérenne, son installation se fait une ou deux fois par an, ce qui facilite les opérations de nettoyage et maintenance. Elle peut également être coupée afin de réduire l'évapotranspiration durant l'été et reprend facilement sa croissance.

Les résultats obtenus montrent une réduction des nitrates de 30 à 40% dans l'eau. Les matières en suspension sont réduites jusqu'à 45%, en fonction de la saison, du débit et de la qualité de l'effluent. Aucune réduction significative de DBO, pH et conductivité électrique n'a été observée. La réduction des teneurs en nitrates facilite une réutilisation non restrictive de l'effluent produit, et dans le cas de réutilisation par irrigation, la réduction des solides en suspension est capitale pour la diminution des risques de colmatage des systèmes d'irrigation localisés.



Fig.4 Essais d'épuration tertiaire par Epuvalisation à Chypre

LES FILTRES VÉGÉTALISÉS HORIZONTAUX

Description et fonctionnement

Les filtres végétalisés horizontaux aussi appelés filtres plantés ou lits à macrophytes ont prouvé leur capacité à traiter les eaux industrielles ou domestiques pré-décantées pour des DBO inférieures à 500mg/l (Sasse L., 1998). Une pré-décantation est nécessaire car le problème principal de ce type de système est le colmatage ; une fosse septique en amont est donc généralement requise. Les filtres végétalisés horizontaux consistent généralement en un lit peu profond de graviers sur lequel se développe une végétation adaptée. Différentes espèces de macrophytes sont utilisées mais, en général, on privilégie les phragmites (roseaux) car ses rhizomes constituent un très bon massif filtrant (Sasse L., 1998).

Le filtre végétalisé horizontal est alimenté en continu. Les mécanismes épuratoires reposent sur des interactions complexes entre les processus physiques, chimiques et biologiques. Les filtres végétalisés horizontaux sont très efficaces quant à l'élimination des solides en suspension. De faibles vitesses d'écoulement au travers du gravier et de la végétation favorisent la décantation et la filtration. Les bactéries en suspension ou associées à un film biologique décomposent la matière organique de manière aérobie et anaérobie (Polprasert et al., 2005). De plus, les plantes fixent les nitrates et certaines autres matières minérales présentes. En principe, ce type de système ne demande pas beaucoup d'entretien, s'il n'y a pas de colmatage, un faucardage annuel est suffisant.

Un des inconvénients majeur de ce système est le risque de colmatage. L'emprise au sol est de minimum 5 à 6m² par équivalent habitant, ce qui reste plus faible que la superficie nécessaire au lagunage. Les avantages de cette technique sont une bonne intégration paysagère, aucune consommation d'énergie si le terrain est en pente, un entretien facile, un rejet de qualité et une tolérance modérée aux variations de charge.

De plus en plus, ces systèmes initialement développés dans l'hémisphère nord intéressent les régions méditerranéennes, africaines et asiatiques de part leur facilité de construction (génie civil simple), leur faible coût opérationnel (faible, voire consommation d'énergie nulle) et de maintenance, leur durée de vie et leur grandes capacités épuratoires lorsque les systèmes sont correctement dimensionnés. Ils sont amenés à se développer dans les années à venir.

Un projet récent a rassemblé dans un manuel destiné aux régions à climats chauds permanents des guidelines quant à l'utilisation, installation et dimensionnement de tels systèmes et est disponible gratuitement sur le site : <http://www.med-reunet.com>

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Arthur J.P., 1983 *Notes on the Design and Operation of Waste Stabilization Ponds in Warm Climates of Developing Countries*. Urban Development, Technical Paper 7. Washington D.C. : The World Bank, 106p.
- Berland J.M., Boutin C., Molle P & Cooper P., 2001 *Guide procédés extensifs d'épuration des eaux usées adaptés aux petites et moyennes collectivités (500-5000 éq-hab) : mise en œuvre de la directive du Conseil n° 91-271 du 21 mai 1991 relative au traitement des eaux urbaines résiduaires*. Luxembourg : Office international de l'eau, 41p.
- Mara D.D. & PEARSON., 1987 *Waste stabilization ponds : Design manual for Mediterranean Europe*. Copenhagen : World Health Organization - Regional Office for Europe, 53p.
- Marais G.V.R., 1970 *Dynamic Behaviour of Oxidation Ponds*. Proceedings of the 2nd International Conference on Waste Treatment Lagoons, pp.15-46. Kansas : University of Kansas.
- McGhee T.J. 1991 *Water Supply and Sewerage*. 6th Edition. New-York : McGraw-Hill Inc., 602 p.
- Polprasert C., Koottatep T & Tanner C., 2005 Integrated pond/wetland systems. In: A. SHILTON (Ed.) : pp.328-345. *Pond Treatment Technology*. London : IWA Publishing.
- Sasse L., 1998 *DEWATS Systèmes Décentralisés de Traitement des Eaux Usées dans les Pays en Voie de Développement*. Brême : BORDA Bremen Overseas Research and Development Association, 175p.
- Thonart P., 2006 *Opérations unitaires du traitement des eaux industrielles*. Notes de cours. Gembloux : Faculté universitaire des Sciences agronomiques de Gembloux.
- Xanthoulis D., 1997 *Recherches et études pour la valorisation et l'assainissement des eaux usées par Epuvalisation*. Rapport de synthèse, CEE, projet STD3 – DGXII.
- Xanthoulis D., Chouk-Allah R., Chabouni Z., Chenini F., Trad Rais M., Papadopoulos I., Khamis M., Kafkafi U., Mavrogianopoulos G., angelakis A. Sustainability and optimisation of treatment and use of wastewater in agriculture. Projet *INCO-DC ERB IC 18 CT 98-0272*. 1998-2002.