

ROYAUME DU MAROC



جامعة شعيب الدكالي

Université Chouaib Doukkali

Académie Hassan II
des Sciences et Techniques



Université Mohamed V - Agdal
Institut Scientifique, Rabat

BIOTECHNOLOGIES ENVIRONNEMENTALES : Potentialités et enjeux pour le Maroc



El Jadida, 14 et 15 décembre 2009

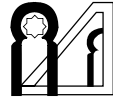
ROYAUME DU MAROC



جامعة شعيب الدكالي



Académie Hassan II
des Sciences et Techniques



Université Mohamed V - Agdal
Institut Scientifique, Rabat

BIOTECHNOLOGIES ENVIRONNEMENTALES : Potentialités et enjeux pour le Maroc

El Jadida, 14 et 15 décembre 2009

Avertissement

Les opinions exprimés dans cette publication sont celles des auteurs et ne reflètent pas nécessairement celles de l'Académie Hassan II des Sciences et Techniques de l'Université Chouaib Doukkali ou de l'Université Mohammed V - Souissi

Dépôt légal n° 2011 MO 0727
ISBN n° 978-9954-8780-5-7

Edition : **AGRI-BYS** s.a.r.l (a.u)

Sommaire

• Avant-propos.....	5
• Allocution du Secrétaire Perpétuel de l'Académie Hassan II des Sciences et Techniques.	7
• Allocution du Président de l'Université Chouaib Doukkali.....	11
• Allocution du Directeur des Sciences, Ministère de l'Education Nationale, de l'Enseignement Supérieur, de la Formation des Cadres et de la Recherche Scientifique. ...	15
• Allocution de la représentante du Ministère du Commerce, de l'Industrie et des Nouvelles Technologies.....	19
• Allocution du Directeur de l'Institut Scientifique Université Mohamed V - Agdal, Rabat.	25
• Allocution du Président du Comité d'Organisation.....	27
• Les biotechnologies environnementales : réalisations, perspectives et défis Albert SASSON.....	31
• Bioprocédés intégrés et innovateurs pour la dépollution des eaux Christof HOLLIGER.....	47
• Biodénitrification of groundwater Jesús JUAN GONZÁLEZ LÓPEZ.....	49
• Bioremediation of industrial wastewaters Giovanni SANNIA.	53
• Advanced anaerobic membrane bioreactor technology for wastewater treatment and effluent reclamation in Tunisia Sami SAYADI.....	63
• From Air Pollution Control to resource recovery from waste gasses Piet LENS.	75
• Bioremédiation des eaux usées domestiques Omar ASSOBBHEI.....	77
• Exploitation minière et pollution des ressources en eaux au Maroc : diagnostic Mohammed FEKHAOUI.	85
• Valorisation d'un rejet minier par voie biologique Ahlam AJDAHIM.....	97
• Phytoremédiation des sols miniers : potentialités des plantes tolérantes et/ou accumulatrices Mohammed ATER.....	101

• Composting of Organic Wastes José JOAQUIN MORENO CASCO	121
• Traitement biologique des boues résiduaires par compostage Mohammed RIHANI.....	125
• Gestion intégrée des déchets solides au profit des petites collectivités au Maroc : Application à la ville d’Azemmour Mohammed MOUNTADAR	135
• Pollution atmosphérique au Maroc : Etat des lieux et impact sanitaire Abdellah ELABIDI.....	153
• Conclusions et recommandations	165
• Programme.....	173
• Liste des participants au symposium.....	175
• Sponsors.....	182

Avant-propos

Les biotechnologies environnementales ont recours à l'action intégrée des sciences de la vie et des sciences de l'ingénieur pour exploiter la grande diversité biochimique et génétique des micro-organismes et des végétaux dans la réhabilitation et la préservation de l'environnement ainsi que dans la gestion durable des ressources naturelles.

Des procédés biotechnologiques ont déjà été utilisés et de façon efficace dans la protection de l'environnement depuis fort longtemps (par exemple dans les installations municipales d'épuration des eaux usées ou pour purifier le gaz de ville). Le progrès des connaissances a été rapide dans le traitement des déchets; le développement de produits et de procédés moins polluants et utilisant moins de ressources non renouvelables et moins d'énergie; la détection des polluants ; la surveillance de la qualité de l'environnement et la prévention de sa dégradation. Les biotechnologies appliquées à l'environnement ne concernent pas seulement la biorémédiation, mais aussi la production d'enzymes utilisées dans les industries alimentaires, textiles, la fabrication de détergents ou le tannage des cuirs, la synthèse de bioplastiques à partir de polymères d'origine végétale et microbienne; la production d'agrocarburants à partir d'huiles végétales ou d'éthanol provenant de la fermentation d'amidon de maïs ou de sucre de canne. Dans tous ces procédés, les microorganismes (bactéries, actinomycètes, levures, champignons, micro-algues) jouent un rôle prépondérant; ce qui a conduit à employer l'expression «la révolution invisible» pour désigner l'impact des biotechnologies industrielles et environnementales. Les végétaux peuvent aussi contribuer au traitement des effluents domestiques, industriels et à l'élimination de polluants (phytoremédiation).

L'usage de ces biotechnologies nécessite la mise en place de réglementations appropriées, conformes à un développement durable et à des normes de biosécurité adéquates.

Le 2^e Symposium international sur les biotechnologies environnementales : potentialités et enjeux pour le Maroc, organisé à El Jadida, les 14 et 15 décembre 2009, par l'Université Chouaib Doukkali et l'Université Mohammed V Rabat - Agdal (Institut Scientifique), avec le parrainage et le soutien de l'Académie Hassan II des Sciences et Techniques, portera sur les méthodes de diagnostic (analyse, surveillance et contrôle de la qualité de l'eau, de l'air, du sol, etc.); la biorémédiation (décontamination de l'air, de l'eau et du sol); le traitement et l'élimination des déchets (liquides et solides). Il mettra également en exergue les efforts d'amélioration des procédés biotechnologiques appliqués dans les principaux secteurs de l'industrie chimique et préservant l'environnement.

L'importante urbanisation et le développement économique que connaît le Maroc ont eu pour effet d'augmenter les effluents et les déchets aussi bien liquides (600 Mm³ en 2006), solides que gazeux. Ces rejets, souvent non traités, amplifient les déséquilibres environnementaux à la périphérie des villes et menacent la qualité de vie des citoyens.

Les secteurs d'assainissement liquide et solide accusent de très graves retards (seulement 8% des eaux usées produites sont traitées et les décharges non contrôlées de déchets solides croissent à la périphérie des villes). Les technologies de traitement des eaux usées utilisées au Maroc sont de type biologique; les performances épuratrices restent très limitées et montrent de graves dysfonctionnements.

La maîtrise et le développement de technologies de biorémediation, aussi bien de l'eau, des sols que de l'air sont donc indispensables pour préserver la santé publique, la qualité de l'environnement et les paysages. En conséquence, la pertinence des domaines suivants des biotechnologies environnementales sera mise en relief au cours du symposium :

- biorémediation appliquée au traitement des pollutions de l'eau (biopotabilisation de l'eau, traitement des eaux usées et des effluents industriels); et du sol (bioenrichissement, biostimulation, compostage, bioréhabilitation, phytoremédiation);
- détection et surveillance des substances polluantes et de leurs effets environnementaux (bioindicateurs, biomarqueurs ou biodétecteurs);
- perception publique et réglementation : un large débat public et une réglementation adéquate sont indispensables pour garantir la sécurité des biotechnologies environnementales et pour s'assurer de la confiance du public.

**Allocution du
Pr. Omar FASSI-FEHRI**

*Secrétaire perpétuel
de l'Académie Hassan II des Sciences et Techniques*



Mesdames et Messieurs,

C'est avec un réel plaisir que je participe avec vous à cette séance d'ouverture du 2^{ème} symposium international sur les biotechnologies environnementales et les potentialités et opportunités qu'elles ouvrent pour le développement de notre pays.

Par ailleurs, votre symposium se tient au moment où Copenhague abrite, jusqu'au 18 décembre 2009, les assises de la quatorzième conférence mondiale sur le climat, initiée par l'Organisation des Nations Unies. Ce sommet mondial où des experts climatologues, spécialistes des questions d'énergies, écologistes environnementalistes et plus d'une centaine de chefs d'Etat et de gouvernement, vont se prononcer sur l'avenir climatique de notre planète.

Au cours de ce sommet, il sera question de parvenir à un nouvel accord de réduction des émissions de gaz à effet de serre, avec en prime le dioxyde de carbone, dont les émissions sont à 99% à l'origine du réchauffement actuel du climat mondial. Ce nouvel accord viendra ainsi remplacer celui de 1997 dit Protocole de Kyoto qui arrive à expiration en 2012. Et dont l'application n'a pas donné les résultats escomptés.

En fait, la nécessité d'une action internationale repose sur deux observations importantes issues des travaux du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC). D'une part, si l'on ne réduit pas les émissions de gaz à effet de serre, il sera difficile d'annuler les effets négatifs du changement climatique, sources de graves difficultés et d'éventuels dangers pour l'humanité et pour d'autres espèces. D'autre part, compte tenu des avantages de la réduction des émissions de gaz à effet de serre et de la perspective du mal que causerait l'inaction, il est impératif pour la planète d'élaborer une réponse et un plan d'action internationaux. Au vu des défis que nous devons affronter, il importe donc que la Conférence de Copenhague, aboutisse à un accord multilatéral pour faire face comme il se doit au changement climatique et à œuvrer pour la sauvegarde de notre planète et de l'humanité.

Votre symposium tenu aujourd'hui à El Jadida, et celui tenu à Rabat, en mars 2008, sur la biotechnologie médicale, s'inscrivent parfaitement dans cette perspective; celle de la

qualité de la vie, de la préservation et de la sauvegarde de l'environnement ainsi que celle de la gestion durable des ressources naturelles.

La tenue de votre symposium est aussi une excellente opportunité permettant de discuter des potentialités que les biotechnologies environnementales offrent comme levier de développement à un pays comme le nôtre; l'objectif affiché de vos travaux étant de contribuer à faire l'état des sciences en matière des biotechnologies environnementales, à discuter des réglementations appropriées et de préciser les tendances de la recherche scientifique dans ce domaine, et en particulier, à identifier les axes porteurs qui concernent spécifiquement notre pays.

Mesdames et Messieurs,

Comme vous le savez certainement, des procédés biotechnologiques ont déjà été utilisés dans la protection de l'environnement depuis fort longtemps, bien avant l'invention du terme biotechnologie. Déjà, au début du siècle dernier, on a mis au point des installations municipales d'épuration des eaux usées et des filtres pour purifier le gaz de ville en Europe et aux Etats Unis. Ils se sont montrés très efficaces, alors qu'on en savait peu à cette époque sur les principes biologiques expliquant leur fonctionnement. Depuis ce temps-là, la connaissance et le savoir ont beaucoup progressé. L'état actuel des connaissances dans le domaine de la biotechnologie environnementale montre des possibilités extraordinaires pour la réhabilitation et la préservation de l'environnement ainsi que pour la gestion durable des ressources naturelles.

Les possibilités des techniques biologiques par exemple dans le traitement des déchets avant ou après leur arrivée dans l'environnement est une illustration significative dans ce sens. La bioremédiation qui consiste à utiliser des systèmes biologiques pour réduire le niveau de pollution présents dans l'air, l'eau ou le sol est également une technique prometteuse. Les biotechnologies environnementales peuvent aussi servir à développer des produits et des procédés qui produisent moins de déchets et utilisent moins d'énergie. De ce point de vue, les biotechnologies environnementales occupent une position de choix pour favoriser et contribuer au développement durable des sociétés.

En effet, progressivement, on assiste de plus en plus à la mise au point de procédés, à la production de produits et matériaux dont l'impact sur l'environnement est moindre. On a de plus en plus tendance à utiliser des produits et des procédés moins nocifs. Par ailleurs, l'emploi d'enzymes a rendu de nombreux procédés industriels moins nocifs pour l'environnement; car elles ne sont pas toxiques, sont biodégradables, ont moins d'effets secondaires et consomment moins d'énergie.

Toutefois, parallèlement au développement des biotechnologies environnementales, une réglementation appropriée est indispensable pour garantir la sécurité de leur usage et pour maintenir la confiance du public.

Mesdames et Messieurs,

Dans le cadre de sa mission qui consiste à promouvoir la recherche scientifique et technologique dans notre pays, l'Académie Hassan II des Sciences et Techniques, a examiné les thèmes et axes de recherche qui feront l'objet d'un soutien de sa part en 2010. Parmi ces thèmes, ceux faisant appel aux biotechnologies occupent une place de choix. Déjà, dans le cadre du programme adopté en 2007, l'Académie a apporté un appui financier de l'ordre de 10 millions de DH (étalés sur une période de 3 ou 4 ans), à quatre projets de recherche qui recourent aux biotechnologies dont un concerne l'arganier, un le chêne liège, un autre concerne une étude génomique de la tuberculose et enfin le projet domicilié à l'Université Chouaïb Doukkali de traitement des eaux usées (mise au point d'un réacteur RALBI pour un montant de 1305 000 DH).

Dans le prochain appel d'offre qui sera lancé en 2010, les 9 thèmes prioritaires retenus par l'Académie, ont presque tous trait au développement durable de notre pays, et dont deux thèmes concernent les biotechnologies et la sauvegarde de l'environnement. Il s'agit de l'Agrobiotechnologie : amélioration des fermentations alimentaires et de la qualité des produits pour le premier et les effets des changements climatiques sur les ressources en eau et sur les écosystèmes pour le second.

C'est dire que l'Académie Hassan II des Sciences et Techniques, dans le cadre de ses missions telles que stipulées par le Dahir de sa création, et surtout dans le cadre des orientations que Sa Majesté le Roi Mohammed VI -que Dieu Le garde- lui a fixées en particulier au moment de son installation le 18 mai 2006, prêtera la plus grande attention aux résultats de vos travaux.

Mesdames, Messieurs,

Permettez-moi enfin de saisir cette opportunité pour présenter mes vifs remerciements et mes félicitations aux organisateurs de ce symposium et aussi remercier les éminentes personnalités scientifiques et économiques, de l'extérieur et de l'intérieur du Royaume, présents avec nous et qui certainement enrichiront vos débats par les communications scientifiques qu'ils présenteront.

Tous mes vœux de succès à vos travaux et merci pour votre attention.



**Allocution du
Pr. Mohamed KOUAM**

Président de l'Université Chouaib Doukkali, El Jadida



Mesdames et messieurs,

Honorable assistance,

C'est avec un réel plaisir que je participe avec vous à la séance d'ouverture de ce 2^e symposium international portant sur le thème «Biotechnologies environnementales : potentialités et enjeux pour le Maroc». Ce symposium est organisé conjointement par l'université Chouaib Doukkali d'El Jadida et l'université Mohamed V Agdal à travers l'institut scientifique et sous le parrainage et le soutien important de l'Académie Hassan II des Sciences et Techniques.

La thématique abordée dans ce symposium et comme l'a souligné monsieur le secrétaire perpétuel constitue une contribution importante de la recherche à la résolution d'une problématique d'ampleur croissante qui est le changement climatique. Elle est également d'une grande pertinence au niveau scientifique et au niveau socio-économique. Le changement climatique est à l'ordre du jour ces dernières semaines il est de plus en plus évident à travers l'augmentation de la fréquence des intempéries, prolongement des périodes de sécheresse, l'inondation des zones côtières suite à l'élévation du niveau marin, à travers la progression de la désertification. La tenue de sommet de Copenhague est la traduction de la prise en conscience des scientifiques, des politiques et de la société civile de l'importance de limiter l'impact des activités humaines sur le climat et la nécessité d'adopter de nouveaux modes de développement des sociétés humaines plus respectueux de l'environnement et du climat.

Le rétablissement du climat est un processus de longue durée et qui est tributaire de l'ingéniosité des chercheurs et des scientifiques dans tous les domaines de la science ainsi que de l'implication effective de tous les opérateurs socioéconomiques et de tous les politiques dans l'adoption de nouveaux modèles de développement appelé aussi modèles de développement. La biotechnologie est l'un des domaines qui peut constituer un pilier du développement durable. D'ailleurs, dans ce domaine de la science, la science a déjà montré de grandes capacités d'innovation et de transformation de technologies polluantes en systèmes efficaces de production industrielle respectueux de la nature.

En effet, grâce aux biotechnologies, en particulier celles de l'environnement, de nouvelles filières de production industrielle très compétitives des procédés classiques ont vu le jour. Comme c'est le cas des biodiesels, des biopesticides, des bioengrais.... Les biotechnologies ont également montré leur capacité à réduire, voire éliminer, diverses pollutions générées par les activités humaines, et même recycler les eaux et les matériaux. C'est le cas pour le traitement des eaux usées domestiques et industrielles, recycler les déchets solides et s'occuper de la pollution de l'air.

Il faut noter que notre université, depuis sa création est active dans ce domaine. Elle a orienté sa politique vers la formation et la recherche dans ces domaines stratégiques pour le développement de notre pays en particulier, les biotechnologies de l'environnement. Dans ce sens, nous avons organisé plusieurs formations au niveau de la licence, au niveau des CEA, au niveau des Masters et des Masters spécialisés dans le domaine de la protection des ressources naturelles et des écosystèmes et dans le domaine de la gestion rationnelle et la valorisation des ressources naturelles.

Nous avons ces trois dernières années, accrédité plusieurs laboratoires et structures de recherche dans ces domaines et qui ont acquis au fil des années une notoriété scientifique et technique reconnue à l'échelle nationale. Nous avons des laboratoires associés au CNRST, important un pôle de compétences et nous sommes membres d'un certain nombre de pôles de compétences à l'échelle nationale. Nous avons et plusieurs projets financés par le ministère de ENS SUP, par le CNRST, par l'Académie Hassan II des Sciences et Techniques. Nous avons au fait donné beaucoup d'importance à la recherche scientifique et à la formation des cadres en collaboration avec nos partenaires socioéconomiques. Nous avons également des projets à l'échelle internationale dans le cadre de la coopération bilatérale, européenne...

Ce symposium organisé aujourd'hui à l'ENCG de l'université Chouaib Doukkali à El Jadida, témoigne du capital confiance que notre université a acquis depuis les années passées dans le domaine des biotechnologies de l'environnement grâce à l'implication effective et soutenue des enseignants chercheurs que nous tenons à remercier et à féliciter.

Ce symposium constitue aussi une excellente opportunité d'approfondissement de la réflexion dans ce domaine, d'échange d'informations, de points de vues et d'expériences entre chercheurs universitaires et industriels. Ce symposium constitue un forum de discussion et de promotion de la recherche en matière de biotechnologie de l'environnement.

Pour finir, je voudrais remercier tous les chercheurs qui ont répondu favorablement à l'appel et qui ont bien voulu participer activement à ce symposium international.

Je souhaite la bienvenue aux chercheurs qui viennent des universités étrangères et des universités marocaines et aux représentants des différentes structures du secteur socioprofessionnel.

Je tiens aussi à remercier notre ministère pour son indéfectible soutien à nos actions de recherche et de formation et à son louable accompagnement des projets scientifiques qui sont menés par nos enseignants chercheurs.

Je voudrais exprimer mes plus vifs remerciements à monsieur le secrétaire perpétuel, mon ami le professeur Omar Fassi-Fehri qui a toujours manifesté un intérêt très porté pour les projets et à toutes les activités de notre université. Je lui exprime mes plus chaleureux remerciements pour avoir trouvé le temps pour participer avec nous à l'inauguration de ce symposium.

Mes remerciements s'adressent aussi au comité d'organisation et à leur tête, le professeur Omar Assobhei pour la qualité de l'organisation et la réussite de cette manifestation.

Je voudrais remercier aussi toutes les sociétés et toutes les institutions qui soutiennent ce symposium et qui ont contribué à son organisation matérielle.

Je remercie aussi le directeur de l'école nationale de commerce et de gestion et tout son personnel.

Je souhaite plein succès à vos travaux et une bonne réussite scientifique.

Je souhaite à tous les participants un bon séjour à El Jadida.



**Allocution de Monsieur
Ahmed EL HATTAB**

*Directeur des Sciences, Ministère de l'Éducation Nationale,
de l'Enseignement Supérieur, de la Formation des Cadres
et de la Recherche Scientifique*



Monsieur le Secrétaire perpétuel de l'Académie Hassan II des Sciences et Techniques; Monsieur le Président de l'Université Chouaib Doukkali; Monsieur le Directeur de l'Académie régionale pour l'éducation et la formation Chaouia-Ouardigha; Madame la représentante du ministère de l'industrie, du commerce et des nouvelles technologies; Monsieur le Président du comité d'organisation; Mesdames et Messieurs;

Comme l'a dit monsieur le Secrétaire perpétuel dans son allocution «la biotechnologie, joue actuellement, un rôle très important dans différents domaines, en particulier, celui de l'Environnement». La biotechnologie en tant qu'outil efficace de recherche pour la modification des organismes peut contribuer à la préservation de la qualité de vie, en améliorant la productivité agricole, la santé et l'environnement.

Dans le domaine de l'agriculture elle permet la production de variétés à haut potentiel de rendement et bien adaptées à différent stress. La biotechnologie permet la mise au point des techniques de diagnostic, elle permet aussi la fabrication de vaccins, de médicaments... etc.

Dans le domaine de l'environnement, le recours aux biotechnologies permet l'emploi de matières premières naturelles et favorise le recours aux énergies renouvelables dans le but de diminuer les gaz à effets de serre, les déchets... Elle permet aussi de remplacer les procédés chimiques par des procédés biologiques compatibles avec l'environnement et cela a été bien démontré dans divers domaines industriels comme celui des détergents, du cuivre, de textile, du papier, etc.

Dans ce contexte, la recherche dans le domaine de la biotechnologie au Maroc a deux principaux objectifs à savoir : améliorer notre santé mais, surtout positionner le Maroc dans le marché mondiale où en 2015 le chiffre d'affaire qui sera généré par les biotechnologies est estimé à 300 milliards de dollars. Alors, dans ce contexte quels sont les mécanismes et les projets qui sont déjà mis en œuvre ou qui vont être mis en œuvre, pour justement développer la recherche dans le domaine de la biotechnologie?

Dans le domaine de la structuration de la recherche comme vous le savez la recherche a été structurée dans les universités en adoptant des normes nationales de création. Jusqu'à fin avril 2008, elle a donné naissance à 992 structures de recherche accréditées avec 46% à 47% de laboratoires et 44% à 45% d'équipes et le reste sont des groupes, des centres et des groupes de recherche. Parmi tout cela la biotechnologie occupe une place très intéressante. En effet sur les 982 structures de recherche, 58 travaillent dans le domaine de la biotechnologie avec 33 équipes et 25 laboratoires ce qui représente respectivement 7,4% et 7,2%. Les thématiques et les thèmes de recherche qui sont traités par ces différentes structures de recherche dans les universités sont : la biotechnologie animale, la biotechnologie médicale et agricole mais aussi les biotechnologies marines, environnementales et industrielles.

Un autre mécanisme qui a été mis en place par le ministère de commerce de l'industrie et des nouvelles technologies, occupe une place très importante à côté des nanotechnologies et de la microélectronique. D'autres mécanismes ont été mis en place depuis le début des années 1990, et surtout les pôles de compétences qui comme vous le savez sont des structures, en réseaux nationaux de recherche thématique, et parmi les 18 pôles qui ont été mis en place, il y en a, au moins 4 qui traitent par leur thématique générale de recherche des questions relatives à la biotechnologie.

Il s'agit, en particulier, le réseau national des sciences et techniques de la mer (REMER) dont le point focal national est domicilié à la Faculté des sciences d'El Jadida et dont le coordonnateur national est le professeur Omar ASSOBEI ; le pôle de compétence microbiologie du sol et biotechnologie des plantes dont le point focal national est situé à la Faculté des sciences de Rabat et dont le coordonnateur est le professeur Abdelkrim FILALI MALTOUF qui est aussi parmi nous aujourd'hui. Nous avons aussi le pôle de compétence «eau et environnement» dont le point focal national et domicilié à la Faculté des sciences de Marrakech, c'est le pôle de compétence qui travaille, en particulier sur l'assainissement et le traitement des eaux usées. Un autre pôle de compétence c'est le réseau national des plantes aromatiques et médicinales dont le point focal national est situé à la Faculté de médecine et de pharmacie de Rabat.

Il faut signaler aussi que les biotechnologies figurent parmi les priorités nationales de recherche. Actuellement, ces priorités de recherche ont été actualisées par une consultation nationale qui a été menée auprès de tous les opérateurs nationaux de la recherche y compris les ministères Techniques comme l'agriculture, la santé, l'environnement, l'énergie, l'eau...etc. Et là comme je disais, les biotechnologies font partie du programme national prioritaire de recherche.

Ainsi, pour encourager la recherche, entre autre, dans le domaine de la biotechnologie il sera lancé à la fin du mois décembre un appel à projet dans le domaine de la recherche sectorielle. Là aussi, il s'agit d'une priorité nationale qui a été définie en concertation avec les départements ministériels concernés, et porte sur l'eau, l'énergie, la santé, l'agriculture, l'environnement et la compétitivité des entreprises.

Comme je viens de le dire donc, le ministère attache une importance capitale à la recherche dans le domaine de la biotechnologie et bien sûr, à la structuration de la recherche dont

j'ai parlé tout à l'heure. Par ailleurs, le programme d'urgence mis en œuvre depuis cette année vise d'encourager les niches d'excellence qui existent dans les universités et parmi ces niches d'excellence, la biotechnologie en première place.

Pour finir, je voudrais remercier chaleureusement l'université Chouaib Doukkali pour avoir bien voulu organiser ce congrès qui s'inscrit parfaitement dans les orientations du ministère et dans les priorités nationales de la recherche. Je voudrais aussi signaler que le réseau nationale des sciences et techniques de la mer est le premier réseau qui a été créé 1996 et depuis ce temps là, il n'a pas cessé de mener des travaux dans le domaine de biotechnologie marine et là je crois que c'est pour cette raison qu'on a le droit de le donner en exemple et aussi parce qu'il a une production scientifique très importante.

Je voudrais aussi remercier tous les collègues qui, ici présents, et en particulier, ceux et celles qui sont venus de pays amis et je souhaite que ce congrès puisse aboutir à des résultats très intéressants et en particulier, pour faire émerger des projets concrets dans le domaine de la biotechnologie. Je peux vous dire aussi que s'il y a des projets concrets, le ministère est prêt à contribuer à leur financement.

Je souhaite plein succès à vos travaux et merci pour votre attention.



Mme Soumaya IRAQUI

*Directeur des Technologies Avancées, de l'Innovation
et de la Recherche et Développement*

*Ministère de l'Industrie, du Commerce
et des Nouvelles Technologies*



Mesdames, Messieurs,

Permettez-moi tout d'abord de vous présenter les excuses de Monsieur le Ministre qui a été retenu par des impératifs liés à son agenda et qui m'a demandé de le représenter pour l'ouverture de ce symposium.

Je voudrais aussi remercier les organisateurs de ce symposium : l'Université Chouaib Doukkali, l'Université Mohammed V et l'Académie Hassan II des Sciences et techniques pour leur accueil et le choix de cette thématique passionnante qui revêt une grande importance pour le Ministère de l'Industrie, du Commerce et des Nouvelles Technologies en tant qu'acteur principal dans le développement et la promotion des nouvelles technologies en général et des Biotechnologies en particulier.

Le développement de la biotechnologie est aujourd'hui un enjeu majeur pour l'amélioration de notre qualité de vie, la protection de l'environnement, la sécurité alimentaire et sanitaire, et la biosécurité... Malgré que la pollution de l'environnement fasse partie intégrante du lourd bilan de l'ère de l'industrialisation, les percées récentes en biotechnologie sont porteuses d'espoir.

Les sérieux problèmes environnementaux que nous connaissons aujourd'hui viennent du fait que certains produits ou composés chimiques se retrouvent au mauvais endroit et en trop grande quantité pour permettre au cycle naturel de se maintenir. Au départ, ces produits n'étaient pas des polluants, ils le deviennent lorsqu'ils ne sont plus à leur place dans la nature : des composés toxiques dans l'air, des métaux lourds dans l'eau ou du pétrole dans la terre.

A l'heure où se tient le sommet de Copenhague, la communauté internationale est entièrement mobilisée pour apporter de nouvelles solutions permettant de repousser les conséquences désastreuses des problèmes environnementaux.

L'utilisation de nouveaux procédés industriels biotechnologiques est au cœur du débat pour l'amélioration de la gestion et de l'utilisation des ressources, la diminution, voire l'élimination de produits nocifs. Ce sont désormais des priorités à la fois pour les populations du monde entier et des politiques en particulier.

Comment la biotechnologie peut elle améliorer notre qualité de vie et notre économie?

La biotechnologie devient un instrument de développement industriel durable de plus en plus puissant :

En effet, elle peut contribuer à réduire les quantités de polluants atmosphériques et de déchets, ainsi que la consommation d'énergie et de matières premières, qui sont aujourd'hui des préoccupations importantes des politiques industrielles.

A titre d'exemple, Les substances fabriquées à partir de matières premières renouvelables peuvent maintenant concurrencer celles obtenues à partir de matières premières chimiques.

Dans le passé, le faible coût des matières premières à base de combustibles fossiles a entraîné la croissance rapide des technologies pétrochimiques, mais les préoccupations environnementales font qu'on s'intéresse aujourd'hui de plus en plus aux ressources biologiques.

Tel que la biomasse : La production annuelle de biomasse représente sur le plan énergétique environ le quintuple de la consommation d'énergie de la planète, mais la biomasse ne fournit actuellement que 1% de l'énergie commerciale. À l'heure actuelle, cependant, elle est beaucoup plus coûteuse que les combustibles fossiles et n'a pénétré le marché que là où les pouvoirs publics ont subventionné son utilisation.

Le bioéthanol : Avec la mise au point de nouvelles technologies et de techniques de séparation plus efficaces, le coût du bioéthanol pourra concurrencer celui de l'essence.

Les incessantes innovations biotechnologiques offrent de nouvelles possibilités à l'industrie.

La biotechnologie offre, en somme, un vaste éventail d'outils pour tous les secteurs industriels allant du textile, chimie, cosmétiques, détergents, papier, biocarburants...etc, permettant de réaliser des choses aussi différentes que l'amélioration des fermentations à grande échelle pour produire des substances comme l'éthanol, l'utilisation de fragments infimes de molécules biologiques comme capteurs dans des appareils d'analyse, des polymères biodégradables, des composés chimiques optiquement actifs et des enzymes utilisées dans les détergents et les aliments pour animaux.

Cette capacité de modifier les caractéristiques des organismes vivants et de leurs composantes est aujourd'hui telle que bon nombre d'industries veulent en tirer profit et que de nombreuses nouvelles possibilités se font jour grâce à la R-D.

L'investissement dans ce secteur est aujourd'hui en plein essor :

C'est la raison pour laquelle nous voyons de nombreux investisseurs se tourner dorénavant vers les «cleantechs», sociétés produisant des biocarburants de seconde génération, synthétisés à partir de déchets végétaux et non plus de matières premières agricoles. Les investissements des sociétés de capital risque dans ce secteur connaissent un boom depuis 2006, avec plus 600 millions d'US dollars investis.

Les politiques énergétiques des Etats-Unis et de l'Europe prévoient une part de 10 à 20% à ces nouvelles énergies dans leur plan stratégique d'indépendance énergétique à 10-15 ans (prévision de 10% de biocarburants d'ici 2020 en Europe) et cette tendance devrait continuer selon les orientations de politique énergétique prise par la nouvelle administration américaine.

Les biotechnologies représentent un marché de plus de 95 milliards d'US dollars. Les entreprises américaines détiennent 72% des parts du marché ; l'Europe détient 21% contre 4% pour la zone Asie-Pacifique.

Que ce soit pour les revenus, les dépenses R&D et les effectifs, les entreprises américaines présentent des valeurs 3 à 5 fois supérieures à celles de l'Europe. Ceci reflète la maturité des entreprises de ce continent alors que le nombre d'entreprises en Europe est quasiment égal à celui des Etats-Unis.

Mesdames, Messieurs,

Nous voulons que le Maroc prenne part à cette nouvelle dynamique économique et pérennise son développement futur. Notre ambition est d'en faire un pays producteur de technologies et une place attractive pour l'investissement dans les secteurs technologiques.

Investir dans les biotechnologies et les technologies avancées de manière plus générale est aujourd'hui un défi qui peut devenir une réalité pour le Maroc avec l'engagement et la détermination de tous.

Pour cela, nous avons décidé dès à présent d'en faire une des priorités dans la recherche et développement avec pour ambition de positionner le Maroc sur la carte en tant qu'acteur dans ce domaine dans les prochaines années.

Comment y parvenir? Quelle stratégie de développement du secteur?

Le Ministère s'est engagé dans un ensemble d'actions en vue de créer un écosystème adéquat pour le développement des technologies avancées et notamment des biotechnologies en impliquant les institutions concernées, universités, et partenaires concernés.

Les principaux axes stratégiques pour le développement de cet écosystème favorable au développement des technologies avancées sont :

- Le développement de ressources humaines qualifiées
- Le développement d'infrastructures technologiques
- Le développement d'un tissu industriel dans les domaines technologiques
- Le développement d'un environnement réglementaire incitatif

Le développement de ressources humaines qualifiées :

Plusieurs actions sont en cours de mise en œuvre dans l'objectif de produire un plus grand nombre d'ingénieurs : plan de 10.000 ingénieurs, projets de création de nouvelles écoles d'ingénieurs et d'universités (école centrale, université internationale, etc.)

Le développement des infrastructures technologiques :

Il s'agit de mettre en place des infrastructures technologiques de standard international pour mener une R&D orientée marché.

C'est pour cette raison que le Maroc a décidé de créer MAScIR, une Fondation ayant pour mission de promouvoir une recherche et développement orientée marché dans les secteurs technologiques tels que la Microélectronique, les biotechnologies, les nanotechnologies et nanosciences, l'énergie, l'environnement, et l'économie numérique.

L'objectif étant de développer un pôle d'excellence technologique dans ces domaines autour d'une plateforme technologique de standard international, de favoriser la création de Start up technologiques, de produire de la propriété intellectuelle et industrielle et de former des ressources humaines de très grande qualité. Et pour la première fois, un budget conséquent de 500 Mdhs a été alloué aux projets technologiques dans ces secteurs et nous sommes déterminés à mobiliser et à lever davantage de fonds publics et privés à l'avenir.

Actuellement, trois centres de développement technologiques dédiés à la Microélectronique, la biotechnologie et les nanotechnologies ont été créés au sein de Mascir. Ils ont été équipés au standard international et dotés de ressources humaines qualifiées dans leur domaine. Chacun de ces centres a une feuille de route claire et devrait générer des livrables en termes de propriété intellectuelle dans les cinq prochaines années.

La feuille de route pour le développement des biotechnologies est en cours de finalisation en partenariat avec les acteurs dans le secteur, les experts au niveau international et l'appui d'un cabinet spécialisé au niveau mondial.

Elle est construite autour d'une part les points forts du Maroc dans le domaine et d'autre part le ciblage de projets permettant de répondre à des besoins spécifiques du pays tels que la biosécurité sanitaire et alimentaire.

Le développement d'un tissu industriel dans les domaines technologiques :

Le parc HighTech à Rabat Technopolis a été créé dans l'objectif d'attirer cette catégorie d'entreprises. L'idée est d'y développer un pôle d'excellence technologique, il est important, pour cela, que la proposition de valeur du Maroc intègre non seulement une offre de R&D mais des infrastructures technologiques et des parcs de standard international.

Dans le domaine de la Microélectronique, deux entreprises se sont déjà installées : NEMOTEK et LEAR.

Nous espérons voir également des entreprises dans le domaine des biotechnologies et des nanotechnologies s'y installer dans un futur proche.

Le développement d'un environnement réglementaire incitatif :

La stratégie de promotion de l'innovation est en cours de mise en œuvre depuis le mois de Juin 2009, elle prévoit plusieurs actions visant à promouvoir la R&D et les Start up technologiques.

Le Maroc possède des actifs ou des points forts pour investir dans les biotechnologies, il s'agit principalement de :

- l'existence d'une biodiversité unique,
- l'existence de chercheurs de grande qualité dans ce domaine à la fois au Maroc et à l'étranger,
- l'attraction de talents : il s'agit d'attirer les scientifiques marocains de renom au niveau de la diaspora marocaine dans les grands centres de recherche à l'étranger.
- l'existence d'un tissu industriel qui cherche des relais de croissance et qui manifeste une volonté de s'appuyer sur cette plateforme technologique.

Enfin, Nous souhaitons également attirer les meilleurs projets de recherche orienté marché au sein des universités, renforcer et multiplier des liens forts et les partenariats avec les instituts de recherche et les entreprises industrielles en tant qu'outil essentiel pour l'opérationnalisation de cette stratégie.

Je souhaite que le partenariat entre le tissu industriel et les institutions de recherche dans notre pays se multiplie et se développe car c'est cela qui permettra d'accroître l'effet de levier industriel et qui nous permettra de concentrer nos actions sur les domaines prioritaires. C'est à ces conditions que l'effort consenti par les pouvoirs publics portera pleinement ses fruits.

Enfin, il ne me reste que rappeler que notre présence aujourd'hui parmi vous ne peut qu'être témoin de notre volonté et notre profond engagement pour développer le domaine des biotechnologies au Maroc.

Je souhaite plein succès à ce symposium et vous remercie pour votre attention.



**Allocution du
Pr. Ahmed EL HASSANI**

*Directeur de l'Institut Scientifique, Rabat
Membre de l'Académie Hassan II
des Sciences et Techniques*



Mesdames, Messieurs, Chers Collègues,

Au nom du Président de notre université et en mon nom personnel, je voudrais exprimer le grand plaisir d'associer l'Université Mohammed V Agdal à l'ouverture des travaux du 2^{ème} Symposium International sur les Biotechnologies. Le Thème choisi «Biotechnologies environnementales : potentialités et enjeux pour le Maroc» intéresse bien sûr l'Institut Scientifique.

En effet, comme cela est indiqué dans la présentation de ce symposium : Les biotechnologies environnementales ont recours à l'action intégrée des sciences de la vie et des sciences de l'ingénieur pour exploiter la grande diversité biochimique et génétique des micro-organismes et des végétaux dans la réhabilitation et la préservation de l'environnement ainsi que dans la gestion durable des ressources naturelles.

Je voudrais dire alors que l'Institut Scientifique, de part sa vocation œuvre à développer un esprit de recherche scientifique dans ce domaine (celui des biotechnologies), aux seins de certaines de ses structures de recherches, se basant en cela sur d'importantes bases de données acquises depuis de le début du siècle dernier.

Nous nous sommes engagés à l'Institut Scientifique à développer cet esprit de recherche qui n'est plus la connaissance pure et désintéressée des secrets de la Nature, mais plutôt l'apprentissage, par l'observation attentive et continue, des processus de fonctionnement et de régénérescence de cette Nature, des méthodes de son organisation pour assurer à l'Homme une vie de confort et de bien-être.

Je pense que l'esprit scientifique, que nous nous efforçons de développer au sein de notre université, devrait toujours nous inciter à analyser, découvrir, rechercher et recommander tout en établissant des ponts d'échanges et de communications entre nous chercheurs marocains et aussi avec les pays avancés dans ce domaine. Nous devrions également conseiller la solidarité et la modération dans l'exploitation de la Nature par l'utilisation de la technologie non-destructrice, en somme, une technologie à visage humain.

Pour finir je voudrais remercier nos partenaires et aussi féliciter le Comité d'organisation et souhaiter plein succès aux travaux de ce symposium.

Je vous remercie pour votre attention.



**Allocution du
Pr. Omar ASSOBBEI**

*Université Chouaib Doukkali, El Jadida
Académie Hassan II des Sciences et Techniques, Rabat
Comité d'organisation*



Mesdames et messieurs,

C'est avec un réel plaisir que je prend la parole au nom du comité d'organisation du 2^e symposium international des biotechnologies au Maroc pour vous remercier d'avoir accepté notre invitation et d'avoir fait le voyage jusqu'à El Jadida.

Le 2e SIB est organisé conjointement par l'université Chouaib Doukkali d'El Jadida et l'université Mohamed V Agdal de Rabat (Institut Scientifique) avec le parrainage et le soutien de l'académie Hassan II des sciences et techniques. Ce symposium fait suite à celui organisé l'année dernière à Rabat sur les biotechnologies médicales.

Je dois aussi m'excuser auprès de tous les collègues qui ont voulu contribuer a ce symposium par des communications orales et qui ont été refusées. Je précise qu'elles ont été refusées non pas pour leur qualité ou leur pertinence par rapport au sujet du symposium mais elles étaient refusées en raison du format particulier de ce dernier. En effet, le 2^e SIB est organisé sous forme de conférences plénières de synthèse couvrant différents thèmes des biotechnologies de l'environnement, en particulier, le traitement des eaux usées, le traitement des déchets solides et le traitement de l'air en consacrant un temps relativement important aux discussions, comme vous pouvez le constater sur le programme.

Comme vous le savez, les biotechnologies de l'environnement sont des outils de choix pour :

- évaluer les niveaux de pollution et l'impact des activités anthropiques sur l'environnement;
- concevoir et mettre en place des technologies efficaces et à faible coût pour réduire, voire éliminer, les pollutions de différentes natures;
- concevoir des méthodes de production industrielle respectueuses de l'environnement (bioproduits).

Je me permet de vous rappeler que ce symposium a pour objectifs :

- de faire l'état de l'art en matière de biotechnologies environnementales aux échelons mondiale et nationale,
- d'élaborer un plan d'action pour développer ce secteur de la recherche au Maroc.

Ce symposium est aussi l'occasion pour la communauté scientifique de contribuer au débat mondiale sur le changement climatique et de mettre en exergue le rôle prépondérant des biotechnologies pour relever les défis de développement durable. Les biotechnologies est l'un des secteurs dont le marché connaît une forte croissance dans le monde. C'est une thématique de très grande pertinence scientifique; et où notre pays au même titre que beaucoup de pays dans le monde accuse d'importants retards.

Le 2^e SIB est une excellente opportunité d'approfondissement de la réflexion dans ce domaine, de rencontres, d'échanges d'informations et de points de vue, d'expériences entre chercheurs et opérateurs socioprofessionnels de différents pays pour promouvoir ce type de technologies.

Le symposium concrétise également la volonté des chercheurs de développer la coopération, le partenariat au service de la valorisation de la recherche scientifique et de contribuer à la réalisation des objectifs des nouvelles orientations de la politique environnementale du pays clairement évoquée par Sa Majesté le Roi à l'occasion de discours du trône (juillet 2009).

Pour clore mon intervention, je voudrais remercier chaleureusement :

- tous les conférenciers invités qui se sont déplacés de l'étranger et remercier par la même occasion l'Académie Hassan II des Sciences et Technique pour avoir pris en charge leur voyage et leur hébergement;
- mes collègues et amis, conférenciers marocains, qui ont répondu sans hésitation à notre invitation;
- tous les collègues et les représentants de toutes les institutions et les professionnels qui sont parmi nous aujourd'hui pour enrichir les débats et réussir ensemble les travaux de ce symposium;
- tous les membres du comité d'organisation pour l'effort colossal fourni pour organiser ce symposium dans un contexte plein d'incertitudes eut égard aux difficultés que nous avons rencontré tout le long de sa préparation. Si ce symposium a lieu aujourd'hui, c'est aussi grâce à eux.

Mes vifs remerciements s'adressent à l'ensemble des partenaires qui ont contribué à l'organisation de ce symposium, en particulier :

- l'Académie Hassan II des sciences et techniques;
- le Ministère de l'éducation nationale, de l'enseignement supérieur, de la formation des cadres et de la recherche scientifique;
- l'Office national de l'eau potable;
- le Ministère de l'industrie, du commerce et des nouvelles technologies;
- le Secrétariat d'état chargé de l'eau et de l'environnement;
- le pôle de compétences REMER;
- le pôle de compétences Eau et environnement
- le pôle de compétences microbiologie du sol et biotechnologies des plantes;
- la société GENOME BIOTECHNOLOGIE;
- la société COSUMAR;
- la société TOP SCIENCE;

- l'Association marocaine de limnologie;
- et tous ceux de loin ou de près qui ont contribué à l'organisation de cette manifestation.

Avant de finir, je tiens à remercier chaleureusement le Directeur de l'Ecole Nationale de Commerce et de Gestion d'El Jadida et son personnel qui ont bien voulu mettre à la disposition de notre symposium, à la dernière minute, toute cette infrastructure.

Je vous souhaite un agréable séjour dans cette belle ville El Jadida que nous aimons tous.

Merci de votre attention.



Biotechnologies, traitement des eaux usées et des déchets solides

Albert SASSON

Académie Hassan II des Sciences et Techniques, Rabat



Définition

Sous la dénomination de biotechnologies «blanches» par opposition aux biotechnologies médicales et pharmaceutiques, qualifiées de «rouges» et à celles qui s'appliquent aux végétaux et à l'agriculture, dites «vertes», on regroupe, d'une part, des techniques de production d'un large éventail de composés d'origine biologique et non pétrochimique (enzymes, biopolymères, acides organiques, antibiotiques synthétisés par des procédés non chimiques, agrocarburants) destinés aux industries alimentaires, textiles, de traitement des cuirs, de fabrication de détergents; d'autre part, l'ensemble des procédés biologiques permettant de lutter contre la pollution (traitement des eaux usées, des effluents industriels et des déchets solides, ayant recours aux micro-organismes ou aux végétaux – biorémédiation et phytoremédiation – ou permettant aussi d'extraire des métaux de leurs minerais par voie biologique (biolixiviation du cuivre, par exemple) et non physico-chimique (on parle aussi de biométallurgie).

La biotechnologie industrielle blanche ou «chimie verte» ambitionne de remplacer en partie les usines polluantes de l'industrie chimique qui repose sur l'utilisation des hydrocarbures. En 2007, on a estimé que les ventes des produits dérivés de cette biotechnologie avaient atteint US\$140 milliards et que 6% de l'ensemble des produits chimiques provenaient de cette biotechnologie. Selon Steen Riisgaard, directeur général de la compagnie biotechnologique Novozymes, connue pour la production industrielle d'enzymes, l'avenir est à des bioraffineries produisant des biocombustibles et d'autres composés à partir de la biomasse et des déchets agricoles. Une autre compagnie spécialisée en biotechnologie industrielle depuis plusieurs années, DSM, basée à Heerlen aux Pays-Bas, avait commencé à produire les enzymes pour l'industrie fromagère dans les années 1990 ainsi que des acides gras oméga-6 pour des aliments pour nourrissons; elle mit ensuite au point un procédé biologique pour synthétiser la céphalosporine, beaucoup moins polluant que les procédés chimiques. Récemment, la compagnie a produit par voie biologique l'acide succinique ($C_4H_6O_4$), utilisé dans la fabrication de biopolymères pour l'agriculture, des sels décongelants, des esters, des résines et des agents de régulation de l'acidité des aliments. L'acide succinique est généralement synthétisé à partir du pétrole ou du gaz naturel. Le procédé biologique de synthèse de l'acide succinique à partir d'amidon utilise 40% moins d'énergie et produit moins de gaz carbonique que le procédé de synthèse à partir d'hydrocarbures.

I- Traitement des eaux polluées

1-1- Nature et origines de la pollution des eaux

On sait que l'eau est devenue une ressource rare. Alors que la population du globe a doublé au cours des cinquante dernières années, la consommation de l'eau a triplé. Dans les pays développés, les techniques de traitement des eaux usées ainsi que diverses méthodes ou procédés économiques ont permis de faire baisser la consommation d'eau par personne, par exemple en France de 200 litres par jour il y a 25 ans à 135 litres par jour actuellement.

Toutefois, les sécheresses récurrentes, la surpopulation et l'extension de l'irrigation ont conduit les ingénieurs à mettre au point des procédés innovants de recyclage de l'eau usée, après l'avoir purifiée et remise dans le circuit de consommation, surtout agricole et industriel. C'est ainsi, par exemple, que le premier ministre du Queensland, en Australie, a rendu ce recyclage obligatoire, dans une province qui a connu en 2007 cinq années de sécheresse, la pire de l'histoire de l'Australie. A Singapour, à Londres ou en Namibie, l'eau consommée provient pour une large part des fleuves où sont rejetés les effluents traités par les stations d'épuration situées en amont des lieux de prélèvement. En effet, comme l'a affirmé Bruce Durham, directeur des ressources alternatives chez Veolia, «même l'eau usée est de l'eau à 99%, ce qui compte n'est pas tant son histoire que sa qualité».

Il faut rappeler que 40% de l'humanité n'a pas accès à un approvisionnement adéquat en eau, ni à des systèmes d'assainissement, selon les Nations Unies. Les besoins d'investissement sont considérables dans ce domaine, non seulement dans les pays en développement, mais aussi dans les pays industrialisés. C'est ainsi que les Etats-Unis devront dépenser US\$41 milliards par an jusqu'en 2019 pour entretenir leurs infrastructures relatives à l'eau, –d'après une étude du Bureau du budget du Congrès– soit près du double de la somme de US\$21,6 milliards investie en 1999.

Cela explique les chiffres d'affaires considérables relatifs à la fourniture de l'eau et au traitement des eaux usées au niveau municipal dans le monde : US\$465 milliards par an en 2005, et de l'ordre de US\$1,2 trillion en 2015, soit près du triple, selon JP Morgan.

Quant à la nature et aux origines de la pollution des eaux, on distingue généralement deux catégories : les macro et micropolluants. Parmi les premiers, qui ne présentent pas de danger majeur tant que leur concentration reste faible, on trouve :

- les matières azotées, au premier rang desquelles les nitrates, qui proviennent notamment des engrais agricoles (en France, au début des années 2000, 55% des nitrates provenaient de l'agriculture, 35% des particuliers et 10% de l'industrie);
- les matières organiques, rejetées par les collectivités et les élevages;
- le phosphore, provenant des activités domestiques et agricoles (en France 25% du phosphore proviennent de l'agriculture, 25% de l'industrie et 50 % des particuliers).

L'excès d'azote et de phosphore provoque l'eutrophisation des milieux aquatiques, qui se manifeste par la profération de microalgues et la raréfaction d'oxygène.

Selon les données de l'Institut français de l'environnement (IFEN), la situation s'est globalement améliorée au niveau des macropolluants depuis le début des années 1990, sauf pour les nitrates, dont la teneur reste préoccupante dans la moitié des points de contrôle des cours d'eau.

Les micropolluants peuvent être toxiques, même à faible dose. Les plus courants sont les pesticides (90% provenaient de l'agriculture en France au début des années 2000, et 10% des particuliers et de l'industrie), les métaux, les polychlorobiphényles (PCB ou pyralènes), les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) ainsi que les substances dites «émergentes», telles que les résidus médicamenteux, des composés bromés, les dioxines, le benzène, etc.

La présence fréquente des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), qui proviennent de la combustion de produits pétroliers, est une préoccupation générale des responsables du traitement des eaux. Les PCB sont interdits dans l'Union européenne, mais ils se sont accumulés dans les sédiments des rivières, car ils sont le résultat d'une pollution historique d'origine industrielle.

Face à la pollution des eaux, l'Union européenne a adopté en l'an 2000 la directive cadre sur la gestion des eaux (DCE), au niveau du Parlement et du Conseil européens. En 2001, une liste de 33, puis de 41 substances prioritaires dont la concentration dans les eaux a été plafonnée, a été fixée. Cette liste devait être complétée un 2008. L'évaluation de l'état initial des masses d'eau par les Etats membres de l'Union Européenne a été décidée en 2005; des plans permettant de parvenir à un bon état des eaux ont été adoptés en 2009; ce «bon état écologique des eaux» était l'objectif pour 2015, avec toutefois la possibilité de reports ou de dérogations.

L'assainissement des eaux demeure une très haute priorité un Afrique. Pour Alexis Bonnel, de l'Agence française de développement, «si payer l'eau potable entre peu à peu dans les mœurs, on n'en est pas encore là pour le traitement des eaux usées». Il est vrai qu'à la périphérie des villes africaines où se déversent les eaux usées des centres urbains, on a affaire à des égouts à ciel ouvert. Ces derniers véhiculent plusieurs agents pathogènes – vibron cholérique, salmonelles, shigelles, etc.– qui sont la cause d'une mortalité élevée, particulièrement chez les enfants. A. Bonnel affirme que les nouveaux financements d'accès à l'eau comportent désormais des fonds pour l'assainissement. C'est le cas en milieu rural, grâce aux campagnes de sensibilisation à l'hygiène et à la construction de latrines. En revanche, en milieu urbain, le déficit demeure préoccupant : «sur l'ensemble de l'Afrique subsaharienne, Afrique du Sud exceptée, il n'y avait en 2006 que deux réseaux d'assainissement d'eau collectifs : l'un à Ouagadougou, au Burkina Faso, et l'autre à Abidjan. A Lagos, au Nigeria, où vivent plus de 15 millions d'habitants, il n'y avait rien», déclare A. Bonnel.

L'Afrique est certes un cas d'école, mais la pollution des eaux du Gange, en Inde, est à la dimension de ce très grand fleuve : un million de litres d'eaux usées se déversent

chaque minute dans le Gange, dont dépendent 300 millions d'Indiens. Cette pollution reste préoccupante, malgré le milliard d'euros investi dans l'assainissement par l'Inde vers le milieu des années 2000.

1.2. Stations d'épuration des eaux

a. Exemple de l'épuration des eaux usées de l'agglomération parisienne

Bâtie en 1940, la station d'épuration d'Achères qui traite les eaux usées de Paris, est la plus ancienne d'Europe. Elle disputa longtemps le titre de plus grande station d'épuration du monde à celle de Chicago. Dès le 19^{ème} siècle, les ingénieurs des eaux de Paris avaient choisi la plaine d'Achères pour sa situation idéale en aval de la capitale. Elle était en effet assez vaste pour qu'on y épande des rejets d'une grande ville et, surtout, à une altitude inférieure à celle de la capitale, ce qui favorisait l'écoulement par gravité des effluents. Les cinq grands réseaux d'égouts de la capitale s'y jetaient. Paris acheta donc toute la plaine, parcelle par parcelle, entre 1895 et 1905, afin d'augmenter les capacités d'épuration au fur et à mesure de la croissance de sa population. Ainsi s'explique le choix de ce site pour la construction de la première station d'épuration.

A l'usine Seine aval à Achères, coexistent des installations correspondant aux différentes phases de réalisation de la station d'épuration depuis 1940. L'unité de traitement des eaux résiduaires issues de la dépollution des eaux date de 1972.

En 1970 est né le Syndicat interdépartemental pour l'assainissement de l'agglomération parisienne (SIAAP), lors de la réorganisation administrative de la région parisienne. Aujourd'hui, le SIAAP transporte et dépollue les eaux usées et les eaux pluviales de l'ensemble des départements des Hauts-de-Seine, de la Seine-Saint-Denis, du Val-de-Marne et de Paris, ainsi que de 180 communes de l'Ile-de-France. Il s'agit donc d'un territoire de 2.000 km², dont la moitié est urbanisée. Les effluents de 8,5 millions de personnes sur les 12 millions vivant en Ile-de-France sont traités par le SIAAP, dont la mission est de préserver et d'améliorer la qualité des eaux de la Seine et de la Marne. Le SIAAP a modifié son organisation et rééquilibré la répartition des eaux à traiter en construisant de nouvelles stations d'épuration afin de soulager celle d'Achères.

Par temps sec, 3 millions de m³ d'eaux usées sont traitées dans les cinq sites d'épuration suivants :

- Seine aval à Achères, capacité de traitement : 1.700.000 m³ par jour;
- Seine amont à Valenton, capacité de traitement : 600.000 m³ par jour;
- Seine centre à Colombes, capacité de traitement : 240.000 m³ par jour;
- Seine Grésillons à Triel-sur-Seine, capacité de traitement : 100.000 m³ par jour, extension à 300.000 m³ par jour en 2015;
- Marne aval à Noisy-le-Grand, capacité de traitement : 30.000 m³ par jour, extension à 75.000 m³ par jour en 2009.

Les volumes indiqués s'entendent hors temps de pluie. La station d'Achères ne traite plus que 1,7 million de m³ d'eaux usées par jour, contre 2,1 millions de m³ par jour au début des années 1990, à la suite de la mise en service des quatre autres stations d'épuration.

La modernisation du site d'Achères s'est accompagnée de l'introduction de nouvelles technologies pour traiter encore plus complètement les diverses formes de pollution des eaux. Alors que les bassins biologiques n'avaient pour effet que d'abaisser les taux de carbone, la mise en service en 2000 de l'unité de clarifloculation – un procédé physico-chimique – a fait baisser de 70% les teneurs en phosphores. Une telle réduction a permis d'éviter l'eutrophisation des eaux de la Seine. Avec l'unité de traitement des pollutions azotés, 70% de celles-ci seront éliminées en 2011 (contre 10% actuellement). Le SIAAP s'efforce d'améliorer encore les traitements, anticipant l'application probable de normes relatives à l'état bactériologique des rejets. Il s'agit aussi d'améliorer le traitement de l'eau par temps d'orage.

En septembre 2007, un débat public a été organisé sur le projet de refonte de la station d'épuration Seine aval à Achères, avec pour objectif final, atteindre le «zéro nuisance». Les installations futures devront être insonorisées, l'air rejeté dans l'atmosphère devra être préalablement désodorisé et l'architecture générale favorisera l'intégration des installations dans l'environnement. En effet, la station est située au milieu d'un espace d'environ 900 hectares entre la Seine et la forêt de Saint-Germain. Ce territoire est une zone naturelle d'intérêt faunistique et floristique (ZNIEFF) de première importance. En concentrant les installations de dépollution de l'eau et de traitement des boues dans des bâtiments compacts, la refonte de la station offre l'occasion de rendre une partie du site (300 hectares environ) à son environnement naturel et social, participant ainsi à la requalification de la plaine d'Achères et à un nouvel aménagement du territoire. Devant la nouvelle unité qui s'étend sur 10 hectares, 27.000 arbres et arbustes ont été plantés pour former un écran végétal, tandis que 18 hectares d'anciens champs d'épandage sont occupés par du lavandin.

Au sud de Paris, à Valenton, la station d'épuration traite 600.000 m³ d'eaux usées par jour et convertit les boues résiduelles en 82.000 tonnes d'agrégats combustibles, qui fournissent 80% de la consommation annuelle d'énergie de la station.

En France, où selon un rapport de la Commission européenne, 65% seulement des eaux usées étaient traitées biologiquement, contre 86% dans l'ensemble de l'Europe en 2005, deux compagnies, Suez Environnement et Veolia Eau, sont les acteurs quasi-exclusifs des opérations de traitement de l'eau. Veolia est la première compagnie mondiale de gestion des services de l'eau. En 2006, son chiffre d'affaires avait augmenté de 10,4% pour atteindre US\$13,2 milliards, et ses profits avaient progressé de 16,7% à US\$1,5 milliard. Quant à Suez, plus de la moitié de son chiffre d'affaires de 2006 (US\$14,9 milliards) provenait de ses opérations dans le domaine de l'eau, ce qui en faisait le second acteur mondial.

Les deux compagnies françaises se sont développées à partir de concessions obtenues au 19^{ème} siècle. La Compagnie générale des eaux, qui est devenue Veolia, a été créée en 1853, lorsque des conseillers de l'empereur Napoléon III accordèrent une concession à un groupe d'investisseurs pour fournir de l'eau à la ville de Lyon. Le succès à la Bourse de Paris fut tel que la compagnie créa sa propre banque, la Société Générale. La banque concurrente, le Crédit Lyonnais, créa en 1880 la Lyonnaise des Eaux, qui est l'opérateur de Suez en matière d'eau. Bien que les liens avec les deux banques n'existent plus, les deux compagnies ont joué un rôle important dans l'économie et la vie politique de la France.

Suez construisit le canal de Suez, mais après nationalisation de ce dernier en 1956, la compagnie devient essentiellement un opérateur financier. Elle fut nationalisée en 1982 par le gouvernement socialiste, puis reprivatée en 1987, un an avant que la compagnie n'acquière une part importante de l'industrie électrique belge, grâce à la fusion avec la Société Générale de Belgique. La Lyonnaise des Eaux et Suez fusionnèrent complètement en 1997 et prirent le nom de Suez en 2001.

Quant à l'histoire de Veolia, elle n'est pas moins compliquée que celle Suez. A partir de 1994, la Compagnie générale des eaux se diversifia dans le domaine de la communication de façon spectaculaire, mais cet empire (Vivendi Universal) s'effondra en 2002, croulant sous les dettes. Les services d'environnement se séparèrent de l'ensemble Vivendi pour créer Veolia.

Veolia a considérablement accru son expansion mondiale. Selon Antoine Frérot, directeur de Veolia Eau, alors que vers la fin des années 1990, 85% des activités de la compagnie se faisaient en France, dix années plus tard cette proportion était tombée à 45%. Dans une décennie, la croissance annuelle de Veolia sur le marché de l'eau serait de l'ordre de 3% en France, contre 15% à 20% en Chine et en Amérique du Nord.

Les Chinois se préoccupent de plus en plus de la grave pollution de leurs fleuves et aquifères, conséquence d'une urbanisation accélérée. Chaque année, en effet, 20 millions de nouveaux citoyens viennent accroître l'extension des villes. Les autorités redoublent d'efforts pour améliorer leurs infrastructures de traitement, d'assainissement et de dépollution des eaux. Veolia a 19 opérations conjointes en Chine, tandis que Suez en a 21 (2006) et se charge de distribuer l'eau à Chongqing, la quatrième ville de Chine (32 millions d'habitants).

Aux Etats-Unis, la filiale de Suez, United Water, située dans le New Jersey, a des contrats dans 19 Etats en vue de desservir 7 millions personnes (2006).

b. Techniques de traitement

Le traitement des eaux usées, en particulier de celles qui sont d'origine domestique, comprend des procédés physico-chimiques (floculation, précipitation et sédimentation), mais surtout une biorémédiation qui, grâce à l'activité des micro-organismes aérobies, dégrade la matière organique. La dénitrification permet aussi de décomposer les nitrates. Les métaux, les pesticides et autres composés organiques doivent faire l'objet de traitements particuliers.

La filtration des eaux usées à travers des bassins de graviers ou de sable, plantés de roseaux, offre aux bactéries un environnement favorable pour oxyder la matière organique et l'azote ammoniacal. L'ingénieur allemand Dick Esser a créé en 1991 la Société d'ingénierie nature et technique (Sint), pour promouvoir cette méthode d'assainissement. Il a contribué à la développer au sein du CEMAGREF. Le système a été breveté sous le nom de Phragmifiltre. L'eau ainsi traitée est apurée à 98% et peut être rejetée dans le milieu naturel. Ce système d'épuration nécessite de l'ordre de 2 à 6 m² par habitant, mais il est facile à entretenir, il ne nécessite pas d'électricité si la pente du terrain permet à l'eau de percoler par gravité. Il représente donc pour les petites collectivités, jusqu'à 2.500

habitants, une solution respectueuse de l'environnement. La société Sint, qui emploie une quinzième de salariés entre Montromant (Rhône) et Aix-les-Bains (Savoie), avait équipé plus de 400 communes jusqu'au milieu de l'année 2006.

La stérilisation des eaux traitées par des rayonnements ultraviolets est un procédé rapide qui permet de rendre l'eau potable ou en tout cas réutilisable dans des procédés industriels ou agricoles. La société RER, créée il y a plus d'une vingtaine d'années et basée à Oullins près de Lyon, commercialise des systèmes de stérilisation des eaux pour éliminer virus et bactéries. Cette technique convient au traitement des eaux de piscine, de collectivités (châteaux d'eau) et des eaux recyclées pour l'agriculture ou l'industrie. La société emploie une dizaine des personnes et réalise un chiffre d'affaire annuel d'environ 2 millions d'euros (2006).

Le traitement des eaux usées dans les stations d'épuration produit des boues résiduelles, dont l'élimination est un des défis majeurs de l'assainissement. Les biotechnologies environnementales contribuent depuis plusieurs années à l'amélioration des procédés de traitement de ces boues, par voie aérobie et anaérobie. Stereau, une filiale du groupe Saur, recourt à des champignons sélectionnés à partir de boues pour leur efficacité à les dégrader. Ces travaux ont été effectués en partenariat avec la société Biovitis, spécialisée dans les cultures de champignons pour l'industrie agroalimentaire. Ce procédé de biorémédiation qui utilise une microflore fongique efficace, permet de réduire de 30% à 40% le volume des boues produites par une station d'épuration. Le procédé, baptisé Mycet, a donné lieu au dépôt de plusieurs brevets, et il peut être installé dans n'importe quelle station. Des villes comme Nîmes et La Baule en sont équipées. Les résidus du traitement des boues sont utilisables en épandage comme fertilisant (ils sont légèrement plus concentrés en phosphore).

c. Biodiversité microbienne et biotechnologies environnementales

A l'instar de plusieurs institutions de recherche dans le monde, dont le Craig Venter Institute (J.Craig Venter a été le co-découvreur du premier séquençage du génome humain), le Centre national de séquençage d'Evry (Essone, dans région parisienne), aussi appelé Génoscope, a réorienté une partie de ses activités vers l'étude systématique des micro-organismes. « L'exploration de la biodiversité microbienne passe par le séquençage des génomes des micro-organismes, car aujourd'hui on ne sait cultiver que 1% des microbes connus », selon Jean Weissenbach, directeur du Centre. Ces travaux de séquençage et de découverte d'un monde largement inconnu représentaient, en 2006, 20% à 25% du budget de l'établissement, qui s'élevait à 13 millions d'euros. L'objectif de ces travaux, est identifier les gènes qui pourraient avoir des applications industrielles, par exemple ceux qui gouvernent la synthèse de certaines enzymes du métabolisme microbien. Le nombre de gènes bactériens différents, toutes espèces confondues, pourrait atteindre ou même dépasser les 10 milliards.

C'est ainsi que le Génoscope a entrepris des recherches sur les gènes des bactéries impliquées dans le traitement des eaux usées. Il s'agit du projet Cloaca Maxima, du nom du grand égout de Rome, auquel contribue le séquençage du génome de la bactérie *Kuenenia stuttgartiensis*, qui intervient dans cycle de l'azote. Les résultats de ces travaux ont été publiés dans la revue *Nature* du 6 avril 2006. Cette bactérie appartient au groupe

des «annamox», qui oxydent l'ammoniaque et les composés ammoniacaux issus de la dégradation de la matière organique en azote, et cela en l'absence d'oxygène. L'utilisation de cette bactérie dans le traitement des eaux usées permettrait de simplifier le procédé par rapport aux techniques conventionnelles et d'en abaisser le coût de façon marquée.

II. Traitement des déchets solides

2.1. Volume des déchets

Dans le monde «occidental», chaque personne produit en moyenne 500 kg de déchets municipaux par an. Et cela n'est que la pointe visible de l'iceberg. Par exemple, au Royaume-Uni, les déchets municipaux produits par les ménages et les commerces ne représentent que 24% du total. En effet, tant les pays développés que ceux en développement produisent de grandes quantités de débris de démolition et de construction, d'effluents industriels, de déchets agricoles et de terrils miniers. Par exemple, l'extraction de la quantité d'or suffisante pour confectionner une alliance de mariage génère 3 tonnes de déchets miniers.

Les habitants des 27 pays de l'Union européenne ont généré, chacun, en moyenne, 522 kg de déchets municipaux en 2007, selon les données publiées, le 9 mars 2009, par l'Eurostat, l'office statistique de l'Union européenne. Depuis l'an 2000, la quantité de déchets municipaux produits dans l'Union s'est stabilisée : en 2000, 524 kg en moyenne par habitant et, en 2006, 523 kg. Le Danemark a produit 801 kg par habitant, alors que la Tchécoslovaquie en a produit 294 kg par personne. Les déchets municipaux comprennent les ordures ménagères, mais aussi les déchets provenant des collectivités territoriales, des commerçants et des petites entreprises, collectés dans les mêmes circuits que ceux qui ramassent les déchets des ménages. En 2007, 42% de ces déchets ont été mis en décharge (en moyenne), 20% ont été incinérés (53% au Danemark et 36% en France), 22% recyclés (46% en Allemagne et 34% en Irlande) et 17% compostés (38% en Autriche et 23% en Belgique). Avec 541 kg par habitant, la France était proche de la moyenne européenne, mais elle en était éloignée par la place donnée à l'incinération : 36% des déchets municipaux ont été incinérés, 34% mis en décharge, 16% recyclés et 14% compostés.

Ces volumes de déchets sont considérables. Leurs nuisances sont nombreuses, notamment pour la santé des habitants qui vivent à proximité des décharges; des composés toxiques peuvent passer dans l'eau et les sols, ou encore contaminer l'air lorsque les déchets sont incinérés. Ces déchets sont à l'origine de 4% des émissions de gaz à effet de serre sur le plan mondial, en particulier sous forme de méthane provenant de la décomposition des déchets alimentaires et qui n'inclut pas le méthane produit par les lisiers des animaux d'élevage et par d'autres déchets agricoles.

Le volume de déchets est corrélé à l'accroissement de l'économie, et en particulier à l'extension de l'urbanisation. Au point que les compagnies impliquées dans le traitement des déchets envisagent un grand développement de leurs activités dans des pays comme l'Inde, la Chine et le Brésil, qui de nos jours dépensent seulement US\$5 milliards par an pour collecter et traiter leurs déchets municipaux. Les pays riches, quant à eux, dépensent quelque US\$120 milliards par an pour traiter leurs déchets municipaux et US\$150 milliards par an pour traiter les déchets industriels, selon de l'institut de recherche français CycloPe.

2.2. Les décharges de déchets

Les déchets peuvent être enterrés, incinérés ou recyclés. L'épandage et l'accumulation des déchets dans des décharges remontent à l'antiquité, puisque les habitants de Cnossos, en Crète, 3000 ans avant J.C., recouvraient d'une couche de terre ou de débris les déchets encore en décomposition afin de lutter contre les mauvaises odeurs et la vermine. L'accroissement des volumes de déchets mis en décharge cause plusieurs problèmes. En premier lieu, l'espace disponible. Dans certains pays, cet espace existe : aux Etats-Unis, la capacité des décharges existant actuellement pourra durer une vingtaine d'années. En revanche, dans des pays à très haute densité humaine, comme le Japon ou Singapour, l'espace disponible est plus rare.

Mais même lorsque l'espace est disponible, les populations locales sont souvent opposées aux décharges publiques, parce qu'elles peuvent porter préjudice à leur santé et à l'environnement. Le méthane produit par la matière organique en décomposition peut s'enflammer ou causer des explosions. L'impact de ce gaz sur l'atmosphère est aussi très négatif, puisqu'il est 21 fois plus puissant que le gaz carbonique comme gaz à effet de serre. La décomposition des déchets mis en décharge peut aussi produire de l'ammoniaque, qui peut rendre l'eau non potable ou empoisonner poissons et amphibiens.

La production d'acides par les bactéries qui décomposent les déchets organiques peuvent, si leur concentration est élevée, dissoudre des métaux lourds comme le plomb ou le cadmium, et ces derniers peuvent être entraînés par la pluie dans les nappes phréatiques ; et de là dans l'eau potable et la chaîne alimentaire.

Dans les pays «occidentaux» et bien que cela soit réglementé de plus en plus strictement, on retrouve dans les déchets des ménages des composés dangereux : peintures et piles contenant du plomb, du mercure provenant des thermomètres et des ampoules, des matériaux électroniques, des pesticides provenant du jardinage, des solvants et de l'huile de lubrification des moteurs. Aucun de ces produits ne devrait se retrouver dans les décharges, mais en fait on y en trouve beaucoup.

Les pays les plus riches du monde produiraient quelque 150 millions de tonnes de déchets industriels dangereux par an. Dans les années 1960 et 1970, une série de graves accidents causés par des déchets toxiques obligeaient les gouvernements des pays riches à réguler de façon plus stricte la décharge des déchets. Au Japon, par exemple, la décharge de composés chargés en mercure dans la baie de Minamata causa la mort d'au moins un million de personnes et plus de 10.000 furent atteints de maladies neurologiques. Aux Etats-Unis, à Love Canal, près de Niagara Falls, on se rendit compte que les maisons avaient été construites au-dessus de formations argileuses qui contenaient des déchets d'une usine chimique. A la suite d'une forte augmentation de malformations à la naissance et des fausses-couches, le gouvernement a dû évacuer plus de 800 familles et les loger ailleurs. La plupart des gouvernements «occidentaux» ont imposé des règles strictes pour réduire la pollution provenant des décharges publiques. Par exemple, en janvier 2009, les compagnies et les municipalités qui avaient placé des déchets dangereux dans une décharge du New Jersey, causant ainsi la pollution locale des eaux souterraines, acceptaient de payer US\$100 millions pour couvrir les coûts d'assainissement.

Un exemple d'aménagement efficace des décharges publiques est celui de la décharge de Pitsea, sur les rives de la Tamise, près de Londres. Seuls les déchets solides municipaux et commerciaux y sont déversés, car la réglementation de la Commission européenne interdit le mélange des déchets solides et liquides, ainsi que celui des déchets dangereux et non toxiques. La décharge est située sur une strate d'argile naturelle qui est plus ou moins imperméable. Veolia Environnement, qui est le propriétaire de la décharge, a construit un mur souterrain d'argile imperméable autour du site, qui est assez profond pour atteindre la strate d'argile naturelle. L'objectif est de rendre étanche la décharge par rapport aux marais environnants et au fleuve, empêchant ainsi tout écoulement de liquide provenant des déchets. D'autres décharges utilisent des couches de matière plastique pour les rendre étanches, lorsqu'elles ne disposent pas d'argile ou qu'elles ne sont pas entourées d'une strate d'argile naturelle. Dans le cas de la décharge de Pitsea, un système de fossés et de drains collecte les liquides émanant des déchets, qui sont pompés et traités dans une usine. Avant d'être renvoyées dans la Tamise, les eaux traitées doivent répondre à des normes strictes, concernant notamment les concentrations d'ammoniaque, de métaux lourds et de tout composé chimique qui causerait un déficit en oxygène.

Veolia doit aussi récupérer le méthane émis par la décharge, ce qui a nécessité le creusement d'un millier de puits à intervalles réguliers sur le site d'une superficie de 120 hectares. Le méthane sert à actionner une dizaine de turbines, qui génèrent chacune 14 MW d'électricité. Veolia s'engage aussi à ce que le traitement des effluents de la décharge soit poursuivi, que le gaz méthane continue d'être récupéré, que l'état de l'environnement soit surveillé et que tout dommage soit réparé, une fois la décharge fermée en 2015. Le financement de toutes ces garanties correspond à 10% - 15% du coût de traitement d'une tonne de déchets, autour de £25. La responsabilité de Veolia reste engagée aussi longtemps que la décharge continue de produire des effluents ou du méthane.

2.3. Incinération des déchets

L'incinération des déchets produit dans la fumée des substances toxiques dont plusieurs sont les mêmes que celles rencontrées dans les décharges. L'azote et le soufre contribuent aux pluies acides, tandis que les particules de suie provoquent des problèmes respiratoires. En outre, l'incinération de déchets organiques produit des dioxines et des furanes, qui sont probablement cancérigènes et qui affectent les systèmes nerveux immunitaires. A la suite de l'incinération, les cendres sont généralement transportées dans des décharges.

Ceux qui sont en faveur de l'incinération des déchets qualifient les unités d'incinération d'usines de production d'énergie à partir des déchets. L'une des plus grosses du monde est celle du Fairfax County, dans l'Etat de Virginie, qui traite 1 million de tonnes de déchets municipaux par an, soit un peu plus que la décharge de Pitsea en Angleterre. Cette unité d'incinération génère jusqu'à 80 MW, soit assez d'énergie pour satisfaire les besoins de 75.000 foyers.

Pour éliminer les dioxines, la réglementation exige que la température atteigne au moins 1.800°F. Des filtres permettent de retirer les oxydes de soufre et d'azote, les métaux lourds et la suie. Toute l'eau utilisée est traitée dans l'usine qui fait partie des installations d'incinération, tandis que les cendres sont entreposées sur une décharge publique adjacente, occupant seulement 10% du volume initial de déchets.

L'Agence américaine de protection de l'environnement (EPA) a estimé que la réglementation en vigueur avait permis de réduire la concentration de dioxines et de furanes émis par les incinérateurs des Etats-Unis de 8.900 g à 80 g par an.

Dans plusieurs pays, les autorités locales demeurent hostiles aux incinérations et, de fait, aux Etats-Unis en n'a pas construit de nouvel incinérateur depuis 1995.

Dans les pays en développement, les décharges échappent souvent au contrôle des autorités municipales. Ni les effluents, ni le méthane qui y est produit ne sont régulés ou mesurés. Très souvent aussi les ordures y sont brûlées de façon persistante, provoquant des affections respiratoires et émettant des quantités importantes de dioxines. C'est, par exemple, le cas de la décharge Deonar de Mumbai, ouverte en 1927, qui a la même superficie que celle de Pitsea en Angleterre, mais qui reçoit presque deux fois plus de déchets par an. Une récupération sauvage y est installée, les populations locales cherchant à collecter certaines catégories de déchets pour les revendre à des recycleurs. Les effluents de cette immense décharge s'écoulent dans les marais ou les criques environnantes et finissent par se déverser dans la mer d'Arabie, sans qu'on en connaisse l'impact exact sur l'environnement. Durant la saison sèche, plusieurs incendies éclatent chaque jour sur la décharge, où le feu couve; d'âcres fumées se dégagent et sont particulièrement gênantes pour les populations locales.

Autres exemples : celui de Dandora, la principale décharge de Nairobi, considérée comme l'un des trente sites les plus pollués du monde; celui de La Oroya, au Pérou, où les effluents des mines et de sites métallurgiques, mal traités depuis 80 ans, ont eu pour conséquence d'augmenter la concentration de plomb dans le sang des enfants vivant à proximité de la décharge, trois fois plus que le taux maximal recommandé par l'Organisation mondiale de la santé ; ou encore celui de Dzerzhinsk, en Russie, où quelque 300.000 tonnes de déchets chimiques ont été déposés, surtout au temps de l'URSS, sans précautions particulières – l'espérance de vie dans cette cité a été estimée à 42 ans pour les hommes et à 47 ans pour les femmes.

2.4. Exportation de déchets vers les pays en développement

En principe, la Convention de Bâle interdit l'exportation vers des pays pauvres de déchets provenant des pays industrialisés, qui par ce moyen évitent les coûts élevés de dépollution. La réalité est différente et de fait ces exportations ont lieu par des voies détournées. Ainsi, les Nations Unies estiment que quelque 50 millions de tonnes de matériaux électroniques sont mises au rebut dans le monde chaque année. Selon Greenpeace, les pays riches recyclent une faible portion de ce volume, et le plus gros se retrouve dans les pays en développement où les téléphones mobiles, les postes de télévision et les ordinateurs usagés sont démontés pour en extraire les métaux précieux qui s'y trouvent ; au cours de ce processus, diverses substances dangereuses sont produites dans l'environnement. Dans une région du Ghana où ce type d'activité de recyclage a lieu, Greenpeace a procédé à des analyses qui ont révélé la présence de fortes concentrations de plomb, de dioxines et de phthalates, qui sont toxiques pour le foie et les testicules. Une contamination semblable a été identifiée sur des décharges situées en Chine et en Inde.

Plusieurs pays en développement ont autorisé des industries de recyclage sur leur territoire, qui traitent des déchets considérés comme dangereux dans les pays industrialisés. Par exemple, la plupart des grands navires en fin de service sont démantelés et recyclés en Inde, au Bangladesh et au Pakistan. Ce démantèlement donne du travail à des dizaines de milliers de personnes et fournit des matières premières bon marché à l'industrie. De telles opérations libèrent sur le littoral (où sont installés ces chantiers) des quantités importantes de pétrole, de métaux lourds, de dioxines, d'amiante et d'autres composés toxiques.

2.5. Traitement des déchets solides organiques

Le compostage consiste à faire dégrader la matière organique des déchets (qui auront été triés auparavant pour éliminer métaux, scories minérales, matières plastiques non biodégradables) par les populations microbiennes en aérobiose. Les tas de compost sont retournés périodiquement sur une aire de compostage cimentée, afin d'améliorer la circulation de l'air dans les tas et accélérer la dégradation. L'élévation de la température au sein des tas jusque vers 60°C ou plus a pour effet de détruire les parasites (vers et insectes). L'écoulement des liquides se fait dans des rigoles creusées dans l'aire de compostage; une fois recueillis dans des réservoirs, ces effluents sont traités à leur tour en aérobiose ou anaérobiose. Le compost doit être utilisé une fois la dégradation complètement achevée; il peut être broyé plus finement ou utilisé tel que comme engrais et comme amendement pour améliorer la structure des sols. Les composts à moitié dégradés peuvent contenir encore des microbes pathogènes ou des parasites ; leur emploi est donc déconseillé.

a. Traitement dans les décharges contrôlées

Waste Management, la compagnie de traitement des déchets la plus importante des États-Unis, a expérimenté un type de décharge, appelé «bioréacteur», qui permet d'accélérer la dégradation complète des déchets en y injectant un mélange d'air, d'eau et d'effluent recyclé. Non seulement le volume de méthane récupéré est accru, mais aussi la capacité de la décharge est augmentée, puisque les déchets se rapetissent à mesure qu'ils sont décomposés. Ce système devrait aussi réduire la degré de surveillance et de traitement après la clôture de la décharge, qui pourrait rapidement trouver un autre usage.

Waste Management a expérimenté le pompage de divers mélanges liquides dans son prototype de décharge et a montré que l'injection de bière périmée ou de boissons gazeuses non alcoolisées avait un meilleur effet que l'injection d'eau. La compagnie a réussi à produire du gaz quatre fois plus rapidement que dans les systèmes habituels et à réduire le volume des déchets de plus de 35%. En 2009, la compagnie américaine avait mis en œuvre son processus dans six décharges et avait l'intention de l'étendre à plusieurs autres en 2009-2010.

b. Digestion anaérobie

Ce procédé permet d'extraire l'énergie des déchets organiques et d'en faire un engrais, tout en réduisant les émissions. Les lisiers animaux, les ordures ménagères, les matériaux cellulosiques sont placés dans des fermenteurs, où ils se décomposent en anaérobiose; le méthane produit est récupéré au fur et à mesure, et en fin du processus, il ne reste plus que des boues solides ou semi-liquides, qui pouvaient être utilisées comme engrais.

Ce processus de digestion anaérobie doit se faire avec des déchets organiques, liquides ou solides, *non* mélangés avec des matières plastiques ou du verre. Il est particulièrement recommandé dans les zones rurales où de grandes quantités de lisiers sont produites, par exemple au Danemark et en Argentine.

En France, en Dordogne, La Ferme de l'oie, implantée à Coulaures, a installé une unité prototype de production de méthane à partir des déjections de 6.000 oies (dont 1.500 sont gavées) élevées pour la production de foie gras. Tous les lisiers et fumiers de l'exploitation sont récupérés et traités dans un digesteur – une cuve de 100 m³ en acier inoxydable, chargée à raison de 3m³ par jour – qui peut produire 400 m³ de méthane par mois, alimentant en continu un groupe électrogène de 25kWh. Cette énergie suffit à chauffer les installations où sont élevés les jeunes palmipèdes et 40% de la production d'électricité est revendue à Electricité de France (EDF). Cette unité expérimentale pourrait servir de modèle dans le secteur de la production de foie gras où la France est le leader mondial : 38 millions d'oies et de canards, produisant 19.500 tonnes de foie gras cru, soit 78% de la production mondiale. Selon le directeur technique de la Ferme de l'oie, ce modèle de traitement des déjections des palmipèdes serait applicable à des installations de production de foie gras moyennes, c'est-à-dire qui comptent environ 1.500 oies à gaver par an pour un élevage de 6.000 têtes, le double pour les canards. Les petites exploitations, nombreuses dans les deux départements du Gers et de la Dordogne, qui sont les premiers producteurs de foie gras, ne sont pas concernées, car le dispositif n'y serait pas rentable. Le projet de la Ferme de l'oie a en effet nécessité un investissement total de 270.000 euros, fourni à 80% par les fonds publics européens, nationaux et locaux de l'Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie (ADEME), le reste étant à la charge des exploitants. Selon les calculs faits par les promoteurs de ce système de traitement des lisiers et déjections de palmipèdes, l'investissement serait amortissable en six ans.

c. Hydrolyse enzymatique

La dégradation par des enzymes de déchets biodégradables (par exemple, les déchets cellulosiques) en sucres, peut être suivie de la fermentation de ces derniers en éthanol. Un tel processus est actuellement non économique, mais le directeur de Novozymes, Steen Riisgaard, dont la compagnie fabrique de telles enzymes, considère que le coût de ces dernières diminue rapidement et que ses clients américains pourront développer un procédé rentable en 2011, avec l'aide de subventions gouvernementales. Vers 2030, les Etats-Unis comptent produire 5% de leur énergie électrique, 20% de leurs carburants et 25% de composés chimiques à partir de la biomasse (déchets agricoles, forestiers et municipaux). A cette époque, l'Union européenne pourrait produire 6% environ de sa consommation d'énergie à partir de la biomasse.

d. Autoclavage, gasification et pyrolyse

L'incinération des déchets, qui a l'avantage de produire de l'énergie à partir de rebuts et de contribuer ainsi à réduire la consommation de carburant, n'est cependant pas une solution très attractive à cause des craintes relatives à la pollution atmosphérique qu'elle peut engendrer et des coûts de traitement des cendres (par exemple, élimination de métaux lourds). Plusieurs compagnies se sont intéressées à l'autoclavage, qui en combinant chaleur et pression, permet de dégrader les résidus alimentaires, les papiers et autres

matériaux combustibles, et de les convertir en une masse fibreuse qui peut être utilisée comme combustible ou dégradée par voie anaérobie. Le combustible ainsi produit a les qualités de consistance permettant de l'utiliser à la place du charbon dans les usines ou les centrales thermiques, et pas seulement dans des incinérateurs.

Une compagnie britannique, Sterecycle, a ouvert en 2008 la première grande installation d'autoclavage des déchets dans le monde. Située dans le nord-est de l'Angleterre, elle pourra doubler sa capacité de traitement en 2010. Une compagnie rivale, Graphite Resources, construit une installation encore plus vaste à proximité, et il existe au Royaume-Uni des plans pour d'autres installations analogues. La question est cependant posée si le revenu tiré des produits recyclés et du combustible justifie les investissements et les frais de fonctionnement.

Quant à la gazification et à la pyrolyse des déchets, il s'agit de chauffer (et non d'incinérer) les déchets jusqu'à ce que ces derniers se décomposent en un mélange inflammable de monoxyde de carbone (CO) et d'hydrogène, appelé syngaz, et un résidu constitué de matériau carbonisé ou de cendres. Le syngaz peut être converti en composés chimiques divers ou même en carburant liquide. Par exemple, la compagnie américaine Waste Management a entamé une production de biodiesel à partir de syngaz à l'échelle pilote.

Une dizaine d'usines de gasification et de pyrolyse fonctionnent au Japon et en Europe, et d'autres sont programmées. Les défenseurs de ce type d'installation considèrent qu'elles sont plus propres que les usines d'incinération. Mais le principal avantage de ces technologies par rapport à l'incinération, au moins en théorie, est que le syngaz peut faire fonctionner des turbines à gaz pour produire de l'électricité. Il faut généralement filtrer le syngaz, ce qui accroît le coût et réduit l'efficacité du procédé.

2.6. Coût et avantages du recyclage des déchets solides

En Inde, le recyclage des déchets solides procure un moyen d'existence à des millions de personnes. La plupart des ménages urbains ne jettent pas les papiers, les matières plastiques et les métaux qu'ils pourraient réutiliser. Au contraire, ils les économisent et les vendent à des marchands ambulants appelé kabari-wallahs. Les déchets restants sont ramassés par les nettoyeurs et les gardiens dans les immeubles d'habitation, avant d'être déposés dans une décharge municipale où opèrent des centaines, voire des milliers, de ramasseurs. Mumbai est sans doute la ville où vivent des centaines de milliers d'entre eux. Ces derniers effectuent le tri des déchets à longueur d'année, les répartissant en différentes catégories : métaux, cartons, cuirs, chiffons, noix de coco; les papiers sont séparés en carton, papier journal, papier de bureau, papier de couleur, enveloppes.

A San Francisco, Norcal Waste Systems traite la plus grande part des ordures ménagères. Une étude commandée par cette compagnie a montré que 70% des ordures auraient pu être recyclés. De fait, cette compagnie effectue un tri des déchets, en utilisant des machines trieuses ; le tri manuel est aussi pratiqué. Toutefois, les observateurs considèrent que ces techniques sont moins précises que le tri manuel des ramasseurs de Mumbai. Il n'en demeure pas moins vrai que grâce au travail de Norcal, la ville de San Francisco évite de déverser 70% de ses déchets dans les décharges – l'un des taux les plus élevés du monde. Ce pourcentage est d'autant plus remarquable que pratiquement pas de déchets

sont incinérés. En 2010, le conseil municipal a fixé un objectif de 75% pour le recyclage des déchets et espère parvenir au degré zéro déchets. Le contrat entre la ville et Norcal est rédigé de telle sorte que plus la compagnie recycle les déchets, plus elle gagne d'argent.

C'est pourquoi Norcal mène de vigoureuses campagnes pour encourager les citoyens à recycler leurs déchets. Ses camions sont inspectés régulièrement pour identifier les immeubles ou les espaces qui se débarrassent de beaucoup de déchets recyclables, et par la suite le personnel de la compagnie s'efforce de les convaincre d'être plus respectueux des consignes de recyclage.

À Mumbai, le taux de recyclage des déchets est certainement plus élevé qu'à San Francisco, même si on ne connaît pas le chiffre exact. Pour la simple raison que le recyclage est une opération profitable, alors qu'à San Francisco il en coûte à la plupart des résidents. Les ramasseurs de Mumbai n'ont ni salaire, ni besoin d'équipement ou d'électricité. En revanche, Norcal a investi US\$38 millions dans l'installation de récupération située sous le quai 96 (Pier 96) et prend en charge les frais de fonctionnement. Les métaux récupérés sont une source de revenu, le carton également, tandis que les autres types de papier, le verre et les matières plastiques ne sont guère profitables. Le déficit est couvert par les clients de la compagnie qui versent US\$25 par mois pour l'évacuation de leurs déchets. Cela en vaut-il la peine? La réponse dépend, entre autres, du coût des autres techniques de récupération ou de traitement des déchets. Il semble que les électeurs de San Francisco approuvent à une forte majorité le recyclage et ne s'opposent donc pas au paiement d'une taxe. Il faut toutefois noter que la crise économique a fortement réduit les prix des produits recyclés, et certaines entreprises de recyclage ont ou bien cessé leurs activités ou entreposé leurs produits en attendant une hausse des prix qu'entraînerait la reprise de la croissance économique.

En 2006, l'Université technique du Danemark a analysé les résultats de 272 études comparant les effets du recyclage à ceux des décharges ou de l'incinération; dans 83% des cas, le recyclage est apparu comme une opération plus favorable à l'environnement que d'autres méthodes. Dans le cas de l'aluminium, le recyclage requiert une minuscule fraction de l'énergie nécessaire à l'exploitation minière de la bauxite et au raffinage de la même quantité de métal. Pour d'autres matériaux, les avantages sont plus nuancés. Par exemple, le verre est lourd et son transport consomme beaucoup de carburant fossile. Récupérer le verre et le broyer pour en faire des agrégats pour les routes consomme plus d'énergie que de l'accumuler dans une décharge. En revanche, le recycler pour confectionner plus de bouteilles conduit généralement à une économie d'énergie. Mais pour recycler le verre en vue de fabriquer des bouteilles, on doit le séparer en fonction des couleurs. Ainsi, d'une manière générale, plus le tri des matières recyclables est serré, plus le procédé de recyclage est aisé et la rémunération est plus élevée. Par exemple, le papier blanc de bureau vaut plus qu'un mélange de papiers et les bouteilles fabriquées à partir d'une seule catégorie de matière plastique valent plus que celles provenant d'un assortiment de matières.

Le calcul économique devient alors complexe. Le tri manuel est cher dans les pays riches et c'est pourquoi les matières recyclables sont expédiées dans des pays de faible coût de main-d'œuvre. Pour cela, on peut profiter des containers qui repartiraient à vide vers l'Asie après la décharge de divers biens de consommation en Europe et en Amérique.

C'est le cas à San Francisco, où sur le quai 96 beaucoup de matériaux récupérés sont expédiés vers la Chine, où ils sont soumis à un tri encore plus fin avant d'être recyclés.

La plus grande compagnie américaine exportatrice (en volume) est American Chung Nam; en 2007, elle a expédié 211.300 containers de déchets de papier pour être recyclés en Chine, à sa compagnie sœur, Nine Dragons Paper. En 2006, CyclOpe a estimé à plus de US\$100 milliards la valeur du commerce international des produits recyclables.

Un autre moyen d'abaisser le coût du recyclage est d'inviter les ménages et les commerces à faire eux-mêmes le tri des déchets. Entre 1995 et 2005, le taux de recyclage a doublé aux Etats-Unis pour atteindre 32%, alors que durant la même période ce taux est passé en Europe de 22% à 41%. Les compagnies de recyclage utilisent aussi des procédés de plus en plus sophistiqués pour trier les déchets. Par exemple, près de Londres, la firme Close Loop Recycling sépare les bouteilles de matière plastique avant de les recycler, et cela évite de les expédier en usine pour y être transformées en plastique de qualité inférieure, utilisé pour la confection de casquettes, de couvertures artificielles, etc. Ce procédé a bénéficié de l'aide du Waste and Resource Action Programme (WRAP), chargé entre autres de réduire le nombre de décharges. Le programme a en outre permis la collaboration entre Close Loop Recycling, Veolia (qui fournit les bouteilles usagées), les commerçants qui achètent le plastique recyclé et les banques qui ont financé l'installation de tri et recyclage. Ainsi, les investisseurs sont rassurés, puisqu'ils savent que les usines seront régulièrement approvisionnées en biens recyclables et que ces derniers trouveront des acheteurs.

Références

- Chauveau, L. 2007. Achères mise sur l'avenir. Aux sources de l'assainissement en Ile-de-France. *Le Monde de l'innovation et de la compétitivité / Assainissement. Les Cahiers de la compétitivité*, 28 juin 2007, p. III.
- David, C. 2006. L'eau intro. *L'Expansion*, juillet-août 2006, n° 710, pp.64-126.
- Dupont, G. 2006. Environnement. L'état de la France. *Le Monde*, 18 octobre 2006, pp. 20-21.
- Galus, C. 2006. Le Géoscope mise sur les micro-organismes et la chimie verte. *Le Monde*, 15 avril 2006, p.7.
- Graff, J. 2007. A thirst for growth. *Time*, 26 March 2007, pp.51-53.
- Greef, Willy de. The invisible revolution. EuroBio 2008, programme final.
- Labussière, M. 2009. Des milliers de palmipèdes du Périgord produiront bientôt du foie gras et de l'électricité. *Le Monde*, 31 juillet 2009, p. 4.
- The Economist*. 2009. Talking rubbish. A special report on waste. *The Economist*, 28 February 2009, 16 pp.
- The Economist*. 2009. Third time lucky. Industrial biotech. *The Economist Technology Quarterly*, 6 June 2009, pp. 3-4.
- Van Kote, G. 2008. Pollution. Drapeau orange sur les rivières françaises. *Le Monde*, 20 mars 2008, p. 19.

Bioprocédés intégrés et innovateurs pour la dépollution des eaux

Christof HOLLIGER

*Laboratoire de Biotechnologie environnementale (LBE),
Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, Lausanne, Suisse*



L'immense diversité métabolique du monde des micro-organismes est la clé pour la dépollution biologique des eaux, des sols, des nappes phréatiques et de l'air. Les bioprocédés appliqués se classent principalement parmi les technologies «end-of-pipe» qui ont le but de minimiser l'impact néfaste sur notre environnement des effluents pollués de notre société. Dans le futur, les développements devraient se concentrer sur les bioprocédés qui nous amènent vers une valorisation des ressources présentes dans les effluents à traiter, c'est-à-dire favoriser les technologies de recyclage. Un exemple déjà bien établi parmi celles-ci est la digestion anaérobie avec production de biogaz à partir d'effluents riches en matière organique.

La fiabilité des bioprocédés pour l'environnement est plus importante que leur efficacité. Pour cette raison, l'utilisation de cultures microbiennes en mélange est plus appropriée, car elles montrent une meilleure résistance aux chocs de charge, une tolérance plus élevée aux variations de pH et une bonne activité dans une large gamme de températures. Ces communautés microbiennes étaient par le passé traitées comme des boîtes noires, car il manquait d'outils appropriés pour caractériser leur composition. Différents développements des techniques utilisées en biologie moléculaire ont permis d'avoir un autre regard sur ces communautés et d'analyser ce qui s'y passe à l'intérieur. Ces analyses ont par exemple montré que les bactéries que l'on croyait responsables de la nitrification ou de la déphosphatation biologique dans les systèmes de traitement des eaux usées étaient pratiquement absentes dans les communautés microbiennes présentes dans les boues activées. Ces techniques moléculaires ont également permis d'identifier les bactéries responsables de ces activités microbiennes, certaines d'entre elles n'étant même pas encore isolées en culture pure telles que *Candidatus Accumulibacter phosphatis* et *Candidatus Competibacter phosphatis*.

Les outils d'écologie microbienne moléculaire peuvent être appliqués pour (i) détecter la présence et l'activité des micro-organismes et enzymes-clés et (ii) pour analyser la composition et la dynamique des communautés microbiennes lors d'un biotraitement. Nous avons appliqué la première option pour étudier et caractériser la guilde des bactéries déhalorespirantes impliquées dans la bioremédiation de solvants chlorés tels que le perchloro- et le trichloroéthène présents dans des aquifères contaminés. La détection des genres bactériens spécifiques tenus responsables de la déchloration réductrice des contaminants en question a montré parmi des échantillons de différents aquifères que les

genres *Desulfitobacterium* et *Dehalococcoides* sont très répandus dans l'environnement. L'enrichissement de l'activité déhalorespirante a par contre indiqué que la présence du genre *Dehalococcoides* ne garantit pas une déchloration complète des chloroéthènes. Le même phénomène a été observé concernant les enzymes-clés, les déhalogénases réductrices.

La deuxième possible application des techniques d'écologie microbienne moléculaire a été utilisée pour caractériser les communautés microbiennes impliquées dans la déchloration réductrice au sein des nappes phréatiques, les communautés responsables de la digestion anaérobie sous des conditions spécifiques, celles impliquées dans la biofiltration des chlorobenzènes et celles présentes dans des boues granulaires aérobies. Ces études nous ont montré que la structure des communautés microbiennes déchlorantes n'est pas fortement influencée par la guildes des bactéries déhalorespirantes, mais plutôt par des variables environnementales comme la taille des particules de sol ou le pH. Les expériences de digestion anaérobie ont mis en évidence que certaines perturbations causées par un changement abrupt de composition du substrat peuvent induire des modifications au niveau des communautés microbiennes qui semblent être irréversibles et qui se manifestent bien avant la variation importante des paramètres considérés comme des indicateurs d'un mauvais fonctionnement de la digestion anaérobie. L'étude du système de biofiltration des chlorobenzènes avec la production en bioréacteur d'un inoculum a montré qu'il est plus favorable de produire un inoculum bien adapté aux conditions opératoires spécifiques plutôt que d'obtenir un maximum de biomasse. Pour terminer, l'investigation des boues granulaires aérobies nous permet de déterminer quelles sont les conditions opératoires favorisant la prédominance des bactéries accumulatrices de phosphates sur les bactéries accumulatrices de glycogène.

Pour conclure, les possibilités d'analyse moléculaire de la biomasse, jusqu'alors considérée comme une boîte noire, nous permettent de développer des procédés intégrés et innovateurs pour le traitement des eaux polluées.

Bionitrification of groundwater

Jesús Juan GONZÁLEZ LÓPEZ

Institute of Water Research. University of Granada. Spain



Inorganic fertilizers containing nitrogen are commonly used to increase agricultural production and are the principal source of groundwater diffuse contamination by nitrate (Grande J. A. *et al.*, 1996). Water of these aquifers cannot be used for municipal water supply unless it is diluted with low nitrate-content water to reach acceptable levels, or treated to reduce nitrate concentration. According to the World Health Organization (World Health Organization, 1985) the intake of water with a high nitrogen concentration in nitrate and nitrite may cause diseases such as methaemoglobinemia or stomach cancer. This situation requires to create a nitrate and nitrite concentration guideline for the resources intended to be used as drinking water, established the following parameters 50 mg/L of nitrate and 0.1 mg/L of nitrite in order to avoid public health damages.

Processes such as ion exchange, reverse osmosis, electrodialysis, etc., have been employed to remove nitrate from drinking water supplies (Cast K. L. and Flora J. R. V., 1998), but these processes are expensive and a brine of difficult management is generated. Nitrate removal can be achieved also by using biological processes such as bionitrification, which is a potentially effective method of nitrate and nitrite reduction. In recent years, intensive research has been conducted on the nitrate removal from groundwater and surface water (Moreno *et al.*, 2005 and Ramos *et al.*, 2007) and biological denitrification has been proved to be one of the more advanced high-performed methods and the sole selective method for complete nitrate elimination.

Among the possible technologies to be applied for nitrogen removal, submerged-filter bionitrification stands out. Biofilm technology has been proved to be one of the most advanced methods to remove in a selective way nitrate and nitrite ions by disassimilatory reduction, showing a very competitive low cost (Gómez *et al.*, 2005 and 2003). To applied bionitrification of nitrate contaminated groundwater, anoxic conditions and a carbon source (i.e., ethanol) dosage is required (Gómez *et al.*, 2003). Previous research works has established a C/N ratio of 1.08 with ethanol as carbon source and a dissolved oxygen concentration below 4.5 mg/L, using submerged filters inoculated with activated sludge for a total nitrogen removal of contaminated groundwater.

Influence of microbial composition of denitrifying microbiota in the biofilm is significant factors that affect the application of this technology for water treatment. In this context,

biofilms are very complex habitats where the microbial cells responsible for the treating process are embedded in a polymer matrix. The main components of the biofilm are different physiological and morphological bacterial cells and their composition depends on environmental conditions. Therefore, the presence of one or another microorganism in the biofilm will directly affect the quality of the effluent. A denitrifying biofilm is formed mainly by denitrifying bacteria but other physiological groups can develop affecting the activity of the biofilm and the quality of the effluent.

Water treatment by submerged filter technology requires a biofilm formation around an inert substrate. The water to be treated passes through a biofilter consisting of the inert substrate and the biofilm. The biofilter is always full of water and the formation of the biofilm to treat a determined influent is carried out by developing in own microbiota or by a previously microbial inoculum. When the water to be treated has a very reduced microbial loading, the start up of the biofilters are accelerated by a previous microbial inoculation, classically with activated sludge. However, the biofilms are very heterogeneous affecting the denitrification activity and quality of the effluents (Vílchez R. *et al.*, 2007). So, another inocula (selective inoculation) is necessary, in order to increase the efficiency of the biofilters.

Comparative studies between heterogeneous biofilms and homogeneous biofilms has showed that the biofilter inoculation with activated sludge produce an increase in nitrate reducing bacteria during the biological process, suggesting that this microbial group is responsible of nitrite accumulation. Moreover, another important group identified as sulphate reducing bacteria are present in the biofilms produced after activated sludge inoculation. Sulphate reducing bacteria can use sulphate as an ending electron acceptor to originate H_2S , under anaerobic conditions and absence of nitrate. Obviously, an increase in sulphate reducing bacteria affects the organoleptic characteristics of the treated water. This phenomenon was not detected in biofilters inoculated with pure culture of selected bacteria such as *Hydrogenoflava pseudoflava* strain isolated from a denitrifying biofilm. *H. pseudoflava* strain-inocula induce a homogeneous biofilm in submerged filters for the treatment of nitrate polluted groundwater. This procedure involves an efficient process which allows submerged filters to work with high superficial hydraulic loading and nitrate loading rates. Consequently, the selection of a bacterial strain with high denitrifying activity and stable biofilm-forming ability for this use as inocula in submerged filter technology enhanced design parameters and running of the process, obtaining a better quality for treated water.

References

- Grande J. A., González A., Beltrán R. and Sánchez-Rodas D., 1996. Application of factor analysis to the study of contamination in the aquifer system of Ayamonte-Huelva (Spain). *Groundwater* 34(1): 155–161.
- World Health Organization, 1985. Health Hazards from Nitrates in Drinking Water. Report on a WHO Meeting. Copenhagen, 5–9 March 1984. Geneva.
- Cast K. L. and Flora J. R. V., 1998. An evaluation of two cathode materials and the impact of copper on bioelectrochemical denitrification. *Water Research*. 32(1): 63-70.

- Moreno B., Gómez M.A., Ramos A., González-López J. and Hontoria E., 2005. Influence of inocula over start up of a denitrifying submerged filter applied to nitrate contaminated groundwater treatment. *Journal of Hazardous Materials*. 127 (1-3): 180-186.
- Ramos A.F., Gómez M.A., Hontoria E. and González-López J., 2007. Biological nitrogen and phenol removal from saline industrial wastewater by submerged fixed-film reactor. *Journal of Hazardous Materials*. 142(1-2): 175-183.
- Gómez M.A., Rodelas B., Sáez F., Pozo C., Martínez-Toledo M.V., Hontoria H. and González-López J., 2005. Denitrifying activity of *Xanthobacter autotrophicus* strains isolated from a submerged fixed-film reactor. 68(5): 680-685.
- Gomez M.A., Galvez J. M., Hontoria E. and González-López J., 2003. Influence of ethanol concentration on biofilm bacterial composition from a denitrifying submerged filter used for contaminated groundwater. *Journal of Bioscience and Bioengineering*. 95(3): 245-251.
- Vílchez R., Pozo C., Gómez M. A., Rodelas B. and González-López J., 2007. Dominance of sphingomonads in a copper-exposed biofilm community for groundwater treatment. *Microbiology* 153: 325-337.



Bioremediation of industrial wastewaters

Giovanni SANNIA, Alessandra PISCITELLI, Cinzia PEZZELLA, Vincenza FARACO and Paola GIARDINA

Dipartimento di Chimica Organica e Biochimica, Università di Napoli "Federico II", Complesso Universitario Monte S. Angelo, via Cinthia, 80126 Napoli, Italy



Abstract

White rot fungi (WRF) represent the group of organisms most widely used for the bioremediation of industrial wastewaters, due to their outstanding abilities in degrading a wide range of xenobiotic compounds. WRF degrading potential can be ascribed to the production of extra-cellular lignin-modifying enzymes (LMEs), including laccases, manganese peroxidases (MnP), lignin peroxidases, and versatile peroxidases which, thanks to their low substrate specificity, have been shown to act on different classes of pollutants.

The present work is aimed at studying the ability of two white-rot fungi, *Phanerochaete chrysosporium* and *Pleurotus ostreatus*, to degrade different classes of contaminants such as Olive mill wastewater (OMW), synthetic dyes, and coloured wastewaters from textile industries.

Remediation of OMW is a critical issue associated with olive-oil manufacturing, a widespread activity in the Mediterranean area. Environmental impact of OMW is related to the phytotoxic antibacterial action of polyphenols and to its large organic content. *P. chrysosporium*, a strain isolated from Moroccan OMW, is able to remove more than 50% of colour and phenols from OMW within 6 days of incubation, whereas *P. ostreatus* needs more than 12 days to reach similar results in the same conditions. Fungal treatment causes a reduction of all the analysed parameters (*i.e.* absorption at 395nm, phenol content, and chemical oxygen demand). Furthermore, bioremediation experiments have been carried out using *P. ostreatus* in an airlift bioreactor and in aerated flasks. The process was investigated under controlled non-sterile operating conditions, representative of industrial operations. *P. ostreatus* effectively grows on raw OMW and degrades up to 95% polyphenol content, showing its best performances in an internal loop airlift bioreactor, a good candidate for full-scale implementation of OMW aerobic bioremediation process.

In the textile industry the dyeing processes cause primary environmental concern for the large quantity of water consumed and the huge amount of coloured wastewater discharged. Besides the problem of colour, affecting aesthetics, water transparency, and gas solubility of water bodies, most of the synthetic dyes are also toxic and very recalcitrant to common wastewater treatment, since they are designed to be resistant to physical, chemical and microbial fading. In our study, models of acid, direct and reactive wastewaters from textile industry have been defined on the basis of discharged amounts, economic importance and

representativeness of chemical structures of the contained dyes (Integrated Project “Novel Sustainable Bioprocesses for European Colour Industries” - FP6-NMP2-CT-2004-505899). The proposed models have been used to evaluate the bioremediation capabilities of *P. ostreatus* and *P. chrysosporium* and of their LMEs. The latter fungus provides an effective decolourization of direct dye wastewater model, giving about 45% decolourization after only 1 day treatment, and reaching about 90% decolourization after 7 days, whilst *P. ostreatus* is capable to decolorize and detoxify Acid dye wastewater model providing a 40% decolourization after only 1 day. A further goal of this study is the assessment of the decolourisation capabilities of both fungi and their enzymes on real wastewaters provided from textile and leather industries. The two white-rot fungi are highly effective in wastewater treatments giving at least 50% decolourization of tested effluents.

The peculiar molecular aspects of *P. ostreatus* laccase isoenzymes has encouraged us to investigate their aptitude to accomplish dyes decolourisation. A crude *P. ostreatus* laccase mixture preparation is able to degrade and to detoxify (up to 95%), in the absence of any redox mediators, the dye Remazol Brilliant Blue R (RBBR), frequently used as starting material in the production of polymeric dyes. Moreover, immobilization of the crude preparation in copper alginate beads remarkably increases its stability allowing the implementation of a bioreactor for continuous RBBR decolourization with an efficiency of about 70%, even after 20 cycles of stepwise dye additions. Laccases have also proved to be the main enzymatic activities acting in *P. ostreatus* decolourization of several azo dyes (mono-, dis-, and tris-azo), widely used across the textile and leather industries.

1. Introduction

White-rot fungi (WRF) constitute a diverse ecophysiological group comprising mostly basidiomycetous (and, to a lesser extent, litter-decomposing) fungi capable of extensive aerobic lignin depolymerization and mineralization [1]. This property is based on the WRF's capacity to produce one or more extracellular lignin-modifying enzymes (LME), which, thanks to their lack of substrate specificity, are also capable of degrading a wide range of xenobiotics. The main LME are oxidoreductases, i.e., two/three types of peroxidases, LiP (Lignin peroxidase), MnP (Manganese peroxidase) and Dyp (Dye decolorizing peroxidase), and a phenoloxidase, laccase. Because these key components are extra-cellular, the fungi can degrade very insoluble chemicals, such as many of the hazardous environmental pollutants.

In order to study the effects of fungal treatment on different industrial wastewaters, two different white-rot fungi, *P. ostreatus* and a *P. chrysosporium* strain isolated from Moroccan OMW [2], were tested in laboratory conditions. The ligninolytic system produced by *P. ostreatus* includes: laccases, manganese peroxidases, aril alcohol oxidases, and Dyp (Dye decolorizing peroxidase) [3, 4]. At least four are the laccase isoforms produced, endowed with different physico-chemical characteristics: POXA1b, POXA1w, POXA3, POXC [5-11]. Different types of extracellular peroxidases have been described in *P. chrysosporium*: manganese peroxidases (MnPs) and lignin peroxidases (LiPs). Furthermore, a novel family of multicopper oxidases has also been described in this fungus [12]. Contaminants such as Olive mill wastewater (OMW), synthetic dyes, and coloured wastewaters from textile industries were selected for this study.

In the Mediterranean area, the oil manufacturing process produces more than 3×10^7 m³ per year of a black waste called olive mill waste water (OMW). This effluent causes considerable pollution if it is dumped into the environment [13]. OMW is an acidic, smelly liquid, which contains high concentrations of organic polluting molecules including fats, tannins, polyalcohols, pectins, lipids and phenols. Environmental impact of OMW is related to the phytotoxic antibacterial action of polyphenols and to its large organic content. The structure of the aromatic compounds present in OMW is analogous to that of many lignin monomers.

Dyes are widely used within the food, pharmaceutical, cosmetic, textile and leather industries [14]. During industrial processing, up to 40% of the used dyestuff are released into the process water, producing highly colored wastewaters that affect aesthetics, water transparency, and gas solubility in water bodies. Moreover and most importantly, there is a general concern regarding toxicity of some of these dyes. Because of both the high discharged volumes and the effluent composition, wastewaters from the textile industry can be considered as the most polluting among all industrial sectors, thus greatly requiring appropriate treatment technologies. All the dyes used in the textile industry are designed to resist fading even upon exposure to many chemicals including oxidizing agents.

2. Results and discussion

2.1. Olive mill wastewater biodegradation

Treatment of OMW by *P. ostreatus* and *P. chrysosporium*

In order to study the effects of fungal treatment on OMW, two different white-rot fungi were tested in batch cultures of diluted OMW (20%); supplemented with potato dextrose (0.24%), yeast extract (0.05%) and maltose (1%). Both fungi are able to decolorise 20% OMW in the presence of added nutrients [13]. *P. ostreatus* and *P. chrysosporium* cause about 65% and 95% decrease of absorbance at 395 nm, respectively, after 15 days of growth.

Fungal treatment causes a reduction of all the analysed parameters (i.e. absorption at 395nm, phenol content, and chemical oxygen demand) (Fig. 1). *P. chrysosporium* is able to remove more than 50% of colour and phenols from OMW within 6 days of incubation, whereas *P. ostreatus* needs more than 12 days to reach similar results in the same conditions. The time course of absorbance decrease is similar to that of phenol content and COD reduction for both fungi, suggesting the existence of a correlation between these parameters and the coloured components present in OMW.

On the basis of the above results, *P. chrysosporium* was chosen to set up better conditions for OMW biodegradation. The absence of added nutrients does not significantly reduce the ability of *P. chrysosporium* to decolorise OMW. The optimal pH for *P. chrysosporium* OMW treatment is the same of diluted OMW (4.0–5.0), thus the process does not require any pH alteration of the effluent. Degradation of 20% or 50% OMW, expressed as colour, phenol and COD removal, is almost the same after 15 days of fungal growth. Hence, not only is this fungus able to grow in 50% OMW as sole carbon source, but the degradation rate of the effluent increases in these cultural conditions. It is worth noting that the achieved reduction of the parameters tested is enough to obtain a complete abatement of OMW toxic effect on *Bacillus cereus* bacteria.

P. ostreatus OMW remediation in an internal loop airlift bioreactor

The effectiveness of the aerobic stage of bioremediation of raw non-sterile OMW by free cell culture of *P. ostreatus* has been addressed in conditions representative of industrial operation. Emphasis has been paid on the characterization of rates and yields of polyphenols conversion and of *P. ostreatus* growth under controlled process conditions. The selected bioreactor is an internal loop airlift (ILA), a good candidate for the full-scale implementation of OMW remediation. As a fact, the effectiveness of gas-liquid mass transfer ensures oxygen availability for respiratory and organic matter oxidation. Moreover, moderate stirring induced by the bubbles is an effective tool to control the size distribution of fungal pellets to prevent hydrodynamic irregularities and operational issues. Furthermore, with this system the biocatalyst can also be recycled.

OMW bioconversion was satisfactorily in the internal loop airlift bioreactor [15]. Oxygenation of the liquid medium and control of the fungal pellets size were effective. Higher polyphenols abatement was obtained, along with a larger biomass production and a higher level of laccase activity. The operation was reliable and trouble-free over several days.

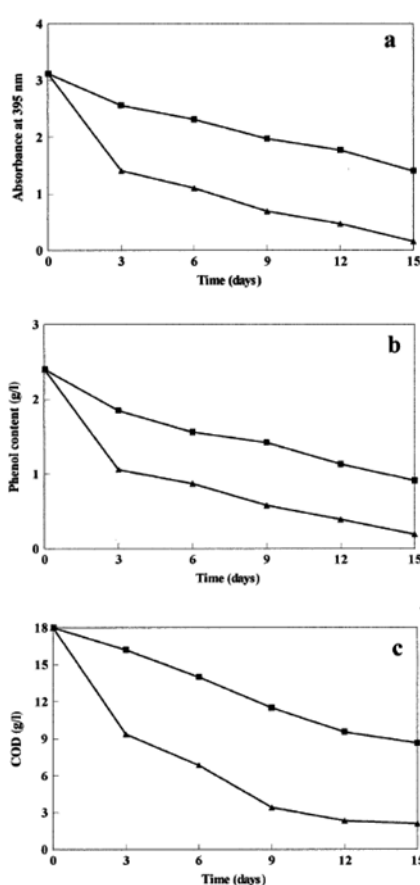


Figure 1. 1a–c Time course of colour (A395) (a), phenol content (g/l) (b) and chemical oxygen demand (g/l) (COD) (c) reductions in 20% olive oil mill wastewater (OMW) treated with *P. ostreatus* (■) or *Phanerochaete chrysosporium* (▲).

2.2. Synthetic dyes degradation

In this report the ability of the WRFs *P. ostreatus* and *P. chrysosporium* to decolourize 11 dyes endowed with different chemical structure (mono-, dis-, tris-azo and anthraquinone) and different colours and belonging to four different classes (reactive, disperse, direct and acid) has been tested (Table 1) [16].

P. chrysosporium proved capable of almost complete decolourization of the azo dyes tested up to 600 ppm, and of the dis-azo dyes up to 1000 ppm, after only 6 days, and of at least 80% decolourization of the tris-azo dye DBI38 at 1000 ppm after 7 days. The hypothesis that MnP represents the main oxidative enzyme activity responsible for decolourization of dyes by *P. chrysosporium* is consistent with the reported involvement of this enzyme, with or without LiP cooperation, in the decolourization of dyes by this fungus [17].

P. ostreatus performed best in decolourizing the anthraquinone type dyes. The suggested crucial role of laccases in the decolourization of these dyes by the fungus is in agreement with the observation reported in the literature that anthraquinonic dyes are good substrates for laccases [18]. The strain of *P. ostreatus* was also capable of transforming dis-azo dyes but not mono-azo dyes. *P. ostreatus* mediated decolourization of the latter dyes was mainly due to mycelium absorption.

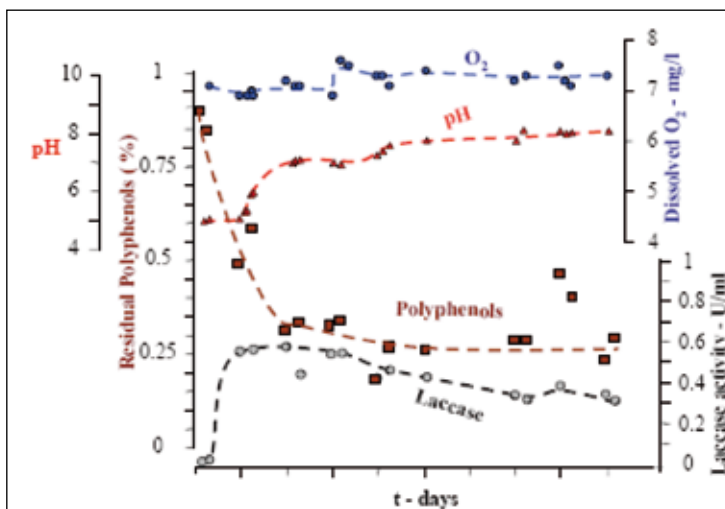


Figure 2. OMW remediation by means of *P. ostreatus* in the internal loop airlift bioreactor. (■) Polyphenols concentration; (○) dissolved oxygen concentration; (○) laccase activity; (▲) pH.

Table 1. Percentage decolourization of the tested dyes by *P. ostreatus* and *P. chrysosporium* in shaken flask. Note that *P. ostreatus* achieved 40% and 90% decolorization of AR299 and DY3, respectively, after 2 days.

Dye	<i>P. ostreatus</i>			<i>P. chrysosporium</i>		
	Conc. (ppm)	Dec (%)	Time (d)	Conc. (ppm)	Dec (%)	Time (d)
Acid blue 62 NY3	1000	80	1	600	90	8
Acid red 299 NY1	600	70	13	150	90	2
Reactive blue 19 (Remazol Brilliant Blue R) RBBR	1000	20	10	1000	30	2
Reactive black 5 RB5	300	90	10	1000	90	3
Reactive red 4 RR4	30	20	13	600	100	6
Reactive yellow 81 RY81	30	5	10	1000	60	6
Direct red 8 (Congo Red) CR	1000	50	8	300	90	3
Direct blue 1 (Chicago Sky Blue) CSB	600	100	6	1000	90	3
Direct black 38 (Chlorazol Black) CB	600	80	14	1000	100	10
Disperse blue 1 DB1	600	80	10	300	80	6
Disperse yellow 3 DY3	600	20	10	300	100	2

The peculiar molecular aspects of *P. ostreatus* laccase isoenzymes has encouraged us to further investigate their aptitude to decolourise the anthraquinonic dye Remazol Brilliant Blue R (RBBR), frequently used as starting material in the production of polymeric dyes [3]. A crude *P. ostreatus* laccase mixture preparation is able to degrade and to detoxify (up to 95%) RBBR, in the absence of any redox mediators. Moreover, immobilization of the crude preparation in different support remarkably increases its stability allowing the implementation of bioreactors for continuous RBBR decolourization (Table 2) [18- 20].

Table 2. RBBR decolourisation by a crude *P. ostreatus* laccase mixture immobilised in different support.

Support	Immobilisation method	Immobilisation yield (%)	Decolourisation
Cu-Alginate beads	Entrapment	65%	Continuously operated in RBBR decolourisation: maximum decolourization efficiency of about 70%, even after 20 cycles of stepwise dye additions.
EUPERGIT ©	Covalent link	7% (60% activity recovered in supernatant)	Continuously operated in RBBR decolourisation: maximum conversion about 60%.
Perlite	Covalent link	Up to 70%	Continuously operated in RBBR decolourisation: maximum conversion about 30%.

2.3. Textile wastewater degradation

In our study, models of acid, direct and reactive wastewaters from textile industry have been defined on the basis of discharged amounts, economic importance and representativeness of chemical structures of the contained dyes (Integrated Project “Novel Sustainable Bioprocesses for European Colour Industries” - FP6-NMP2-CT-2004-505899). The proposed models have been used to evaluate the bioremediation capabilities of *P. ostreatus* and *P. chrysosporium* and of their LMEs. Both fungi showed good decolourisation and detoxification capabilities towards the model wastewaters, exhibiting different specificities (Table 3) [14]. The latter fungus provides an effective decolourization of direct dye wastewater model, giving about 45 % decolourization after only 1 day treatment, and reaching about 90% decolourization after 7 days, whilst *P. ostreatus* is capable to decolorize and detoxify Acid dye wastewater model providing a 40% decolourization after only 1 day.

As far enzymatic biosystems, the study has been specifically focused on laccases from *P. ostreatus*. Optimal conditions for laccase production by *P. ostreatus* have been defined and an extra-cellular enzyme mixture, with known laccase isoenzyme composition, was produced and tested for its decolourisation potential, showing the best performances toward Acid wastewater model.

A further goal of this study is the assessment of the decolourisation capabilities of both fungi and their enzymes on real wastewaters provided from textile and leather industries. The two white-rot fungi are highly effective in wastewater treatments giving at least 50% decolourization of tested effluents.

Table 3. Efficiency in decolourization of the textile wastewater of the two WRFs *P. ostreatus* and *P. chrysosporium* in shaken flask and of *P. ostreatus* laccase.

Biosystem	ACID			DIRECT			REACTIVE		
	DEC	COD	TOX*	DEC	COD	TOX*	DEC	COD	TOX*
<i>P. ostreatus</i> (-)	54% (7 days)	-33%	4 fold reduction	-	-	-	-	-	-
<i>P. ostreatus</i> (+)	66% (7days)	-	5 fold reduction	-	-	-	-	-	-
<i>P. chrysosporium</i> (-)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>P. chrysosporium</i> (+)	-	-	-	87% (7 days)	-	ND	-	-	-
<i>P. ostreatus</i> laccases	30% (1h)	-30%	3 fold reduction	-	-	-	-	-	-

(-) e (+) decolourization assays run without and with nutrients

* toxicity against *Vibrio fischeri*

3. Conclusion

Cost competitive biodegradation processes proved to be limited by the harsh conditions provided by the wastewaters, and were often characterized by long process time.

Moreover, the tested microorganisms exhibited different specificities, leading to the conclusion that a single strain/enzyme may be not sufficient to meet the highly variable nature of industrial effluents, since there are too many factors that may affect the biodegradation rate of contaminants (substrate specificity, pH and salt concentration).

Thus, further work in this direction should be done by testing the performances of microbial consortia and enzymatic mixtures from different sources in order to exploit their potential synergistic effect.

4. Références

1. Wesenberg D., Kyriakides I., and Agathos S. N. White-rot fungi and their enzymes for the treatment of industrial dye effluents. *Biotechnol Adv* (2003) 22, 161-167.
2. Kissi M., Mountadar M., Assobhei O., Palmieri G., Giardina P., and Sannia G. Metodo di trattamento dei reflui. Ufficio Italiano (2000) Brevetti MI2000A001867 Patent pending.
3. Palmieri G., Cennamo G. and Sannia G. Remazol Brilliant Blue decolourisation by the fungus *Pleurotus ostreatus* and its oxidative enzymatic system. *Enze Microb Technol* (2005) 36, 17-24.
4. Faraco V., Piscitelli A., Sannia G. and Giardina P. Identification of a new member of the dye-decolorizing peroxidase family from *Pleurotus ostreatus*. *Word J Microb Biotechnol* (2007) 23, 889-893.
5. Giardina P., Palmieri G., Scaloni A., Fontanella B., Faraco V., Cennamo G., and Sannia G. Protein and gene structure of a blue laccase from *Pleurotus ostreatus*. *Biochem J* (1999) 34, 655-663.
6. Palmieri G., Giardina P., Bianco C., Scaloni A., Capasso A., and Sannia G. A novel white laccase from *Pleurotus ostreatus*. *J Biol Chem* (1997) 272, 31301-31307.
7. Palmieri G., Cennamo G., Faraco V., Amoresano A., Sannia G. and Giardina P. Atypical laccase isoenzymes from copper supplemented *Pleurotus ostreatus* cultures. *Enz Microbial Technol* (2003) 33, 220-230.
8. Giardina P., Autore F., Faraco V., Festa G., Palmieri G., Piscitelli A., and Sannia G. Structural characterization of heterodimeric laccases from *Pleurotus ostreatus*. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* (2007) 75, 293-300.
9. Faraco V., Ercole C., Festa G., Giardina P., Piscitelli A., and Sannia G. Heterologous expression of heterodimeric laccases from *Pleurotus ostreatus* in *Kluyveromyces lactis*. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* (2008) 77, 1329-1335.
10. Palmieri G., Giardina P., Marzullo L., Desiderio B., Nitti G., Cannio R., Sannia G. Stability and activity of a phenol oxidase from the ligninolytic fungus *Pleurotus ostreatus*. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* (1993) 39, 632-636.

11. Giardina P., Aurilia V., Cannio R., Marzullo L., Amoresano A., Siciliano R., Pucci P., and Sannia G. The gene, protein and glycan structures of laccase from *Pleurotus ostreatus*. *Eur J Biochem* (1996) 235, 508-515.
12. Larrondo L. F., González B., Cullen D., and Vicuña R. Characterization of a multicopper oxidase gene cluster in *Phanerochaete chrysosporium* and evidence of altered splicing of the *mco* transcripts. *Microbiology* (2004) 150, 2775-2783.
13. Kissi M., Mountadar M., Assobhei O., Gargiulo E., Palmieri G., Giardina P., and Sannia G. Roles of two white-rot basidiomycete fungi in decolorisation and detoxification of olive mill waste water. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* (2001) 57, 221-226.
14. Faraco V., Pezzella C., Miele A., Giardina P. and Sannia G. Bio-remediation of colored industrial wastewaters by the white-rot fungi *Phanerochaete chrysosporium* and *Pleurotus ostreatus* and their enzymes. *Biodegradation* (2009) 20, 209-220.
15. Olivieri G., Marzocchella A., Salatino P., Giardina P., Cennamo G., and Sannia G. Olive mill wastewater remediation by means of *Pleurotus ostreatus*. *Biochemical Engineering Journal* (2006) 31, 180-187.
16. Faraco V., Pezzella C., Giardina P., Piscitelli A., Vanhulle S., and Sannia G. Decolourization of textile dyes by the white-rot fungi *Phanerochaete chrysosporium* and *Pleurotus ostreatus*. *J Chem Technol Biotechnol* (2009) 84, 414-419.
17. Chagas E. P., and Durrant L. R. Decolourization of azo dyes by *Phanerochaete chrysosporium* and *Pleurotus sajorcaju*. *Enz Microb Technol* (2001) 29,473-477.
18. Palmieri G., Giardina P., and Sannia G. Laccase-mediated Remazol Brilliant Blue R decolorization in a fixed-bed bioreactor. *Biotechnol. Progress* (2005) 21, 1436-1441.
19. Giardina P., Cannio R., Martirani L., Marzullo L., Palmieri G., and Sannia G. A new enzyme immobilization procedure using copper arginate gel: application to a fungal phenol oxidase. *Enz Microb Biotechnol* (1994) 16, 151-158.
20. Russo M.E., Giardina P., Marzocchella A., Salatino P. and Sannia G. Assessment of anthraquinone-dye conversion by free and immobilized crude laccase mixture. *Enzyme and Microbial Technology* (2008) 42, 521-530.

Acknowledgements

This work was supported by grants from the Ministero dell'Università e della Ricerca Scientifica (Progetti di Rilevante Interesse Nazionale, PRIN) and from the Integrated European Project for SME "SOPHIED".

Advanced anaerobic membrane bioreactor technology for wastewater treatment and effluent reclamation in Tunisia

Sami SAYADI *, Ahlem SADDOUD and Amal ZAYAN
*Environmental Bioprocesses Laboratory,
Centre of Biotechnology, Sfax, Tunisia*



Abstract

Anaerobic treatment is a mature technology at full scale for the treatment of municipal wastewater in warm climates where the wastewater temperature is 20°C or higher. Anaerobic treatment can provide savings in operation costs (no aeration and methane production) and a dramatically reduced production of biosolids. Coupled to membrane ultrafiltration, anaerobic membrane bioreactor (AMBR) offers the possibility of operating the system at high mixed liquor suspended solids concentration. The treatment of raw domestic wastewater originated from Ksour Essef (centre of Tunisia) and Sfax (south of Tunisia) was operated using an AMBR pilot plant. In both cases, the treatment led to a total removal of all tested pathogens. The quality of treated wastewater fits largely with WHO guidelines for unrestricted irrigation. However, the treatment was more technically feasible in the case of Ksour Essaf wastewater than for Sfax wastewater due to the frequent contamination of Sfax wastewater by industrial discharges. On the other hand, the AMBR process showed its robustness for converting high strength wastewater such as landfill leachate from Tunis (Jebel Chakir) solid waste discharge in biogas and water for reuse.

Key words : domestic wastewater; landfill leachates, Anaerobic MBR; biogas, reuse

Introduction

The Mediterranean basin (and particularly North African countries) is one of the poorest region in the world in terms of water resources. An increased water consumption rate for irrigation purposes along with a high urban population growth, have had an adverse effect on water resources. Thus, most groundwater resources in the Mediterranean areas are at risk of being exhausted through overexploitation. In Tunisia, treated municipal wastewater is becoming one of the main alternative sources of water. Indeed, in 2007, 99 municipal wastewater treatment plants (WWTP) has treated a quantity of 215 millions of m³ from which more than 30% are reused. The treated volume in 2011 is expected to be 266 millions m³, whereas the reused wastewaters should reach more than 50%. However, especially in the eastern and northern Mediterranean regions, wastewaters are inefficiently treated and re-used for irrigation or sanitary purposes, serving as carrier of pathogens such as faecal coliforms, *Salmonella*, Helminths and Viruses or causing water pollution when discharged to water bodies. In general, municipal and industrial

wastewaters are treated biologically, i.e. by activated sludge process or anaerobic process, using micro-organisms for degradation of organic pollutants.

Anaerobic digestion was described as a successful treatment technology for high strength industrial effluents [1]. Besides, over the last decade, the potential of the anaerobic processes as a treatment technology for low strength domestic wastewater has been evaluated. Nevertheless, domestic wastewater is quite complex due to the presence of fatty compounds, proteins, detergents, heavy metals and other toxic compounds. These characteristics impose limitations to the anaerobic process in respect to COD removal efficiency and also in terms of maximum organic and hydraulic loading rates to be applied. These limitations together with the slow net growth rate of anaerobic bacteria, increasingly stringent legislation of treated wastewaters and the opportunity of water reuse/recycle, increased the interest in membrane technology which is presented now as the potential technology for municipal wastewater treatment. Membrane-coupled anaerobic bioreactors have been applied as one alternative to the conventional anaerobic digestion process because they retain all micro-organisms in the reactor [2]. The membrane bioreactor (MBR) is an effective treatment technology for wastewater treatment and recycling. It has several advantages over conventional treatments such as reliability, compactness and optimal treated water quality [3]. In our Laboratory, we worked on anaerobic membrane bioreactor for the treatment and reuse of low and high strength wastewaters such as municipal, landfill leachates and industrial wastewaters. Our focus was on the development of AMBR technology for wastewater treatment with emphasis on the microbiological and toxicity characterizations of the treated water.

Objectives :

The objective of this project is to study the performance of an AMBR for the treatment of low strength wastewater like municipal wastewater. The focus was to transform the municipal wastewater into different valuable streams such as biogas (energy) and water for irrigation containing large amounts of fertilizers. This study includes firstly a comparison of the treatment of raw urban wastewater originated from an industrial city: Sfax with that of Ksour Essef city, producing mostly domestic wastewater. Secondly, this research focuses on the conversion potential of landfill leachates in biogas using anaerobic membrane bioreactor technology.

Methodology :

Wastewater sampling

Raw domestic wastewater was sampled from Sfax and Ksour-Esef wastewater treatment plants (WTPs). Sfax is an industrial region 270 km to the south of Tunis, Tunisia. However, Ksour Essef is a non industrial region 120 km to the north of Sfax, Tunisia. Wastewaters were collected and stored at 4°C until use. The physico-chemical characteristics of three samples of Sfax wastewater (SW) and one sample of Ksour Essef wastewater (KW) are shown in Table 1.

Landfill leachate (LFL) was collected at summer time from the controlled discharge of Jebel Chakir. The characteristics and average composition of Jebel Chakir- LFL were given in table 1. The feed solution was diluted to reach a reasonable value of COD. The HRT was kept constant (HRT = 7 d) during all the treatment and the OLR was increased by the decrease of the dilution of the feed solution.

Table 1: Physico-chemical composition of raw domestic wastewater originated from Sfax (S1, S2, S3), Ksour Essef (K1) and landfill leachate from Jebel Chakir (LFL).

	S1	S2	S3	K	LFL
pH	7.62	7.7	7.8	7.23	7.31
EC (mS cm⁻¹)	6.57	6.94	5.3	2.96	46
TSS (g l⁻¹)	0.288	0.54	0.22	0.377	1.97
VSS (g l⁻¹)	0.18	0.13	0.2	0.286	
COD (g l⁻¹)	0.670	0.90	0.419	0.786	
BOD₅ (g l⁻¹)	0.180	0.280	0.160	0.315	
COD/BOD₅	3.72	3.21	2.61	2.49	
N_t (mg l⁻¹)	49.35	57	51.47	166	
P_t (mg l⁻¹)	10.4	16	52.5	11.79	1600
Cu (mg l⁻¹)	0.001	0.0016	0.25	0.02	553
Pb (mg l⁻¹)	0.02	0.053	0.03	<0.041	1.58
Cr (mg l⁻¹)	0.017	0.033	0.015	<0.015	0.75
Cd (mg l⁻¹)	0.004	0.0025	0.0033	<0.004	<0.2

Experimental apparatus

The experimental set-up was constructed within the frame of the Inco-med project "MBR recycling" and it was installed in Centre de Biotechnologie de Sfax, Tunisia. The schematic diagram of the experimental set-up is shown in Figure 1. The jet flow anaerobic bioreactor (3) was constructed of Plexiglas and having a working volume of 50 litres. The temperature was maintained constant at 37°C by circulating water through the water jacket of the reactor. Bioreactor is fed via peristaltic pump (2) from the wastewater storage tank (1). The influent was supplied through the nozzle (14) into the jet flow module. Nozzle is co-axially located at the top of an inner tube (15), this created a dawn flow in the inner tube and an up flow between the inner tube and the reactor wall. This circulation of the liquid allows a perfect homogenization of the medium. The reactor was coupled via a multistage centrifugal pump Lowara SV805 (2-3 kW, Q_{max} = 10-12 m³ at 5-6 bars, and frequency controlled by a Stöber FBS/FDS) to a TECHNOCON GmbH ultrafiltration system composed by a membrane module Stork (Friesland BV) 10-Foot long. The membrane, which was Stork WFFX 0281, had 1 m² area, and 100 kDa cut-off. The cross-flow velocity was fixed at a value of 3 m s⁻¹ and the trans-membrane pressure was varied from 1 to 2 bars. An inductive volumetric flow meter IFC090 was used for measuring the membrane inflow rate and the flow rate in the nozzle (5). A gas meter

(Ritter) was used for measuring the biogas production (12). The pH was automatically adjusted at 7 by a pH regulation pump and a pH electrode (Dulcometer, Fa Prominent) using a solution of NaOH.

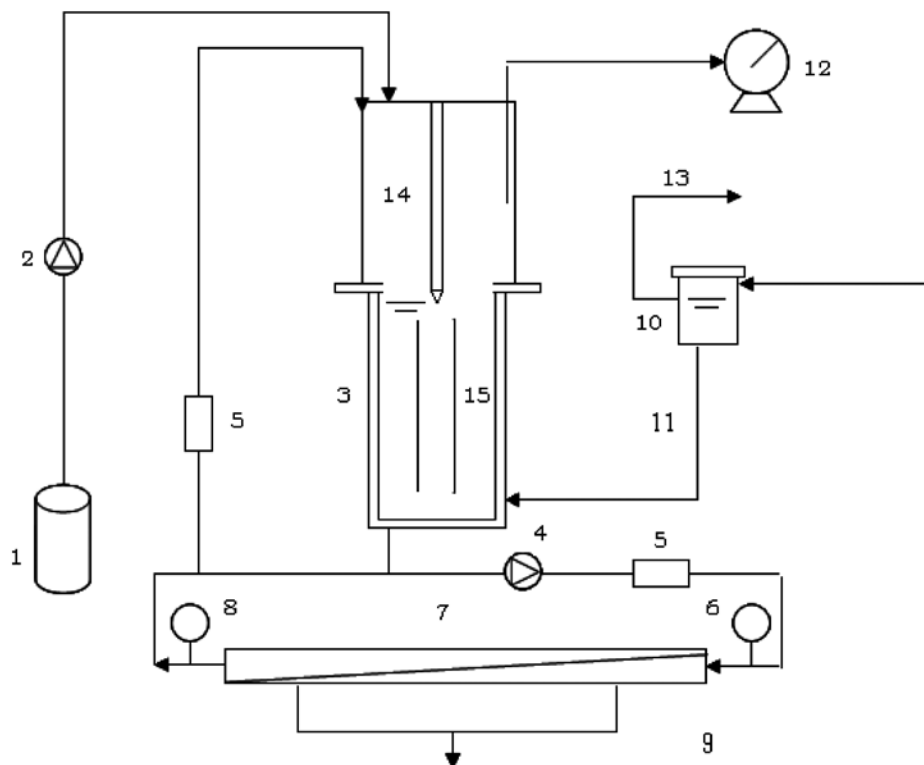


Figure 1: Schematic diagram of experimental process installed in Sfax, Tunisia: (1: raw domestic wastewater reservoir, 2: Peristaltic pump, 3: Jet Flow Anaerobic Reactor, 4: Circulation pump, 5: Flow meter, 6: manometer 1, 7: Ultrafiltration membrane, 8: manometer 2, 9: permeate, 10: Permeate tank, 11: Permeate recycling, 12: gas flow meter, 13: permeate discharged in the sewage system, 14: nozzle, 15: tube)

Analytical methods

COD was determined according to [4] standard method. BOD₅ was determined by the manometric method with a respirometer (BSB-Controller Model 620 T (WTW)). Total phosphorous was determined by [5] method. Total nitrogen was determined by [6] method. Total suspended solids (TSS) and volatile suspended solids (VSS) were determined according to the standard methods [7]. Heavy metals concentrations were measured using an atomic absorption heavy metals analyzer (Perkin Elmer 1101B) with a hollow cathode lamp. 80% air/20% (v/v) acetylene was used as oxidizing fuel flame.

To get the gas composition, gas samples were taken with a syringe from the tank of biogas and analysed by a gas chromatograph (Model: IGC11 of DELSI.) equipped with a thermal conductivity detector. Volatile fatty acids (VFA) were analysed by a gas chromatograph (SHIMADZU GC-9A) equipped with a flame ionisation detector (SHIMADZU CR 6A).

The turbidity was determined using a turbidimeter (WTW, turb 551 IR). The conductivity and the pH were determined using a conductivimeter model CONSORT C 831 and a pH meter model Metrohm 744, respectively.

GC-MS analysis

GC-MS was carried out to identify hydrocarbons and phenols present in LFL. An aliquot of 1 ml of ethylacetate-extractable products of the sample was injected splitless into the GC/MS (5975B inert MSD Agilent). The data were obtained on a DB-5MS column, 30 m length, 0.25 mm i.d. and 0.25 mm thickness (Agilent Technologies, J&W Scientific Products, U.S.A.). Carrier gas was helium. GC oven temperature started at 100°C and holding for 1 min to 260°C and holding for 10 min with program rate 4°C min⁻¹. The injector and detector temperatures were set at 250°C and 230°C, respectively. The mass range was scanned from 50 to 550 amu. The control of the GC/MS system and the data peak processing were carried out by means of the MSDCHEM Software.

Microbial estimation

Total Coliforms (TC), Faecal Coliforms (FC); Faecal *Streptococci* (FS) were estimated according to [8] and [9] water standard methods. MPN determination of *Salmonella* (S) was carried out by modified [10] method. Helminths (H) ova were extracted from wastewater by sedimentation-floatation according to [11] method adapted to wastewaters. Protozoan (P) cysts numeration was determined by the same protocol of helminths ova.

Phytotoxicity

Phytotoxicity was estimated by the determination of the GI according to [12] method using *Lepidium sativum* seeds.

Microtoxicity

The microtoxicity was determined according to [13] using the luminescent bacterium *Vibrio fischeri* LCK 480.

Results :

Treatment of domestic low strength wastewater by AMBR: effect of industrial discharges

The treatment of Ksour Essef domestic wastewater by the AMBR was successful. Indeed, the quality of the permeate effluent was acceptable to be reused for irrigation. For the Tunisian wastewater standards for reuse in the agricultural sector, the COD, BOD₅ and SS concentrations are 90, 30 and 30 mg/l, respectively. Indeed, the membrane bioreactor yielded an average COD removal rate of more than 76 % and an average BOD₅ removal rate higher than 84% at a volumetric loading rate varying from 0.23 to 2 g COD l⁻¹d⁻¹. Permeate quality indicated that suspended solids were completely removed. The conductivity and the turbidity were monitored in the permeate and in the raw domestic wastewater effluent. The values of conductivity were of the same order in the raw wastewater as well as in the permeate (ranged from 2.3 to 3.6 mS cm⁻¹). Also, the turbidity of raw effluent ranged from 95 to 148 NTU. However, the permeate turbidity was less than 3 NTU, with a removal percentage of more than 98.4 %. Figure (2) shows that the rate of the biogas produced

in the reactor increased with increasing volumetric loading rate (VLR). The methane yield expressed as the volume of methane produced per g of COD in the effluent ranged from 0.05 to 0.31 l CH₄ g⁻¹ COD, which was close to the maximum value. The volatile fatty acids (VFA) concentration was monitored in the bioreactor and in the permeate and results showed that VFA production was insignificant in the reactor (data not shown). It was below the inhibitory limits permitting the stability of the methanogenic process. In the permeate, the VFA concentration was less than 0.25 g l⁻¹.

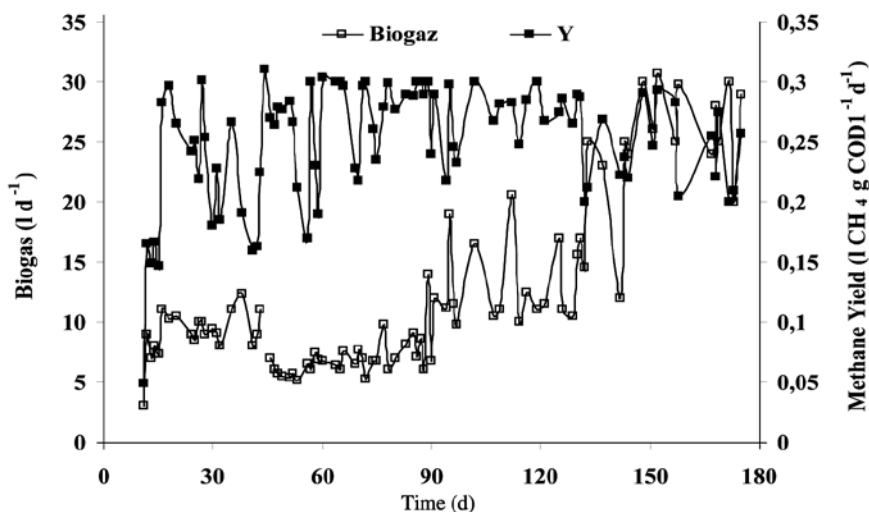


Figure 2 : Biogas production and methane yield variation during Ksour Essef wastewater methanisation

However, the use of AMBR for the treatment of Sfax (industrial city) wastewater resulted in low process efficiency (data not shown). The anaerobic process exhibited low adaptation of the consortium with drastic decrease in biogas productivity. This could be due to the considerable fluctuations in the wastewater composition and the possible contamination by industrial discharges. For this reason, 3 samples S1, S2 and S3 of wastewaters (Table 1) were collected and analyzed. The chemical composition of these samples demonstrated the low biodegradability of S1 and S2 (high COD/BOD₅ ratio) which confirmed a possible toxic contamination of these samples.

Phytotoxicity test using *Lepidium sativum* seeds was carried out for monitoring the toxicity of untreated and treated Sfax wastewater (SW) and Ksour Essef wastewaters. *Lepidium sativum* germination index (GI) is described as the most sensitive test used to evaluate the toxicity of wastewaters [14]. The GI determination of both untreated and treated SW revealed a strong phytotoxic character. Indeed, the germination index was less than 15% for untreated SW and did not exceed 50% for treated SW. However, phytotoxicity of treated KW was significantly reduced (Fig. 3). For example, GI of KW reached 80%. Several SW samples were analysed for their inhibitory potential of the well-known strain *Vibrio fischeri* (data not shown). Microtoxicity analysis of untreated SW showed that the mean value of microtoxicity was 51% noting that most of samples presented microtoxicity

values more than 80%. Even after treatment, samples were still toxic. By contrast to SW, untreated KW showed a low toxicity. For the treated KW, since the inhibition percentage is lower than 20%, they are presumed no toxic (data not shown).

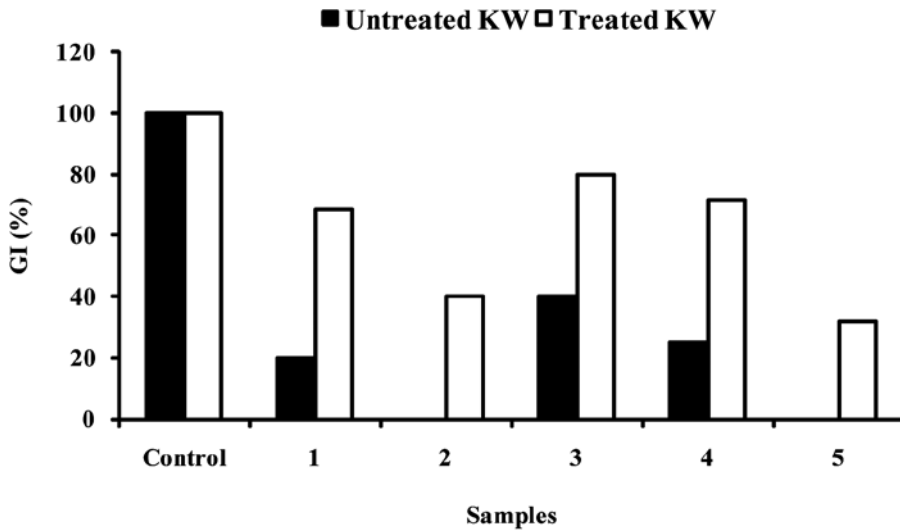


Figure 3 : Germination Index (GI) of untreated and treated Ksour Essef wastewater

Thus, taking into account toxicity results, we can assume that treated KW are more appealing from a point of view of agricultural reuse.

The microbiological quality of MBR permeates fits with WHO guidelines for unrestricted irrigation. Indeed, TC, FC, FS, S, H ova and P cysts were removed to levels below the detection limit for both SW and KW permeates (Table 2). Filtration parameters were optimized in this study and during the operation time, the cross flow velocity was fixed to a relatively high value of 3 m s^{-1} in order to avoid fouling and the transmembrane pressure was varied from 1 to 2 bars. The permeate flux was maintained at 9 l/h.m^2 .

Treatment of high strength landfill leachate wastewater by AMBR

Landfill leachates (LFL) collected from Djebel Chakir (Tunisia) discharge area were found to be highly loaded with organic matter, ammonia, salts, heavy metals, phenols and hydrocarbons (Table 1). Despite the possibility of their biodegradability, they represent a threat to the environment and show some resistance to conventional wastewater treatment processes [15]. For these reasons, this study attempted to develop the AMBR for the treatment of LFL. LFL was treated without any physical or chemical pretreatment. However, attention was paid to optimize its state of acidification/stabilization. The organic loading rate (OLR) in the AMBR was gradually increased from $1 \text{ g COD l}^{-1}\text{d}^{-1}$ to an average of $6.27 \text{ g COD l}^{-1}\text{d}^{-1}$. At the highest OLR, the biogas production was more than 3 volumes of biogas per volume of the bioreactor.

Table 2: Microbiological characteristics of untreated and treated SW and KW used to feed the AMBR, permeate and the microbial removal efficiency of the system.

	Untreated SW	Untreated KW	Permeate	RR(%)
T C (CFU 100 ml ⁻¹)	84 10 ⁵	26 10 ³	ND (in 1 ml)	100
F C (CFU 100 ml ⁻¹)	42 10 ⁵	12 10 ³	ND (in 1 ml)	100
FS (CFU 100 ml ⁻¹)	4.5 10 ⁵	21 10 ⁵	ND (in 1 ml)	100
S (MPN l ⁻¹)	940	940	ND (in 100 ml)	100
H (Ova l ⁻¹)	9.5	11	ND (in 1 l)	100
P (102 Cysts l ⁻¹)	1680	1621	ND (in 1 l)	100

Values have been calculated as arithmetic means of samples appropriated on a period of 2.5 months; ND: not detected; RR: removal rate.

The mixed liquor volatile suspended solids reached a value of approximately 4 g/l in the bioreactor. At stable conditions, the treatment efficiency was high with an average COD reduction of 90% (Table 3, Figure 4) and biogas yield of 0.46 l biogas per g COD removed (Table 3). The hydrodynamic operation conditions of the ultrafiltration membrane were adjusted to have a permeate flux of 2.5 l h⁻¹m⁻².

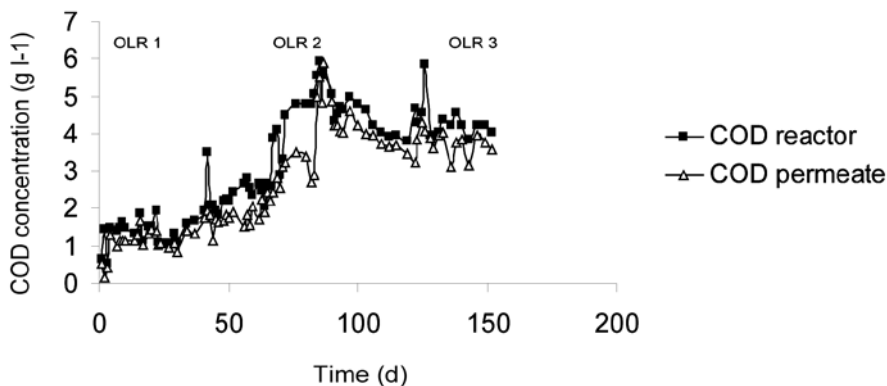


Figure 4 : Evolution of COD in the reactor and in the permeate during the treatment of LFL in the AMBR

Table 3 : Summary of the AMBR performance at stable conditions

Operation period	Hydraulic retention time HRT (d)	Organic loading rate OLR (g COD l ⁻¹ d ⁻¹)	COD _{feed} (g l ⁻¹)	COD _{permeate} (g l ⁻¹)	COD removal (%)	Biogas yield
OLR 1	7	2.24	14.87	1.17	92.0	0.45
OLR 2	7	4.66	30.8	2.96	88.8	0.37
OLR 3	7	6.27	41	3.77	90.7	0.48

Figure 5a. shows that LFL was highly loaded with hydrocarbons and phenols. These substances were reported to be toxic for biological growth. The challenge of this treatment was to investigate if acclimatized anaerobic bacteria under process intensification such as MBR are able to degrade such compounds. The GC-MS analysis (Fig. 5b) showed a complete removal of hydrocarbons and phenols having the retention time below 9 min, which correspond to compounds with molecular mass under 224. Up to this value, compounds seem to be toxic to anaerobic bacteria. The same substances are found in the permeate but at lower concentrations.

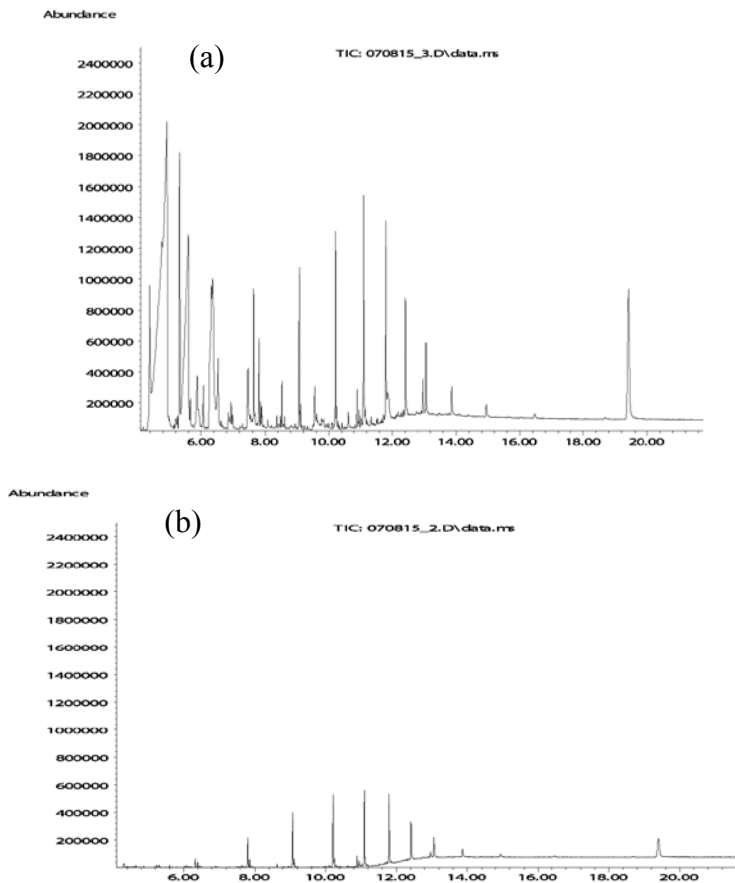


Figure 5: GC-MS chromatogram of ethylacetate-extractable products. The MS-identified compounds with respect to their retention time are the following :

(a) Untreated LFL: **4.387** : Phenol; **4.769** : Hexanoic acid; **5.587** : Heptanoic acid; **5.887**: Cyclohexanecarboxylic acid; **6.075** : Hexanamide; **6.328** : Octanoic Acid; **6.540** : 2-Piperidinone; **7.463** : Benzenepropanoic acid; **7.640** : Pyridine; **7.810** : 1-Tetradecene; **7.857**: Tetradecane; **7.893** : 7-Methylindole; **9.081** : 1-Hexadecene; **9.122** : Hexadecane; **10.210** : E-15-Heptadecenal; **10.245** : Octadecane; **10.628** : Caffeine; **10.898** : 1-Docosene; **10.969** : Methyl-3-(3,5-diterbutyl-4-hydroxyphenyl) propionate; **10.022**: Cyclohexadecane; **11.104** : Cycloicosane; **11.798** : 7,9-di-tert-butyl-1-oxaspiro[4.5]deca-6,9-diene-2,8-dione

(b) Permeate: **9.081** : 1-Hexadecene; **9.122** : Hexadecane; **10.210** : E-15-Heptadecenal; **10.898** : 1-Docosene; **11.104** : 1-Octadecene; **11.798** : 7,9-Di-tert-butyl-1-oxaspiro(4,5)deca-6,9-diene-2,8-dione.

Conclusions :

The use of MBR for the treatment of Sfax wastewater showed low process efficiency. This is believed to be due to the considerable fluctuations in the domestic wastewater composition and the possible presence of toxic compounds which inhibited both *Lepidium sativum* germination and *Vibrio fischeri* luminescence. However, the MBR proved to be efficient for the treatment and conversion into biogas (energy) of low strength Ksour Essef wastewater. Treated wastewaters were of good quality and fit with WHO guidelines for agricultural reuse. More over, AMBR technology showed its robustness during the bioconversion into methane of the problematic organic matter found in landfill leachates and exhibited 90% COD removal.

Acknowledgements

Authors are very thankful to “Agence Universitaire Francophone” (AUF), project PER-LBP for supporting this work.

References :

1. Arsov, R., Ribarova, I., Nikolov, N., Mihailov, G., Topalova, Y., and Khoudary, E., Two-phase anaerobic technology for domestic wastewater treatment at ambient temperature, *Wat. Sci. Tech.* **39**, 115-122 (1999).
2. Brindle, K., and Stephenson, T., The application of membrane biological reactors for the treatment of wastewaters, *Biotechnol. Bioeng.* **49**, 601-610 (1996).
3. Stephenson, T., Judd, S., Jefferson, B., and Brindle, K., *Membrane Bioreactors for wastewater treatment*, London, UK: IWA publishing (2000).
4. Knechtel, R.J., A more economical method for the determination of chemical oxygen demand, *J. Water Pollut. Control Fed.* **May/June**, 25–29 (1978).
5. Dabin, B., Application des dosages automatiques à l’analyse des sols, *Cah. Orstom., sér. Pédol.* **III**, 335-366 (1965).
6. Kjeldahl, J., A new method for the determination of nitrogen in organic matter, *Z. Anal. Chem.* **22**, 366 (1883).
7. APHA, *Standard methods for Water and Wastewater Examination*, 18th ed. Amer. Public Health Assoc., Washington, D.C. (1992).
8. ISO 4832, Microbiology - General guidance for the enumeration of coliforms - Colony count technique (1991).
9. AFNOR, NF T90–411, Recherche et dénombrement des streptocoques du groupe D, *Méthode générale par ensemencement en milieu liquide (NPP)* (1989).
10. Yanko, W.A., Walker, A.S., Jackson, J.L., Libao, L.L., and Gracia, A.L., Enumerating Salmonella in biosolids for compliance with pathogens regulations, *Wat. Environ. Res.*, **67**, 364-370 (1995).
11. EPA, *Environmental Regulations and Technology Control of Pathogens and Vectors in Sewage Sludge*, EPA-625/R-92/013, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio (1992).

12. Zucconi, F., Forte, M., Monaco, A., and de Beriotodi, M., Biological evaluation of compost maturity, *Biocycle*, **22**, 27-29 (1981).
13. ISO 11348-2. Water quality-Determination of the inhibitory effect of water samples on the light emission of *Vibrio fischeri* (Luminescent bacteria test). Part 2. *Method using liquid-dried bacteria* (1998).
14. Wong, J.W.C., Mak, K.F., Chan, N.W., Lam, A., Fang, M., Zhou, L.X., Wu, Q.T., and Liao, X.D., Co-composting of soybean residues and leaves in Hong Kong, *Bioresour. Technol.*, **76**, 99-106 (2001).
15. Ellouze M., Aloui F. and Sayadi S, Detoxification of Tunisian landfill leachates by selected fungi. 2008. *Journal of Hazardous Materials*, **150**, 642-648.

**From air pollution control to resource recovery
from waste gasses**

Piet LENS

*UNESCO-IHE Institute for Water Education,
Westvest 7, 2611 AX Delft, The Netherlands*



Sustainable gas treatment concepts are under development and can lead to the recovery of useful by-products such as energy in the form of biogas, hydrogen or electricity, and chemicals in the form of fertilizers (ammonia, phosphates) or raw materials (elemental sulphur, sulphuric acid) among others. Adding value to waste gas by upgrading the recovered compounds will only be a reality if it is demonstrated that there is a fundamental basis and a tangible advantage in using these recovered compounds rather than buying raw materials and feedstock.

In recent years, energy and feedstock materials for the chemical industry are in increasing demand. With constraints related to availability and use of oil, the energy and chemical industry is undergoing considerable changes. The need for the use of cheaper and widely available feedstocks, and the development of sustainable and environmentally friendly chemical processes is rapidly growing under both economical and public pressure. Therefore, waste gas treatment has gradually been integrated into process design. Instead of discharging their waste gases into the atmosphere, industries increasingly attempt to become self-sufficient and recover compounds from their own waste streams or use (upgraded) waste streams of neighbouring industries as raw material. Environmental Biotechnological processes play an important role in these reuse options.

Bioremédiation des eaux usées domestiques

Omar ASSOBBHEI^{1,2}

¹ *Université Chouaib Doukkali El Jadida*

² *Académie Hassan II des sciences et techniques, Rabat*



1. Résumé

La biodénitrification ou dénitrification biologique est un processus enzymatique de transformation des nitrates. L'élimination des nitrates (substance minérale oxygénée) en anaérobie est le résultat de l'utilisation de l'oxygène de cette molécule comme accepteur final des électrons dans les réactions d'oxydation des substrats organiques via l'enzyme nitrate réductase en fin de la chaîne de transport électronique lors de la respiration anaérobie.

Ce processus, qui se produit essentiellement en anaérobiose, a souvent été utilisé pour éliminer les nitrates contenus dans les eaux souterraines destinées à la consommation humaine afin de préserver la santé des enfants et des personnes âgées contre les effets nocifs de ce composé. La dénitrification biologique est aussi utilisée dans les filières de traitement des eaux usées pour réduire les teneurs en nitrates souvent en traitement de finition ou en traitement principal dans le cas des eaux usées de certaines industries riches en ces composés.

La biodénitrification a été expérimentée dans le cadre du projet RALBI (réacteur anaérobie à lit bactérien immergé) pour le traitement principal des eaux usées domestiques (traitement secondaire). La principale motivation de cette démarche réside dans le fait que ce processus permet une oxydation complète des substrats organiques en anaérobiose permettant des économies considérables dans le traitement des eaux usées.

La biodénitrification anaérobie des eaux riches en matières organiques se rapproche davantage des procédés de biodégradation de ces matières par voies aérobies consommatrices d'oxygène moléculaire et donc d'énergie (agitation et/ou d'aération). Mais aussi en termes d'efficacité métabolique et de vitesse de croissance des microorganismes dénitrifiants.

Le procédé RALBI optimisé, associé à d'autres améliorations techniques a été adopté pour constituer une filière de traitement robuste et économique pour répondre partiellement à un besoin évident du Maroc en technologies adaptées aux conditions économiques et techniques des collectivités locales et des secteurs industriels et touristiques qui souffrent d'un manque indéniable d'infrastructures d'épuration.

Le projet RALBI, a pour objectif de contribuer à combler ce déficit par la mise en œuvre d'une approche biotechnologique originale caractérisée par son efficacité de traitement des eaux usées, l'absence des mauvaises odeurs, la réduction des boues et des temps de séjour, la faible occupation de sol et le faible coût des ouvrages.

Dans le cadre du projet RALBI, une unité pilote est mise en place au sein de l'Université Chouaib Doukkali d'El Jadida. Elle permettra de traiter les rejets du campus universitaire entre autres. Les eaux traitées serviront pour arroser les jardins et pelouses de l'Université. Le projet RABLI, servira également de plateforme de démonstration, de formation par la recherche et d'expérimentation de nouveaux procédés de traitement des eaux usées.

2. Introduction

Le Maroc a ouvert au cours de cette dernière décennie de grands chantiers pour promouvoir le développement socio-économique, scientifique et culturel des citoyens marocains dans le but d'améliorer le niveau et la qualité de leur vie. L'initiative nationale de développement humain, le plan Maroc-vert, le plan Haliotis, le plan Azur, le plan émergence, les programmes nationaux d'assainissement liquide et solide, l'électrification du monde rural, l'élargissement du réseau d'adduction de l'eau potable... et récemment, les projets sur les énergies renouvelables et le lancement de la charte nationale sur l'environnement (discours du trône de juillet 2009) en sont une belle illustration.

Pour accompagner ces grands projets structurants du Maroc moderne, plusieurs initiatives ont été lancées pour favoriser la formation, la recherche et la recherche – développement, en particulier, la création de l'Académie Hassan II des sciences et techniques, la mise en place du Conseil supérieur de l'enseignement, le Plan d'urgence pour réformer l'éducation et la formation, etc.

Cependant, le Maroc a accusé un énorme retard en matière d'infrastructure de traitement des eaux usées, il est donc nécessaire de profiter des expériences réussies à l'échelle mondiales et d'emprunter les meilleurs raccourcis technologiques pour combler très rapidement ce retard.

L'approche biotechnologique innovante, aux multiples avantages économiques et écologiques, adaptée au contexte marocain est prometteuse. En effet, la voie biotechnologique pour le traitement des eaux usées est de loin, des plus performantes et des plus respectueuses de l'environnement. Elle offre des opportunités technologiques de remédiation des pollutions des eaux généralement robustes et efficaces.

3. Biodénitrification

La biodénitrification est un processus clé dans l'élimination de l'azote des milieux aquatiques et des eaux usées en particulier. En effet, l'enlèvement de l'azote dans les eaux usées est principalement effectué par nitrification et dénitrification. La nitrification consiste d'abord en l'oxydation de l'azote ammoniacal (NH_4^+) en nitrite (NO_2^-), un état intermédiaire, puis ce dernier est rapidement oxydé en nitrate (NO_3^-). Cette transformation est effectuée en présence d'oxygène par des bactéries autotrophes nitrifiantes.

La présence de nitrate dans l'eau soulève habituellement moins d'objection que celle de l'azote ammoniacal (Ramalho, 1983). Cependant, comme ce composé peut nuire à la réutilisation de l'eau, il peut être nécessaire de l'éliminer des eaux usées en ayant recours à la dénitrification. Cette étape est un processus anoxie au cours duquel les bactéries hétérotrophes vont modifier leur métabolisme pour utiliser les formes oxydées d'azote (NO_2^- , NO_3^-) comme accepteurs d'électron au lieu de l'oxygène moléculaire. La réduction biologique du nitrate au cours de la dénitrification mènera à la production finale de N_2 , produit gazeux inerte (figure 1).

La biodénitrification qui se produit essentiellement en anaérobiose, a souvent été utilisée pour éliminer les nitrates contenus dans les eaux souterraines destinées à la consommation humaine afin de préserver la santé des enfants et des personnes âgées contre les effets nocifs de ce composé.

La dénitrification biologique, souvent associée à la nitrification, est utilisée dans les filières de traitement des eaux usées pour réduire leurs teneurs en composés azotés en traitement de finition ou en traitement principal dans le cas de certaines eaux usées industrielles. La biodénitrification anaérobie, appelée aussi respiration nitrate anaérobie, a une efficacité métabolique supérieure aux fermentations et se rapproche davantage de la respiration aérobie en termes de rendement énergétique et de cinétique catabolique.

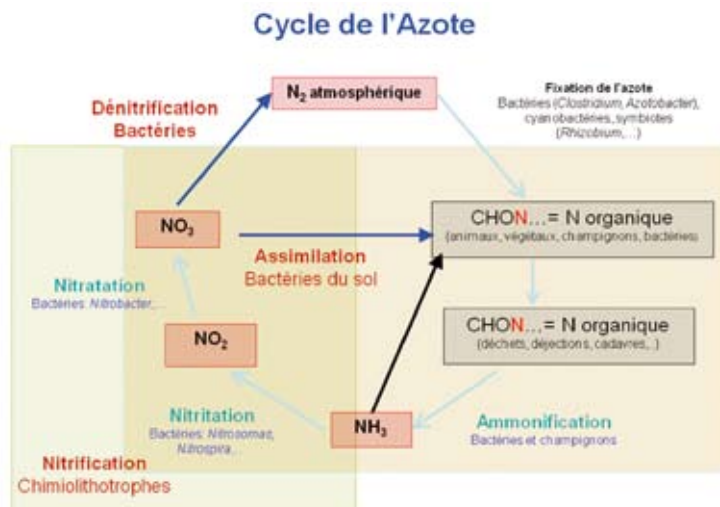


Figure 1 : Biodénitrification et cycle de l'azote.

Plusieurs procédés permettent d'enlever biologiquement l'azote. Les procédés à cultures en suspension, en particulier les boues activées et les réacteurs biologiques séquentiels, peuvent facilement être adaptés pour faire de la nitrification et de la dénitrification. De tels procédés, couramment employés pour les grandes municipalités, présentent par contre une augmentation importante du coût d'investissement par habitant.

Les procédés à milieu fixe (lits bactériens et disques biologiques rotatifs), quant à eux, s'adaptent bien aux contraintes des petites communautés : peu de budget, d'espace et de

main-d'œuvre. Ces procédés sont généralement compacts, facilement applicables pour de faibles débits et nécessitent souvent moins d'entretien que les procédés à milieu en suspension.

Dans le cas du projet RALBI, la biodénitrification, associée à des améliorations techniques (flore microbienne sélectionnée, culture sur support inerte, flux ascendant,...), a été adoptée pour constituer une filière de traitement des eaux usées domestiques économique et relativement peu chère pour répondre partiellement à un besoin évident du Maroc en technologies adaptées aux conditions économiques et techniques des collectivités locales et des professionnels de ce secteur.

Dans le cadre du projet RALBI, la biodénitrification est expérimentée pour la première fois pour le traitement des eaux usées domestiques pour enlever la charge organique et les matières en suspension. La principale motivation de cette approche réside dans le fait que ce processus permet, entre autres, une oxydation complète des substrats organiques en anaérobiose permettant des économies considérables dans le traitement des eaux usées répondant ainsi aux besoins des petites localités.

4. Etat du traitement des eaux usées au Maroc

Le manque d'infrastructure d'épuration des eaux usées au Maroc est indéniable. En effet, le pays compte 91 STEP inventoriées en 2008 dont environ 40% sont hors service (tableau 1) en raison de l'inadaptation des procédés de traitement au contexte climatique et socio-économique marocain et à l'absence d'une expertise nationale dans ce domaine. La production des eaux usées au Maroc en 2005 a été évaluée à 600 Mm³ et estimée à 900 Mm³ en 2020. Par ailleurs, seulement 45 Mm³ des eaux usées produites au Maroc sont traitées, soit environ 7,5 % du volume totale produit en 2005. A titre d'exemple, dans les pays européens, ce taux est compris entre : 90 et 100 %.

Tableau 1 : Etat des stations d'épuration des eaux usées au Maroc (2008).

Procédé de traitement	Nombre de STEP	STEP en fonction	STEP hors service	%
Infiltration – percolation	6	6	0	100,0
Lagunage	34	29	5	85,2
Boues activées	16	10	6	62,0
Lits bactériens	8	4	4	50,0
Décantation – digestion	19	3	16	15,8
Diverses technologies	8	4	4	50,0
Total	91	56	35	61,5

Par ailleurs, plus de 90% des eaux usées générées au Maroc, sont rejetées à l'état brut dans la nature, dont près de 54% dans le littoral (Tableau 2). Cet espace hautement sollicité par les activités humaines (urbanisation, exploitation agricole, tourisme,...), est déjà très altéré par les différents types de nuisances et menacé par les effets dévastateurs du changement climatique (élévation du niveau marin, accélération de l'érosion côtière, augmentation de la fréquence des tempêtes...).

Tableau 2 : Rejet des eaux usées brutes par milieu récepteur en Mm³/an.

Milieu récepteur	1999	2010	en % (2010)
Côtes Atlantiques	228	356	54,0
Côtes Méditerranéennes	19	29	4,5
Rivières et oueds	176	274	41,5
Total	423	659	100,0

La réutilisation des eaux usées traitées au Maroc est très limitée suite au manque d'infrastructure d'épuration et au faible taux de connexion aux STEP (moins de 3 % de la population urbaine est connectée à une STEP). Cependant, leur réutilisation à l'état brute concerne plus de 7000 ha à la périphérie des villes marocaines menaçant la santé des populations et altérant le paysage.

Le Maroc est donc appelé à accélérer son rythme d'installation des ouvrages de dépollution en vue d'améliorer le cadre de vie dans ses villes, d'atteindre les objectifs du millenium et de s'inscrire dans la perspective de développement durable. La principale contrainte étant le coût élevé des expertises et des équipements pour la construction des stations d'épuration des eaux usées qui souvent, dépassent largement les capacités financières des collectivités locales et du secteur industriel.

En 2005, un ambitieux plan national d'assainissement liquide (PNAL) a été lancé par les autorités nationales pour améliorer l'assainissement et renforcer les capacités de traitement des eaux usées à l'horizon 2020. Doté d'un budget de 43 milliards de dirhams, le PNAL a comme principaux objectifs :

- raccorder 80% de la population urbaine au réseau collectif d'assainissement en 2020;
- traiter 31% des eaux usées produites en 2015;
- réduire de 60% la pollution des eaux usées produites en 2020 avant leur rejet.

En conclusion, le secteur de traitement des eaux usées a accusé un important retard en infrastructure d'épuration adaptée aux conditions socio-économiques, climatiques technologiques du pays. Toutefois, à l'initiative de chercheurs marocains des STEP robustes, simples, peu coûteuses et parfaitement adaptées aux conditions socio-économiques et climatiques du Maroc ont été mises en place et constituent des expériences pilotes qui méritent d'être développées à l'échelle nationale. C'est le cas des stations pilotes de traitement des eaux usées de l'Institut agronomique et vétérinaire Hassan II de Rabat (filtration sur sable), de la ville d'Attaouia (Chenal algal), de la Faculté des Sciences d'El Jadida (biodénitrification RALBI)...

5. Traitement des eaux usées domestiques par le procédé RALBI

5.1- Fondement du procédé RALBI

Le projet RALBI, a pour objectif de contribuer à surmonter une partie des contraintes du secteur du traitement des eaux usées au Maroc par la mise en œuvre d'une approche biotechnologique originale caractérisée par : l'efficacité de traitement, l'économie de l'énergie, l'absence de mauvaises odeurs, la faible production de boues, la faible occupation de sol, le faible coût des ouvrages...

Le procédé RALBI est basé sur l'oxydation des matières organiques par biodénitrification dans un réacteur anaérobie à lit bactérien immergé. La flore bactérienne spécialisée est sélectionnée pour son haut pouvoir oxydatif de la matière organique en présence du nitrate comme source d'oxygène. Le bioréacteur a été optimisé à l'échelle du laboratoire pour des volumes de 18 litres puis de 65 litres, est alimenté par un flux ascendant. La station pilote installée à l'université Chouaib Doukkali est dimensionnée pour un volume journalier de 25 m³ d'eaux usées domestiques. Les eaux traitées serviront pour arroser les jardins et pelouses de l'Université. La STEP sert aussi de plateforme de démonstration, de formation par la recherche et d'expérimentation de nouveaux procédés de traitement des eaux usées.

5.2. Description de la STEP RALBI

Après dégrillage et dessablage classiques, les eaux usées domestiques sont acheminées vers un bassin tampon et renvoyées sur le décanteur – digesteur par une pompe à débit fixe. A la sortie du décanteur-digesteur, la charge polluante des eaux décantées est partiellement éliminée. Les eaux sont ensuite conduites vers le bioréacteur RALBI par un flux ascendant et une vitesse ascensionnelle calculée en fonction des performances épuratrices du biofilm. Le bioréacteur est rempli par une flore dénitrifiante sélectionnée fixée sur un matériau adéquat, constituant un biofilm. La flore dénitrifiante est maintenue en anaérobiose en présence de nitrate. L'épuration est complétée par une filtration sur sable ou sur un filtre planté.

Les eaux épurées sont stockées dans un réservoir et serviront pour arroser les espaces verts de la Faculté des sciences. Après déshydratation sur lit de séchage, les boues collectées à partir du décanteur-digesteur et du bassin tampon sont dirigées vers l'unité de compostage pour la préparation du compost. Les mauvaises odeurs des eaux usées sont collectées à partir du bassin tampon et du décanteur-digesteur et évacuées vers le filtre biologique pour leur biotraitement.

5.3. Caractéristiques du procédé RALBI :

La bioremédiation des eaux usées domestiques par le procédé RALBI met en œuvre un consortium microbien anaérobie sélectionné pour son haut pouvoir de biodégradation des matières organiques couplé à un haut pouvoir dénitrifiant. La flore microbienne est fixée sur un lit bactérien qui limite son lessivage et permet une grande surface de contact substrat organique – microorganismes réduisant de facto la superficie des ouvrages d'épuration. Le bioréacteur contenant la flore microbienne dénitrifiante est conçu sous forme de modules indépendants dont le nombre est fonction du volume et de la charge polluante des eaux usées à traiter. Cette caractéristique permet une adaptation des ouvrages d'épuration aux variations de l'effectif de la population connectée à la STEP RALBI. L'absence de mauvaises odeurs au niveau de la STEP, permet son implantation dans des zones urbanisées sans désagrément pour les riverains.

Par ailleurs, le procédé RALBI consomme très peu d'énergie. En effet, lorsque la topographie du site d'implantation de la STEP le permet, la STEP RALBI peut fonctionner en gravitaire sans consommation d'électricité. RALBI est aussi caractérisé par sa faible production de boues, limitant le problème de leur gestion (stockage et traitement). Les

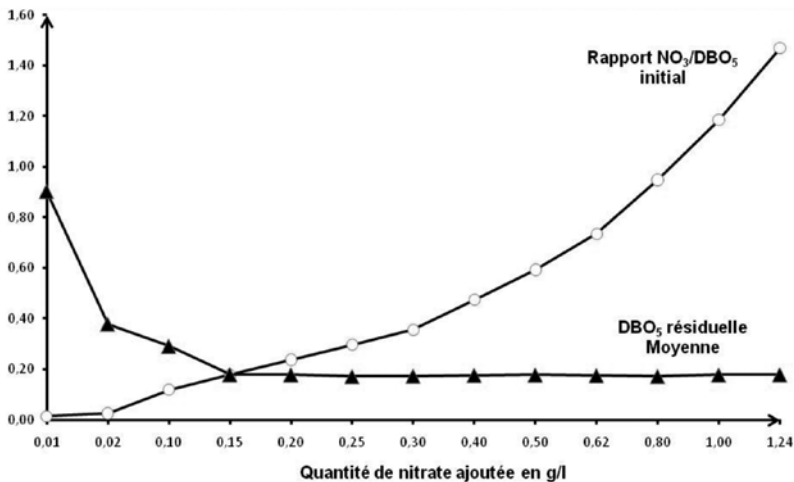
matériaux utilisés dans la STEP RALBI sont relativement simples, disponibles sur le marché national et à faible coût. D'un entretien aisé et reposant sur une expertise nationale, la STEP RALBI constitue une technologie de choix adaptée au contexte national.

5.4. Optimisation du fonctionnement du procédé RALBI

Après sélection de la microflore dénitrifiante en culture batch, celle-ci a été fixée sur un support plastique de qualité alimentaire choisi parmi plusieurs autres matériaux pour la bonne adhésion des microorganismes sur ce type de support. Ce dernier est caractérisé par sa faible densité (0,877 Kg/L) et sa porosité de 0,88.

La quantité de support à mettre dans le bioréacteur, exprimée en termes de surface colonisable par le biofilm dénitrifiant a été optimisée tenant compte des caractéristiques des eaux usées domestiques à traiter (température, pH, matières en suspension, demandes chimique et biochimique en oxygène, azote total résiduel, phosphore total, coliformes fécaux et les streptocoques fécaux).

La biodénitrification est favorisée par l'anaérobiose et la disponibilité du nitrate dans le bioréacteur. L'ajout du nitrate est nécessaire pour assurer une bonne élimination des matières organiques véhiculées par les eaux usées. A cet effet, la quantité de nitrate à ajouter a été optimisée par rapport à la demande biochimique en oxygène de l'eau usée domestique utilisée.



Par ailleurs, le temps de séjour hydraulique théorique a été également optimisé tenant compte des capacités épuratoires de la biomasse dénitrifiante constituant le biofilm. D'autres études visant à évaluer les performances épuratrices du bioréacteur RALBI ont également été réalisées, en particulier, l'effet de la variation de la charge polluante, des variations brusques du débit, de la présence des métaux lourds, etc.

A l'issue de l'étude d'optimisation en bioréacteur RALBI de 65 L, les performances du procédé RALBI en termes de pourcentage d'enlèvement des polluants sont présentées dans le tableau 3 ci-dessous. Ces résultats sont obtenus pour un temps de séjour hydraulique de 6 heures.

Tableau 3 : Efficacité du procédé RALBI (* moyenne de 8 répétitions)

Paramètre	Eaux usées brutes*	Eaux usées traitées*	Enlèvement en %
DBO ₅ (mg/L)	810,2	127,6	84,3
N- NTK (mg/L)	27,3	70,9	-
NH ₄ ⁺ (mg/L)	104,4	32,4	68,9
NO ₃ ⁻ (mg/L)	2,9	0,95	67,2
P-PT (mg/L)	1,14	7,75	-
PO ₄ ³⁻ (mg/L)	0,16	0,09	43,7
Matières en suspension (mg/L)	300	11,9	96
Coliformes fécaux (NPP/100mL)	30 10 ¹⁰	2,5 10 ²	99,99
Streptocoques fécaux (UFC/mL)	7,7 10 ⁵	5 10 ²	99,93

6. Conclusion

La station d'épuration des eaux usées utilisant le procédé biotechnologique RALBI optimisé, présente des performances de traitement et des coûts d'installation et de fonctionnement compétitifs par rapport aux offres du marché du traitement des eaux usées au Maroc. Basé sur une technologie simple, robuste et modulable, le procédé RALBI constitue une alternative de choix pour les petites collectivités locales, pour l'assainissement décentralisé en ville, pour les sites touristiques et les campements en zones reculées...

Exploitation minière et pollution des ressources en eaux au Maroc : diagnostic

Mohammed FEKHAOUI ^{1*}, Abdellah ELABIDI ²
et Moulay Larbi EL HACHIMI ³

¹ Institut Scientifique, Rabat

² Institut National d'Hygiène, Rabat

* auteur correspondant



Résumé

L'exploitation minière reste l'une des plus importantes sources de métaux lourds dans l'environnement. Les opérations d'extraction et de broyage minier, la valorisation de minerais et l'évacuation de résidus, constituent des sources évidentes de contamination de l'environnement. Comme résultat, des niveaux élevés de métaux lourds peuvent être rencontrés dans les différentes composantes de l'environnement minier (eaux souterraines, eaux de surfaces, végétaux, champs agricoles, etc.). Cette situation représente éventuellement un risque potentiel pour les habitants des régions minières.

Les résultats du diagnostic de l'impact des activités des centres miniers Aouli-Mibladen-Zeïda sur l'environnement avoisinant confirment ceci. En effet, les résultats relevés physico-chimie et les variations spatiale et temporelle des concentrations en éléments traces métalliques Cd, Cu, Pb, Zn et As dans les eaux de surface au voisinage de ces sites, montrent un dépassement des concentrations moyennes des eaux douces naturelles et placent cette zone parmi les systèmes hydriques insalubres et constitue un risque potentiel pour les ressources hydriques en général et la santé humaine en particulier au vu des diverses utilisations. Au-delà d'une réhabilitation paysagère, il est primordial de prendre des mesures importantes pour protéger les riverains et l'environnement des nuisances des centres miniers au Maroc.

Mots clés : *Exploitation minière, diagnostic, risques sanitaires, impacts sur l'environnement.*

Summary

The mining remains one in the most important springs of heavy metals in the environment. The extraction and mining grinding, the ores valuation and the evacuation of residues, establish evident springs of environment contamination. As result, high levels of heavy metals can be found in the various constituents of the mining environment (ground waters, surface waters, vegetables, agricultural fields, etc.). This situation represents a potential risk for the mining regions inhabitants.

The results of the diagnosis of the activities impact of the mining centers Aouli-Mibladen-Zeïda on the neighboring environment confirm this situation. Indeed, the found results of physico-chemistry and the spatial and temporal variations of the elements metallic concentrations Cd, Cu, Pb, Zn and As in the surface waters near of these sites, show one an overtaking of the average concentrations of the natural fresh water and place this zone among the unhealthy aquatic systems and constitute a potential risk for water resources generally and human health in particular in view of the diverse uses. Beyond a landscaped rehabilitation, it is essential to take important measures to protect the local residents and the environment from the nuisances of the mining centers in Morocco.

1. Introduction

L'exploitation minière reste l'une des plus importantes sources de métaux lourds dans l'environnement. Les opérations d'extraction et de broyage minier, la valorisation de minerais et l'évacuation de résidus, constituent des sources évidentes de contamination de l'environnement. Comme résultat, des niveaux élevés de métaux lourds peuvent être rencontrés aux alentours et dans les mines métallifères, dus à la décharge et à la dispersion des résidus miniers dans les sols agricoles proches, les récoltes et les cours d'eau. C'est ce qui pose éventuellement un risque potentiel pour les habitants des régions minières.

Ainsi, plusieurs études ont été entreprises à travers le monde sur la contamination des eaux, des sédiments, des sols et des plantes, par les éléments traces métalliques (ETM) résultants des activités minières, ils indiquent des degrés de contamination métallique aux alentours des mines dépendent des caractéristiques géochimiques et des minéralisations des résidus miniers.

L'activité minière au Maroc est très anciennes (dès l'Antiquité) comme en témoigne les anciens travaux miniers repérés à travers le territoire national ont été exploités. Ces activités sont à l'origine de développement de grandes dynasties le cas de la mine d'Aouam dans l'essor de la dynastie Idrisside, celle de Zgounder a contribué à l'organisation de l'Etat Almohade.

Par ailleurs, le déclin de l'activité minière à partir du XIII^e siècle relève de causes multiples :

- épuisement des couches de minerai les plus riches et les plus facilement accessibles
- techniques utilisées ne correspondaient pas aux difficultés croissantes de l'exploitation.

Il faut attendre le début du XX^e siècle pour assister à une prospection étendue du territoire et la mise en exploitation par de grandes sociétés internationales du sous-sol marocain (principalement françaises).

Après l'indépendance, les ressources du sous-sol deviennent un élément essentiel du patrimoine national.

La production minière nationale totale représente environ 0,7% de la valeur estimée de la production mondiale (source : Ministère de l'Energie et des Mines), le Maroc figure ainsi parmi les trente premières nations sur l'échelle de la production minière.

2. Principales zones minières

Les principales zones minières hors phosphate au Maroc sont :

- La zone située au centre du pays, de 60 à 120 km de la côte atlantique : on y trouve le plomb, la fluorine et l'antimoine.
- L'anti-Atlas qui renferme des gisements de cuivre, de manganèse, de métaux précieux (or et argent) et de métaux stratégiques (cobalt, étain, wolfram, etc.).
- Le Haut Atlas avec des gisements de plomb, de zinc, de cuivre, de manganèse, de fer et de barytine.
- Le Rif avec le fer, le zinc, l'antimoine, les métaux stratégiques et les argiles smectiques.
- L'Oriental avec le plomb, le zinc et le charbon.

3. Aspects réglementaires liés à la santé et à la sécurité dans le secteur minier

Ils sont régis par un arsenal de textes législatifs et réglementaires regroupés en deux grands catégories :

- textes généraux (communs à l'ensemble des entreprises quel que soit leur secteur d'activité) :
 - **ancien** : Dahir du 12 août 1912
 - **récent** : Décret n°2-08-975 du 28 choul 1422 (19 septembre 2001) relatif à la protection des travailleurs exposés aux poussières d'amiante et le nouveau code du travail adopté par le parlement, qui institue, entre autres mesures, le comité d'hygiène et de sécurité dans les entreprises de plus de 50 salariés.
 - textes spécifiques (réservés uniquement au travail minier) :
 - **ancien** : Arrêtés du 18 février 1938 et du 4 juillet 1939 portant règlement général sur les exploitations minières.
 - **récent** : Dahir de 1960 portant statut du mineur organise les relations entre employeurs et travailleurs dans ce secteur ; il prévoit des dispositions en matière d'hygiène et de sécurité.

4. Aspects environnementaux liés aux exploitations minières

4.1. Rejets du secteur minier

Principaux rejets sont sous forme :

- solide (stériles des opérations d'abattage du minerai),
- pulpe (stockée dans des digues aménagées à cet effet dont les teneurs en matières solides sont de l'ordre de 30 à 40%),
- poussières, gaz (SO_2 , NO , NO_x , CO_2 , composés de Pb, Zn, As, etc.)
- liquides (eaux de lavage et de refroidissement),
- et la contamination des sols, et les risques que posent les digues à rejets et les sites miniers abandonnés.

Ainsi, dans les exploitations minières, les rejets liquides et les consommations en eau se situent dans les intervalles suivant :

- 75 à 100 % de rejets liquides par tonne et par type de minerai.
- 1 à 2 m³/ tonne traité de minerai.

4.2. Sources potentielles de la contamination des eaux

• Les effluents issus d'un site minier sont :

- Eaux d'exhaure (*opération qui permet de maintenir la mine à sec et d'en permettre l'exploitation*)
- Eaux de la digue à stériles (pour stocker les résidus du traitement constitués) constituées de :
 - ♦ la gangue; partie du minerai brut qui ne contient pas de minéraux économiquement exploitables)
 - ♦ et de beaucoup d'eau contenant une partie des réactifs utilisés dans la concentration des minerais.

Ces eaux s'écoulent à la sortie de la digue après un séjour plus ou moins prolongé malgré l'installation, dans certains cas, d'un système de recyclage des eaux vers l'usine de traitement.

• Drainage acide minier

Les minéraux sulfurés stockés sont exposés à l'air et subissent :

- oxydation chimique relativement lente.
- acidification graduelle des eaux (bactéries).
- dissolution des métaux lourds contenus dans les minéraux sulfurés

• Produits des traitements des minerais

Il s'agit de divers réactifs organiques et inorganiques utilisés dans le traitement des minerais tels que :

- cyanures libres et des complexes cyanurés (cyanures métalliques), l'huile de pin, sels métalliques (sulfate de cuivre, sulfate de zinc, chromates, les sulfates et chlorures de fer, ...).
- produits de leur dégradation, tels que l'ammoniac,...

• Autres causes

Parmi les autres causes qui peuvent être à l'origine une contamination sévère la stabilité des digues à stériles : la rupture brutale peut aboutir au déversement complet du contenu (cas des mines d'Aznalcóllar, Espagne 25 avril 1998 – mine d'Aurul, Roumanie 30 janvier 2000, cas de la digue de la mine de CMG, Marrakech 2002,...).

Ainsi, les impacts et les risques les plus importants à surveiller, minimiser et corriger sont reliés à l'étape de la production, de la fermeture de la mine et au suivi après la fermeture.

4.3. Risques pour l'environnement immédiat

4.3.1. Population humaine

Les risques sont liés à l'Exposition des populations vivant à proximité des sites d'exploitation à des nuisances diverses comme :

- Poussières,
- Bruit ;
- Pollution de la nappe phréatique,
- Pollution des aliments : contamination chimique des aliments produits localement.

Toutes ces nuisances peuvent être à l'origine de maladies et d'intoxications dépendant de la nature du minerai (silicose, saturnisme,...).

4.3.2. Proximité des sites d'intérêts biologique et écologique

Plusieurs Parc national, Parc naturel, Réserve naturelle, Réserve biologique, Site naturel sont situés à proximité des sites miniers ce qui augmente les risques des impacts sur l'environnement immédiat sachant que ces sites représentent des milieux à fortes diversités biologiques et possèdent des espèces patrimoniales.

5. Exemples des impacts des activités minières

5.1. Cas de la mine de Hajar

5.1.1.-caractéristiques générales

- Gisement sulfuré polymétallique situé à 35 km de la ville de Marrakech dans la plaine du Haouz.
- Démarrage : janvier 1992 (cadence de 2400 t/j)
- Production en 2003 :
 - Zinc : 131 599 tonnes de concentré
 - Plomb : 23 085 tonnes de concentré
 - Cuivre : 16 305 tonnes de concentré
- Rejet : la pulpe (30 à 35% solide) composée de solide (4500 à 5000 t par jour), d'eau (8400 à 9900 m³ par jour) et d'une fraction des réactifs de Flottation (essentiellement sulfures de fer).

5.1.2. Enjeux environnementaux

- Une grande diversité biologique (mammifères, avifaune, herpetofaune, cortège floristique important). La présence de la plus ancienne réserve, la réserve de Takherkhort à Mouflon à manchette en est témoin.
- Présence d'un réseau de SIBE à proximités du site d'étude dont les plus importants : le Parc National Toubkal et de la zone humide d'Assif Rheyhaya.
- Existence d'un réseau de cours d'eau non pérennes qui se jettent dans l'oued Nfis à l'aval du barrage Lalla Takerkoust.

- Eaux d'exhaure (environ 100 m³/h) collectées dans des bassins (albraques) de décantation, acheminées vers le bassin de stockage des eaux industrielles où elles sont mélangées avec les eaux du barrage Lalla Takerkoust.

5.1.3.-Sources potentielles de contamination de la mine

- Effluents miniers : les matières en suspension, les réactifs et les divers métaux provenant de la gangue (action : recyclage).
- Les eaux d'exhaure (environ 100 m³/h) : eaux provient de l'oxydation des minéraux sulfurés contenus dans les murs des galeries souterraines et acidification des eaux avec libération de métaux lourds (action : remblayage systématique des galeries exploitées).
- Les boues issues de la flottation ou pulpe.
- libération de coulées boueuses : effondrement d'une partie ou de la totalité du mur de la digue. Cet évènement s'est produit en décembre 2002 et a intéressé la nouvelle digue à stériles, 20 000 m³ de boues se sont répandus. (action : opérations de nettoyage et de curage).

5.1.4. impacts de l'activité minière sur l'environnement :

Les résultats des analyses physico-chimiques des échantillons d'eaux des sources et des puits des villages avoisinants le site n'ont révélés aucun dépassement pour l'ensemble des paramètres (tableau 1).

Désignation Origine (village)	Cu mg/l	Co mg/l	As μ/l	Cd mg/l	Pb μg/l	Se μg/l	Cr tot mg/l	Hg tot μg/l	Al mg/l
Source Hajar	< 0,02	< 0,1	< 3	< 0,002	< 9	< 8	< 0,01	< 1	< 0,05
Source Taourda	< 0,02	< 0,1	< 3	< 0,002	< 9	< 8	< 0,01	< 1	< 0,05
Source Akhlij	< 0,02	< 0,1	4	< 0,002	< 9	< 8	< 0,01	< 1	< 0,05
Puits Tifratine	< 0,02	< 0,1	9	< 0,002	< 9	< 8	< 0,01	< 1	< 0,05
Puits Oukhribane	< 0,02	< 0,1	< 3	< 0,002	< 9	< 8	< 0,01	< 1	0,07
Source Tiouli	< 0,02	< 0,1	5	< 0,002	< 9	< 8	< 0,01	< 1	< 0,05
Seuil	1	-	50	0,005	5	10	0,050	1	0,050

5.2. Site Minier de Bleida

5.2.1. Caractéristiques générales

- Située dans la chaîne de l'Anti-Atlas, dans la partie SE de la boutonnière El Graara, à environ 80 km à vol d'oiseau au SSE de Ouarzazate.
- Fut le plus important des gisements, de l'Afrique du Nord par ses réserves en cuivre.
- Démarrage en en 1980.
- Fermeture en 1997.

- Deux types de minerais : les sulfures (bornite et chalcopryrite) et les oxydes (malachite essentiellement).
- Production journalière en moyenne de 285 000 tonnes de Tout Venant/an.
- Une biodiversité spécifique moyenne à riche (une nette dégradation du paysage).
- SIBE Jbel Sargho situé à l'Est de la zone d'étude.

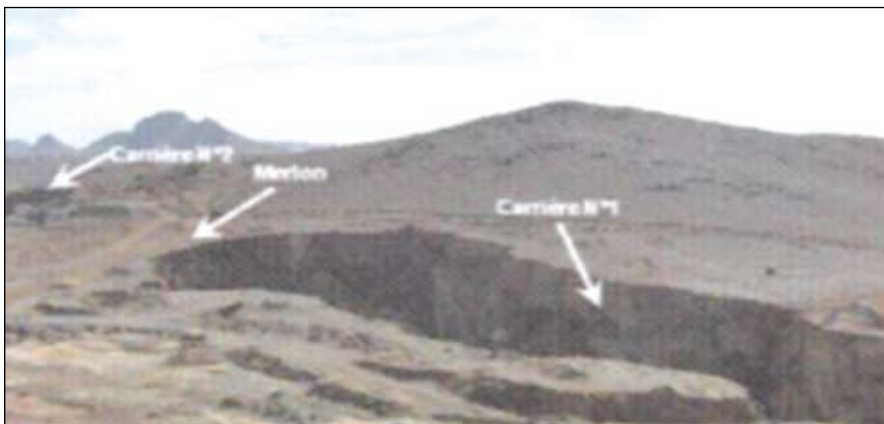
5.2.2. Impacts de l'activité minière sur l'environnement :

Les rejets de l'usine sont stockés dans des digues des sulfures et des oxydés à proximité de l'usine.

Impact des digues

Les deux digues à stériles constituent des sources potentielles de pollution du fait de la présence de sulfures; mise en solution des ions métalliques contenus dans les stériles par le vocable de Drainage Acide Minier.

Impact paysager



5.3. Impacts de l'activité minière des mines Aouli- Mibladen- Zeïda, Haute Moulouya (Maroc)

5.3.1.-Caractéristiques générales

Au Maroc, les mines d'Aouli, de Mibladen et de Zeïda, districts plombifères dans le haut bassin de la Moulouya, ont largement contribué à la production nationale de plomb. Ces centres miniers sont actuellement fermés et sont abandonnés sans réhabilitation; Ils deviennent une source potentielle d'éléments traces métalliques, induisant la contamination des eaux, des sols et du couvert végétal.

Situé à l'oriental du Maroc, le Bassin versant de la Moulouya, a connu une activité minière intense.

5.3.2. Centres miniers

Dans la Haute Moulouya, trois principaux centres miniers : Aouli, Mibladen, Zeïda.

Centre minier Zeïda : état des lieux

- Période d'activité : 1972-1985
- Production : 630 172 t de concentré de Pb.
- Halles à résidus de traitement de plusieurs millions de tonnes, non stabilisées :
 - ◆ situées non loin des points d'eau et des terres agricoles.
 - ◆ constitués de sables fins et de résidus métalliques toxiques (ETM) : Pb, Zn, Cu, Cd, V, As, Cr,...
- subissent l'effet du lessivage par les pluies, le transport par les eaux de ruissellement et par le vent.
- Une dizaine de terrils de grandes dimensions qui nuisent à l'esthétique du paysage.
- Une dizaine de carrières restées sans remblayage forment des réservoirs d'eau à risque.
- Laverie, ateliers, matériel l'ensemble abandonnés

Centre minier Mibladen : état des lieux

- Période d'activité : 1929-1985
- Production : 1 201 000 t de concentré de Pb.
- Halles à résidus de traitement de plusieurs millions de tonnes non stabilisées :
 - ◆ de granulométrie sablonneuse et riches en ETM toxiques : Pb, Zn, Cu, Cd, V, As, Cr,...
 - ◆ Situées non loin des terres agricoles et sur les berges de l'Oued Mibladen.
 - ◆ affluent de l'Oued Moulouya.
 - ◆ Subissent le transport par les eaux de ruissellement et par le vent.
 - ◆ Une dizaine de terrils de grandes dimensions qui nuisent à l'esthétique du paysage.
 - ◆ Laverie, ateliers, matériel l'ensemble abandonné.

Centre minier Aouli : état des lieux

- La laverie et les ateliers sont situés à flanc de montagne dans une gorge étroite.
- Les résidus de traitement, riches en ETM toxiques, étaient directement déversés dans l'oued Moulouya.
- Des remblais de résidus de concassage riches en ETM toxiques situés aux sommets des collines qui dominent les gorges, ils subissent le lessivage :
 - ◆ ces résidus sont riches en ETM et subissent le lessivage.
 - ◆ et constituent une source de polluants métalliques.

5.3.3. Impacts de l'activité minière sur l'environnement

Les résultats de la variation spatiale et temporelle des concentrations en éléments traces métalliques Cd, Cu, Pb, Zn et As dans les eaux de surface au voisinage des centres miniers Aouli-Mibladen-Zeïda, ont permis de faire une première évaluation de la qualité de ces milieux.

Les concentrations en ETM (Cd, Cu, Pb et Zn) relevées dans toutes les stations de l'oued Moulouya, dépassent largement les concentrations moyennes des eaux douces naturelles.

Tableau 2 : Cd, Cu, Pb, Zn et As ($\mu\text{g/l}$) dans les échantillons d'eau de l'oued Moulouya au niveau des districts miniers et en aval (El Hachimi et al., 2005 et 2006).

Stations		échantillons de la période sèche					échantillons de la période pluie				
		Cd	Cu	Pb	Zn	As	Cd	Cu	Pb	Zn	As
M1	Total	0,1	47	12	288,5	45	0,3	42	41	446	38,2
	P.P.	0,7	46,1	11,6	286,2	43,2	0,2	40,9	39,64	442	36,05
M2	Total	0,3	623	13,3	317,4	54	1,8	575	130	705	67,6
	P.P.	0,27	621,3	13	315,5	51,3	1,5	572,4	128,16	698,8	64,89
M3	Total	0,2	639	21	316,3	57	1,4	598	432	646	64,9
	P.P.	0,1	637,9	20,3	312,5	54,9	1,2	596	431,01	642,18	62,39
M4	Total	0,3	640	30	651,4	97	3,8	474	748	1211	87,6
	P.P.	0,2	638	27,3	646,6	93	3,1	466,5	734,3	1183,4	84,59
M5	Total	0,1	8,2	8,6	10,9	54	0,7	131	159	231	12,6
	P.P.	0,09	2,1	2,8	3	4	0,5	99	139,9	131,3	11,26

Tableau 3 : Cd, Cu, Pb, Zn et As ($\mu\text{g/l}$) dans les échantillons d'eau des lacs de carrières au niveau des districts miniers.

Stations		échantillons de la période sèche					échantillons de la période pluie				
		Cd	Cu	Pb	Zn	As	Cd	Cu	Pb	Zn	As
ZL1	Total	0,8	80	24	101	165	1	129	64	394	180
	Partie	0,6	74,3	18,7	69	55,5	0,7	122,6	56,6	348	70,8
ZL2	Total	1	107	24	96	180	0,9	179	51	345	200
	Partie	0,7	86,8	20,3	73	52,4	0,6	168,3	36,1	293	55
ZA	Total	0,5	68	40	117	73	0,8	83	25	401	68,3
	Partie	0,3	60,4	36,5	74	61,7	0,6	76,3	22,3	344	57,1
ZB	Total	0,8	83	52	126	61	0,8	108	56	479	67
	Partie	0,63	67,8	48	81	54,1	0,6	94,3	51	429	62,3
ZC	Total	0,4	79	22	110	60	0,6	110	24	460	64
	Partie	0,26	71,8	21,2	74	55,1	0,4	103,8	20,3	407	59,2
AB5	Total	0,4	75	41	459	57	0,4	108	36	403	89
	Partie	0,3	70	29,6	349	54,7	0,3	101,8	26,4	348	85

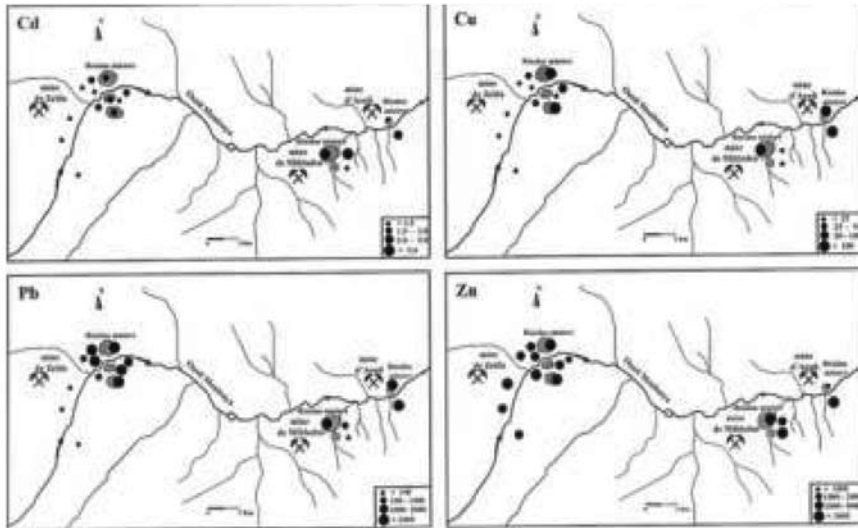


Figure 1 : Dispersion des teneurs de Cd, Cu, Pb et Zn dans les sols autour des mines

6. Les séquelles et impacts de l'activité minière dans sur l'environnement

Les différents impacts résultants des activités minières se résument comme suit :

- la genèse d'un paysage dégradé, accidenté et encombré par un ensemble d'ouvrages miniers abandonnés dans le milieu naturel pouvant compromettre la sécurité et la salubrité publique.
- la genèse de versées à résidus miniers de traitement riches en ETM (Pb, Zn, Cu, Cd, As,...) certaines abandonnées sans stabilisation. Ces versées constituent des sources permanentes d'ETM toxiques qui sont disséminés dans l'environnement sous l'effet de l'érosion hydrique et éolienne.
- Dégradation de la qualité physico-chimique des eaux de surface au voisinage des centres miniers de la Moulouya, ces eaux qui présentent des concentrations élevées en éléments traces métalliques.
- Contamination des sédiments de l'oued Moulouya et des lacs de carrières par les ETM. Les sédiments constituent une réserve potentielle de polluants.
- Contamination des sols par les ETM au voisinage des districts miniers.
- Ces sols présentent en général des teneurs en ETM élevées par rapport aux teneurs normales des sols non contaminés.
- Contamination de la végétation par les ETM au voisinage des districts miniers. Les espèces de plantes (indigènes et cultivées) au voisinage des sites miniers présentent en général des teneurs élevées en ETM, avec des teneurs anormalement élevées pour certains de ces éléments.
- Contamination des eaux, des sédiments, des sols, et des plantes par les ETM en aval des sites miniers, ce qui révèle l'impact des sites miniers abandonnés sans réhabilitation sur les régions lointaines situées en aval.

7. Mesures d'atténuation et des plans de surveillance et de suivi

La pollution émanant des districts miniers abandonnés constitue un risque pour les ressources hydriques de la Haute Moulouya et pour l'ensemble du Bassin dont l'épuisement des réserves avec la succession des années de sécheresse aggrave la situation.

De ce fait, des mesures doivent être prises pour protéger les riverains et l'environnement des nuisances des centres miniers Aouli-Mibladen-Zeïda au-delà d'une réhabilitation paysagère. Elles doivent non seulement être élaborées mais appliquées avec rigueur (comme par exemple suivi de la qualité des eaux, suivi de la stabilité de la digue à stérile, étude épidémiologique et écotoxicologique,...)

Travaux des auteurs

1. El Hachimi M.L., El Founti L., Bouabdli A, Saidi N, Fekhaoui M. et Tassé N., (2005): Pb et As dans les eaux alcalines minières : contamination, comportement et risques (mine abandonnée de Zaïda Maroc). Revue des Sciences de l'eau volume 19.
2. El Hachimi M.L., El Founti L., Bouabdli A, Saidi N et Fekhaoui M. (2005) : Impact de la mine abandonnée de Zaïda (Maroc) sur la qualité des eaux de surface. Bulletin de la société d'Histoire Naturelle de Toulouse, T.141, 81-88.
3. El Hachimi M.L., El Hanbali M., Fekhaoui M., Bouabdli A., El Founti L. et Saidi N (2005) : Impact d'un site minier abandonné sur l'Environnement : Cas de la mine de Zaida (Haute Moulouya, Maroc). Bulletin de l'institut Scientifique de Rabat, section sciences de la terre, N° 27, 93-100.
4. El Hachimi M. L., Bouabdli A., Fekhaoui M. et Saidi N. (2006) : Impact sur l'Environnement de l'activité minière : cas des mines Aouli-Mibladen-Zaida Haute Moulouya ; 1st International conférence (M3E) Mining : Exploration, Exploitation and Environmental impact. Bouznika, Morocco. 20 – 21 April 2006.
5. El Hachimi M. L, Bouabdli A., Fekhaoui M., El Abidi A., Baghdad B. et Saidi N. (2006) : Evaluation des nuisances d'une mine abandonnée sur l'environnement; Mine à ciel ouvert de Zaida (Maroc); 1st International conférence (M3E) Mining : Exploration, Exploitation and Environmental impact. Bouznika, Morocco. 20 – 21 April 2006.
6. El Hachimi M. L, El Hanbali M., Bouabdli A., El Founti L., Saidi N. et Fekhaoui M. (2005): Les résidus miniers de traitement des mines Aouli-Mibladen-Zaida abandonnés dans la Haute Moulouya (Maroc) : risques et impacts environnementaux. 3^{ème} journée internationale des Géosciences de l'Environnement. El Jadida, 8-10 juin 2005.

7. El Hachimi M. L., Bouabdli A., Fekhaoui M., 2005. Impact des Mines Abandonnées sur l'Environnement : Cas de la mine de Zaïda dans la Haute Moulouya. Colloque sur l'état de la recherche et du développement du secteur minier dans le monde arabe. Rabat; 13-15 Décembre 2005.

Valorisation d'un rejet minier par voie biologique**A. AJDAHIM***, **L. BARFOUD**, **R. CHAHID**
A. KADDAMI, **I. BENZAKOUR**, **I. AKALAY**REMINEX, Centre de recherche
B.P 469, 40000-Marrakech, Maroc

* auteur correspondant



De nos jours la minéralogie et l'hydrométallurgie représentent un domaine d'application de la biotechnologie en plein essor. La lixiviation bactérienne utilisée de façon empirique depuis des siècles connaît actuellement un véritable développement industriel et a fait l'objet de nombreux travaux de recherche.

Le développement de cette technologie présente l'avantage d'être peu polluante grâce à une récupération plus sélective des métaux et à l'absence de rejets gazeux sulfurés toxiques, dans l'atmosphère. Elle prend en compte ainsi la protection de l'environnement sans avoir à supporter les coûts supplémentaires qu'impose le traitement des déchets industriels.



Photo 1 : Biolixiviation en tas (Mine Cerro Colorado Chile, 100 000 t/an)



Photo 2 : Biolixiviation en réacteur: Traitement de l'or réfractaire, 70 t/jour (Concentré pyrite, arsenopyrite) Mine in Tasmania, (Australia)

C'est dans cet objectif que le Centre de Recherche de Reminex a introduit cette technologie depuis quelques années et a fait une étude pour son application sur la biolixiviation bactérienne d'un stérile de flottation riche en pyrrhotite. La pyrrhotite porteuse du soufre et du fer s'est accumulée au fil des années d'exploitation dans une digue à Guemassa (Figure 1). Aujourd'hui, cette digue constitue un potentiel important de plusieurs millions de tonnes.

Notre étude a été initiée par une caractérisation microbiologique de la pyrrhotite de la digue de Guemassa pour l'isolement et l'identification des espèces bactériennes autochtones, naturellement présentes dans le minerai. Les bactéries mises en évidence sont, entre autres, *Thiobacillus ferrooxidans*, *Thiobacillus thiooxidans*, *Thiobacillus thioaparus* et *Leptospirillum ferrooxidans*.

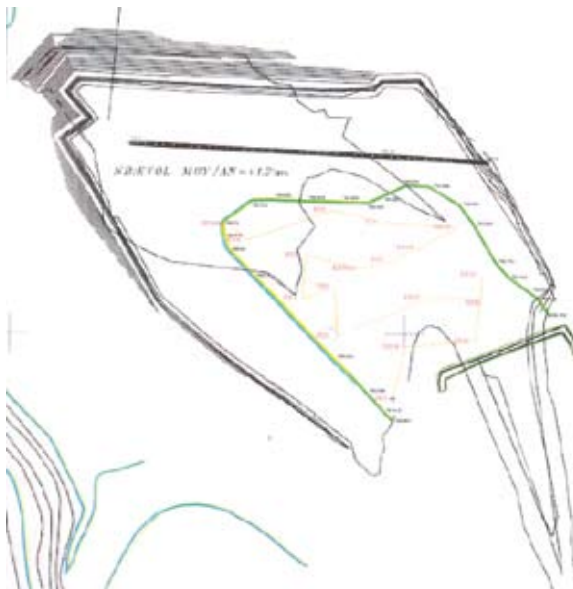


Figure 1 : Cartographie de la digue de Guemassa

Les premiers tests au laboratoire ont été réalisés à l'échelle de l'erenmeyer pour démontrer d'une part l'aptitude des bactéries autochtones à oxyder la pyrrhotite et d'autre part pour sélectionner les souches bactériennes qui donnent les meilleurs rendements en produits valorisables à base de soufre et de fer (Figure 2).

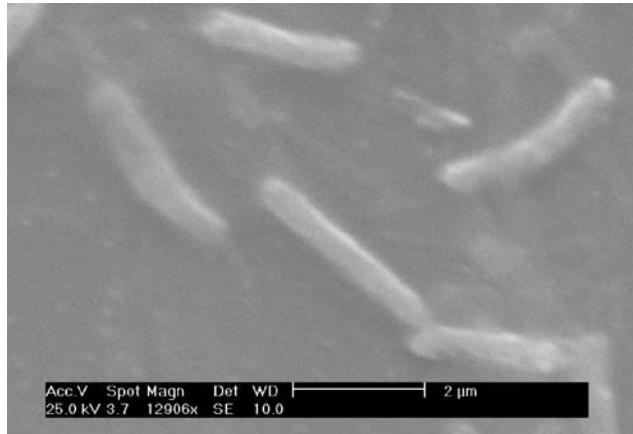


Figure 2 : Caractérisation des bactéries au microscope électronique

Pour accompagner les besoins de cette étude, le Centre de Recherche a conçu et a mis en place deux prototypes de réacteurs : un prototype de laboratoire composé de réacteurs batch pour la réalisation des essais discontinus et un prototype pilote composé de réacteurs en cascade pour la réalisation des études de développement en continue. En parallèle des études de la biooxydation en tas ont été réalisées.

- Augmentation de la quantité du fer en solution:



- Diminution du pH:



- Augmentation du Eh

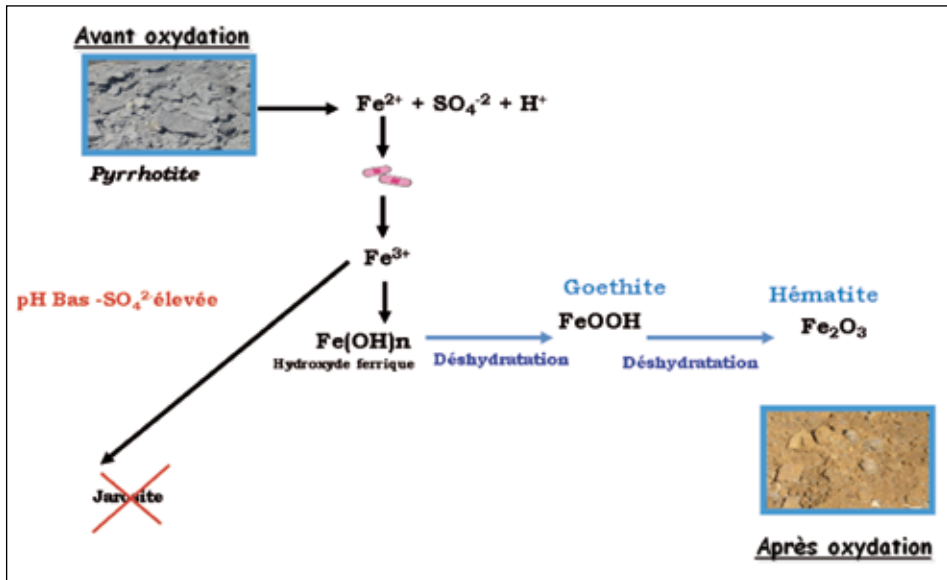


- Augmentation de la quantité du fer en solution



Mécanisme d'oxydation de la pyrrhotite

Ces études ont permis de définir les paramètres physico-chimiques et biologiques optimaux pour l'activité bactérienne. La caractérisation du bio résidu de la biooxydation a mis en évidence l'apparition de deux nouvelles phases, à savoir le soufre élémentaire et l'oxyde de fer.



Réactions impliquées dans l'oxydation en tas de la pyrrhotite

Pour la récupération des contenus en soufre et en fer présents au niveau du biorésidu, nous avons appliqué la technique de flottation qui a permis de récupérer un concentré de soufre et un concentré d'oxyde de fer.

Conclusion

L'étude menée au Centre de recherche REMINEX a montré :

- La pyrrhotite présente des bactéries autochtones au minerai avec possibilité de développer un procédé biologique.
- L'utilisation des milieux spécifiques au minerai montre la présence de *Thiobacillus thiooxidans*, *Thiobacillus ferrooxidans*, *Thiobacillus thioparus*, et *Leptospirillum ferrooxidans*.
- La culture des bactéries au niveau des erlenmeyers a montré la viabilité des bactéries au minerai et leur aptitude de biolixiviation de la pyrrhotite.
- L'étude de la bio oxydation en mode dynamique et en mode statique a montré que la production du soufre élémentaire et le fer sous forme d'hydroxyde ou oxyde de fer.
- La validation des performances laboratoires à grande échelle.
- La récupération du soufre à partir du bio résidu par flottation.

En conclusion de ce travail, nous avons montré que la bio oxydation pourrait être une voie prometteuse pour la valorisation d'un rejet minier à base de pyrrhotite en produisant des produits valorisables, l'un à base de soufre élémentaire et l'autre à base de fer.

Evaluation du potentiel en phytoremédiation de macrophytes utilisés en épuration des eaux usées

M. ATER *, A. HAKMAOUI et Nadia AIT ALI

Département de Biologie, Faculté des Sciences
Université Abdelmalek Essaâdi, BP 2062, 93030-Tétouan, Maroc

* auteur correspondant



Résumé

La phytoremédiation est l'utilisation des plantes pour l'épuration des eaux et des sols contaminés par les polluants organiques et inorganiques y compris les métaux lourds. Les faibles coûts associés à la phytoremédiation et la possibilité de récupération des métaux expliquent l'intérêt croissant pour le développement de cette technologie.

L'objectif de ce travail est d'évaluer le potentiel en phytoremédiation de macrophytes utilisés ou expérimentés dans les procédés extensifs de l'épuration des eaux usées. Pour cela on a comparé et mesuré la tolérance et l'accumulation de 2 métaux lourds le Cu et le Cr chez plusieurs espèces de macrophytes. Ainsi, on a étudié deux types de macrophytes : (1) des espèces semi-aquatiques; *Typha angustifolia*, *Sparganium erectum* et *Phragmites australis*; (2) des espèces terrestres; *Arundo donax*, *Salix purpurea* et *Tamarix gallica*.

Les résultats obtenus montrent que la nature et la teneur en métaux lourds est un facteur important dans le choix de l'espèce efficace pour une éventuelle phytoremédiation. Il est recommandé d'utiliser les espèces les plus tolérantes et ayant une production de biomasse importante. Parmi les espèces testées, on a démontré que *S. purpurea* et *A. donax* sont tolérants pour de fortes concentrations du Cu, *P. australis* et *S. erectum* pour les fortes teneurs en Cr et *A. donax* et *T. angustifolia* pour des faibles teneurs du Cr.

Mots clés : Métaux lourds, phytoremédiation, cuivre, chrome, macrophytes, tolérance, accumulation.

1. Introduction

Ces dernières années, l'intérêt porté aux phénomènes de pollution et de contamination des milieux naturels a pris une grande importance spécialement aux niveaux économique et politique. Parmi les polluants concernés, les métaux lourds font l'objet d'une attention particulière en raison des risques qu'ils présentent pour la santé humaine et des dangers liés à leur rémanence dans les écosystèmes (Adriano, 2000). Ces polluants proviennent de diverses origines comme les mines, les industries, les décharges, ainsi que la pollution atmosphérique, l'utilisation excessive des produits agrochimiques et l'épandage des boues d'épuration comme amendements en agriculture (Ross, 1994). A la différence de

certains composés organiques, ces éléments ne sont pas biodégradables et leur danger est aggravé par la persistance indéfinie dans l'environnement.

D'une manière générale, les métaux lourds sont présents dans l'environnement comme des éléments naturels. Dans ce cas, le plus souvent, ils sont présents à des teneurs faibles compatibles avec la vie. Au contraire, quand leur présence résulte des activités humaines, la nature et la teneur en métaux sont alors incompatibles avec la vie et l'intégrité des écosystèmes. Ce cas est malheureusement très fréquent et les contaminations et pollutions par les métaux lourds sont de plus en plus fréquentes. En effet, les métaux lourds représentent après les produits pétroliers, la deuxième catégorie de polluants les plus fréquents dans l'environnement.

A faibles concentrations, certains métaux comme, le cuivre (Cu), le zinc (Zn) et le manganèse (Mn) sont essentiels pour le métabolisme de tous les organismes vivants. Cependant, en excès, ces mêmes micronutriments et autres métaux non essentiels, tel que, le mercure (Hg), le cadmium (Cd), le chrome (Cr) et le plomb (Pb) deviennent très toxiques.

Si on prend l'exemple d'un métal essentiel comme le cuivre (Cu) et qui est impliqué dans le fonctionnement de plusieurs enzymes (Uauy et al., 1998); chez les plantes, la concentration normale de cet élément dans les feuilles de l'ordre de 3 à 20 $\mu\text{g/g}$, alors que les concentrations phytotoxiques sont de l'ordre de 25 à 40 $\mu\text{g/g}$ (Chaney, 1983). Les symptômes de toxicité du Cu sont le jaunissement des feuilles, le brunissement des racines et une croissance faible (Haque et al., 1993). Au contraire, si on prend l'exemple d'un métal non essentiel comme le chrome (Cr); il existe dans l'environnement sous deux formes; une forme cationique Cr III (Cr^{3+}) essentielle pour le métabolisme humain et de plusieurs organismes (Mertz, 1975). Elle est moins toxique et faiblement mobile (Ishibashi et al., 1990), une forme anionique Cr VI (CrO_4^{2-}) très mobile et très toxique (Katz, 1991), sa toxicité se traduit par une chlorose et la réduction de la croissance des racines et de la biomasse (McGrath, 1982; Sharma et al., 1995). En fonction de l'espèce, la concentration normale du Cr^{3+} dans les feuilles est de 0.1 à 1 $\mu\text{g/g}$, alors qu'une concentration de 20 $\mu\text{g/g}$ est toxique (Chaney, 1983).

Depuis que la qualité de l'environnement et le développement durable sont de plus en plus pris en compte dans les approches de la gestion du territoire, on se soucie non seulement de protéger les écosystèmes et les habitats mais on essaye également de restaurer ceux déjà pollués et contaminés. Pour la restauration des milieux contaminés par les métaux lourds, plusieurs procédés technologiques ont été conçus et étudiés dans le but de les dépolluer et de les réhabiliter. Ces procédés, utilisent des approches basées le plus souvent sur des méthodes de nature physico-chimiques, thermiques ou biologiques. La majorité de ces méthodes ont un succès relatif, surtout, au stade de l'expérimentation. Cependant, à l'échelle de l'application, elles restent très coûteuses et laborieuses, puisqu'elles requièrent des infrastructures complexes. D'autres parts, leurs impacts sont loin d'être négligeables sur la qualité de l'environnement.

Ainsi, en réponse au souci croissant d'amélioration de la santé et de la qualité de l'environnement, différentes technologies ont été développées pour traiter les sols contaminés par des métaux. Classiquement, la réhabilitation est basée sur des excavations et du confinement des matières contaminées ou des techniques ex-situ de

lavage, solidification voire vitrification. En raison des coûts élevés de ces techniques, en particulier lorsque le site est très grand ou en raison de problèmes spécifiques (comme la faible disponibilité de sols propres pour recouvrir ou remplacer les sols pollués), un besoin de trouver des solutions alternatives s'est fait sentir. L'utilisation des plantes pour la dépollution de l'eau et du sol est nommée phytoremédiation (Chaney et al., 1997; Meagher, 2000). Au cours des dernières années, des travaux de recherche ont exploré les potentialités de la phytoremédiation qui utilise les propriétés des plantes pour réhabiliter des sites contaminés. Les faibles coûts associés à la phytoremédiation ainsi que la possibilité de recyclage des résidus riches en métaux, explique l'intérêt grandissant pour le développement de cette technologie.

Actuellement, la technologie de phytoremédiation nécessite encore des mises au point en vue de développer et de cibler des plantes tolérantes aux métaux lourds et produisant une biomasse importante. Les thèmes de recherche dans ce domaine sont très diversifiés et concernent différents aspects allant de l'évaluation des capacités d'accumulation et de tolérances chez les plantes à la compréhension des mécanismes de détoxification et la recherche de leurs déterminismes génétiques. L'avenir de la phytoremédiation repose surtout sur la poursuite de ces recherches et programmes thématiques dont les résultats visent une valorisation industrielle et une l'exploitation commerciale.

Les arguments en faveur de cette biotechnologie sont nombreux : tous d'abord, l'argument économique correspondant aux faibles coûts associés à ses applications, l'argument écologique puisqu'il s'agit de technologies propres et présentant une plus value en ce qui concerne le respect de la qualité du paysage, et également, la possibilité de recyclage des métaux après incinération ou compostage des plantes.

La phytoremédiation des métaux lourds est une famille de procédés regroupant plusieurs filières distinctes et correspondant à des applications potentielles différentes et spécifiques :

- La phytoextraction: est un procédé biologique utilisant des plantes à forte capacité d'accumulation des métaux dans la partie aérienne en réduisant la concentration des métaux dans le sol (Kumer *et al.* 1995; Chaney *et al.*, 1997; Cunningham *et al.*, 1997; Huang *et al.*, 1997).
- La phytostabilisation: le système racinaire de la plante bloque les polluants dans le sol et empêche leur migration vers la nappe phréatique (Berti et Cunningham, 2000). A travers la diminution de la mobilité des métaux, ce procédé prévient le lessivage et la pollution des eaux souterraines (Czupryna *et al.*, 1989). Dans ce contexte, l'utilisation d'arbres est particulièrement intéressante puisque leur système racinaire est profond et dense, l'évaporation est très efficace, ce qui limite d'autant plus le lessivage et le ruissellement (Schnoor, 2000).
- La rhizofiltration: ou la phytofiltration, est une technique qui utilise les racines des plantes pour l'extraction des métaux lourds du milieu aquatique (Kumer *et al.*, 1995).
- La phytovolatilisation: est un processus par lequel certaines plantes transforment les métaux absorbés en gaz émis dans l'atmosphère (Zayed *et al.*, 2000). Ce processus technologique a été développé principalement avec le mercure et le sélénium.

D'une manière générale, tous ces procédés sont basés sur la connaissance de la tolérance et l'accumulation des métaux lourds par les plantes. D'où l'intérêt et l'importance du développement des recherches autour de la thématique de la prospection des plantes tolérantes et /ou accumulatrices des métaux lourds :

- **Dans le cadre de la recherche fondamentale :** Pour comprendre les mécanismes de tolérance aux métaux lourds. En effet, les plantes tolérantes et accumulatrices, fournissent des modèles intéressants pour analyser la translocation des métaux dans leurs tissus, et comprendre les mécanismes permettant la détoxification et la tolérance à des concentrations en métaux qui sont toxiques pour la majorité des plantes.
- **Au niveau de la recherche appliquée :** Identifier et reconnaître des espèces tolérantes et/ou accumulatrices de métaux lourds, et les sélectionner pour les applications en phytoremédiation et la commercialisation des procédés. Les plantes accumulatrices seront destinées pour des procédés de phytoextraction. Les plantes tolérantes non accumulatrices peuvent être utilisées pour des applications en phytostabilisation, c'est-à-dire, la lutte contre l'érosion des sols contaminés et la revégétation des friches minières et industrielles abandonnées.

Nos travaux portent d'une manière générale sur l'évaluation de la tolérance et l'accumulation des métaux lourds chez des plantes appartenant à la flore locale et qui seraient candidates pour des applications en phytoremédiation. Nos investigations concernent deux types de plantes : d'une part, les macrophytes qui sont des plantes adaptées aux zones humides et aux écosystèmes aquatiques et semi aquatiques; et d'autres parts, des plantes exposées dans leurs habitats à de fortes teneurs en métaux lourds, soit naturellement, comme le cas des affleurements serpentiniques (Ater et *al.*, 2000) et ou par contamination comme le cas des zones minières (Smouni et *al.*, 2010).

L'étude des macrophytes a porté spécialement sur des espèces utilisées ou potentiellement utilisables dans les procédés extensives d'épuration des eaux usées. Ainsi, les espèces étudiées correspondent aux espèces expérimentées par notre équipe en épuration des eaux usées dans une station expérimentale d'épuration des eaux usées (Ezzahri et *al.*, 2001; Ater et *al.*, 2007). En effet, dans la station expérimentale d'épuration des eaux usées, nous avons expérimenté le pouvoir épurateur de trois types d'écosystèmes reconstitués avec des espèces sélectionnées à partir de la flore locale :

- Ecosystème aquatique : *Lemna minor* et *Lemna gibba*
- Ecosystèmes semi aquatique : *Phragmites australis*, *Typha angustifolia*, *Sparganium erectum*
- Ecosystèmes terrestres : *Arundo donax*, *Salix purpurea* et *Tamarix gallica*.

Le choix de ses espèces se justifie par des considérations écologiques et socio-économiques (Ennabili et *al.*, 1996; Ater et Dakki, 1997).

Certains résultats de cette approche ont déjà fait l'objet de publications comme c'est le cas pour les lentilles d'eau (Ater et *al.*, 2006), les saules (Hakmaoui et *al.*, 2006) et le roseau (Ait Ali et *al.*, 2002, 2004).

Dans cet article, on va exposer des résultats inédits concernant une étude comparative de la tolérance et l'accumulation du Cu et du Cr chez 6 espèces de macrophytes (Tableau 1) : (1) espèces semi aquatiques; *Typha angustifolia*, *Sparganium erectum* et *Phragmites australis* (2) espèces terrestres; *Arundo donax*, *Salix purpurea* et *Tamarix gallica*.

Tableau 1 : Liste des espèces de macrophytes étudiées avec les abréviations utilisées dans les figures.

	<i>Nom vernaculaire</i>	<i>Nom scientifique</i>
SE	<i>Le rubanier d'eau</i>	<i>Sparganium erectum</i>
TA	<i>Les massettes</i>	<i>Typha angustifolia</i>
PA	<i>Le Roseau</i>	<i>Phragmites australis</i>
AD	<i>La canne de Provence</i>	<i>Arundo donax</i>
SP	<i>Le saule</i>	<i>Salix purpurea</i>
TG	<i>Le tamaris</i>	<i>Tamarix gallica</i>

2. Matériel et méthodes

Les plantules de *Typha angustifolia* L. (massettes) et *Sparganium erectum* L. (le rubanier d'eau) sont collectées dans les marais de Smir (Ater et Dakki, 1997), elles sont maintenues en culture hydroponique avec une solution de Hoagland diluée 10 fois (Hoagland et Arnon, 1941).

Les rhizomes de *Phragmites australis* (Cav. Trin. ex Steud.) (roseau) et *Arundo donax* L. (canne de Provence) sont collectés sur les rives de l'oued Martil pas loin de son embouchure, ils sont lavés avec de l'eau de robinet et enveloppés avec du papier humide et gardé à l'obscurité pendant une semaine à température ambiante. Après apparition des bourgeons, les plantules obtenues sont transférées dans des bacs et mis en culture sur un substrat de sable siliceux et arrosé avec la même solution nutritive que les espèces précédentes.

Pour les espèces arborées *Salix purpurea* L. (saule) et *Tamarix gallica* L. (tamaris), des boutures de 20 cm ont été préparées à partir d'arbres provenant de la même station que pour les 2 espèces précédentes. Les racines et les bourgeons apparaissent sur les boutures après 5 et 8 jours respectivement.

Les plantules obtenues par multiplication des six espèces sont maintenues en culture hydroponique pour permettre leur acclimatation et un bon développement des racines. Les cultures sont conduites dans une serre sous des conditions naturelles non contrôlées (T = 28 ± 1,3°C, Humidité = 60 ± 10 % et éclairement naturel).

Pour étudier la tolérance et l'accumulation du Cu et du Cr par les six espèces étudiées, les plantes sont transférées dans des solutions simulant différents niveaux de contamination en utilisant du CuSO₄ comme source de Cu et du K₂Cr₂O₄ pour le Cr. Ainsi deux gradients de concentrations on

été utilisés : 0; 0,25, 0,5; 1; 3; 5 et 10 mg Cu l⁻¹ et 0; 0,5; 1,5; 3; 10 et 20 mg Cr l⁻¹. Pour chaque espèce 12 plantes représentant 12 réplicats sont utilisées pour chaque traitement.

L'élongation racinaire totale, le nombre des racines et le poids frais sont déterminés au début et à la fin des expériences. L'indice de tolérance (IT) est calculé par la formule suivante :

$$IT (\%) = 100 \times (\text{longueur moyenne des racines dans la solution avec Cu ou Cr}) / (\text{longueur moyenne des racines dans la solution témoin sans Cu ou Cr}).$$

Une fois les plantes récoltées et pesées, les tiges sont séparées des racines, rhizome ou bois, les différents tissus sont déshydratés à 70 °C (48 h). Le matériel séché est pesé, puis broyé en poudre fine. La minéralisation des tissus secs (tiges, racines, bois et rhizome) est effectuée selon la méthode modifiée de Arbrisqueta et Romero (1969), par digestion dans un mélange d'acide nitrique et chlorhydrique (3/1 v/v) à 110±10 pendant 5h. La concentration totale du Cu et du Cr dans l'extrait est déterminée par spectrométrie d'émission atomique (ICP-AES).

3. Résultats

3.1. Effet du Cuivre sur la croissance racinaire

L'évolution de l'élongation racinaire en fonction du gradient de concentrations du Cu de la solution nutritive, montre une inhibition nette de la croissance des racines surtout pour les concentrations élevées. Cet effet est général et se manifeste d'une manière significative chez l'ensemble des espèces (tableau 2, figure 1a).

Cependant, la réponse au gradient de concentration est différente d'une espèce à l'autre. En effet, la comparaison multiple des moyennes montre par exemple un effet significatif seulement à 10 mg l⁻¹ chez le saule et les massettes, alors qu'il commence dès la concentration de 0,5 mg l⁻¹ chez le tamaris. Pour les faibles concentrations (0,25 et 0,5 mg l⁻¹ mg l⁻¹), le roseau montre une inhibition plus importante avoisinant 60 %. Alors que, pour les concentrations élevées l'élongation des racines est complètement inhibée chez l'ensemble des espèces, à l'exception du saule et de la canne de Provence.

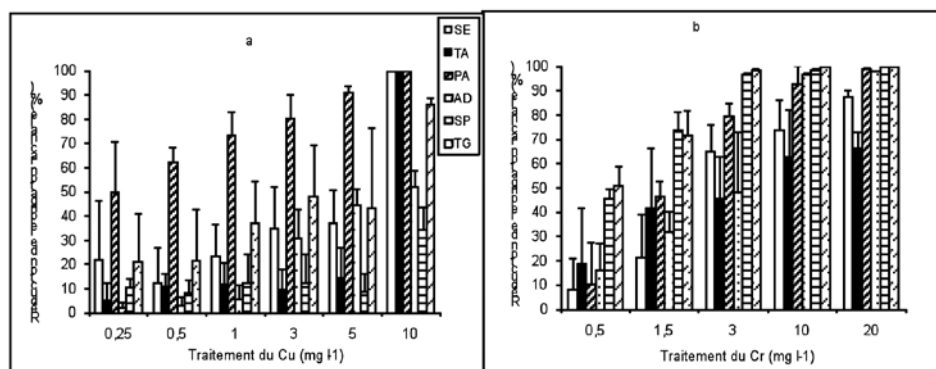


Figure 1 : Effet du cuivre (a) et du chrome (b) sur l'élongation racinaire (% réduction) chez les six espèces de macrophytes après 10 jours de croissance en solution amendée par le Cu et le Cr. Les valeurs sont les moyennes avec l'écart type.

L'indice de tolérance montre à faible concentration ($0,5\text{ mg l}^{-1}$, figure 2a), une tolérance élevée chez la canne de Provence, le saule, les massettes et le rubanier et qui est de l'ordre de 80 à 100%. Mais, à des concentrations élevées (10 mg l^{-1}), le saule et la canne de Provence s'avèrent les plus tolérants aux Cu et à cette concentration le saule est significativement plus tolérant que la canne. Alors que le roseau s'est révélé plus sensible comparativement aux autres macrophytes étudiés (figure 2a).

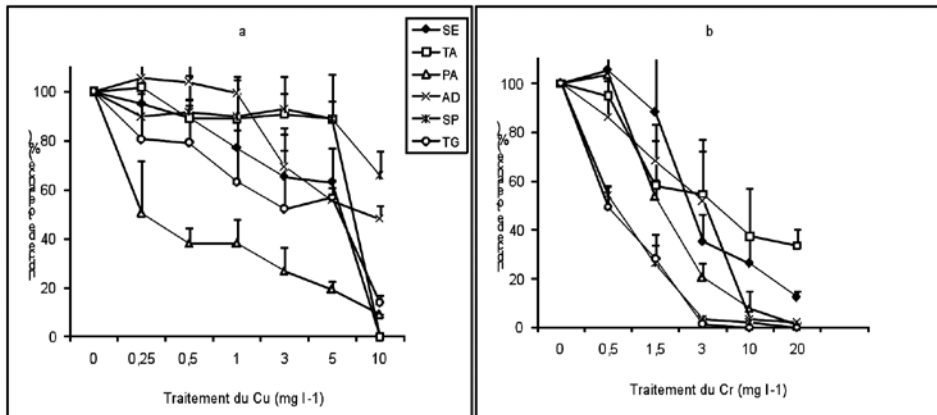


Figure 2 : Effet de l'augmentation des concentrations du cuivre (a) et du chrome (b), sur l'indice de tolérance chez les six espèces de macrophytes.

3.2. Effet du Chrome sur l'élongation racinaire

L'inhibition de l'élongation racinaire se manifeste comme précédemment pour le Cu pour les fortes valeurs du gradient de concentrations expérimenté. L'intensité de l'inhibition est variable selon les espèces de macrophytes (tableau 2, figure 1 b). En effet, la comparaison multiple des moyennes montre un effet significatif à partir de $0,5\text{ ppm}$ chez le saule et tamaris, à $1,5\text{ mg l}^{-1}$ chez les massettes et le roseau et à 3 mg l^{-1} chez le rubanier. Ceci montre une sensibilité élevée du saule et du tamaris, en effet, à faibles concentrations ($0,5\text{ mg l}^{-1}$), l'inhibition chez ces deux espèces dépasse les 40%, mais ne dépasse pas 20 % chez les autres espèces. A fortes concentrations (10 mg l^{-1}) la croissance racinaire est complètement inhibée chez l'ensemble des espèces à l'exception des massettes et du rubanier.

Tableau 2 : Effet du Cu et du Cr sur l'élongation des racines (RT en cm/ plante) chez les six espèces de macrophytes après 10 jours de traitement du Cu et du Cr, les moyennes avec la même lettre ne sont significativement différentes au seuil de 5% de risques selon le test de Duncan, l'Analyse de la variance (Facteur F) à un facteur montre des différences au niveau ** $P < 0,01$, *** $P < 0,001$

Cu ($\mu\text{g g}^{-1}$)	<i>S. erectum</i>	<i>T. angustifolia</i>	<i>P. australis</i>	<i>A. donax</i>	<i>S. purpurea</i>	<i>T. gallica</i>
Control	28,1 \pm 4,52 a	11,8 \pm 1,57 a	16,7 \pm 2,96 a	51,2 \pm 5,67 a	48,0 \pm 8,54 a	9,7 \pm 0,78 a
0,25	26,7 \pm 12,03 a	12,0 \pm 1,61 a	8,4 \pm 3,57 b	54,0 \pm 5,67 a	43,0 \pm 1,79 ab	7,8 \pm 2,16 ab
0,5	25,07 \pm 3,84 ab	10,5 \pm 0,63 a	6,3 \pm 1,06 bc	53,2 \pm 5,85 a	43,9 \pm 2,64 ab	7,6 \pm 2,14 ab
1	21,6 \pm 3,84 ac	10,5 \pm 1,21 a	4,5 \pm 1,61 cd	50,8 \pm 6,36 a	43,0 \pm 7,21 ab	6,1 \pm 1,69 bc
3	18,3 \pm 4,94 bcd	10,7 \pm 1,02 a	3,3 \pm 1,63 de	35,6 \pm 6,35 b	44,5 \pm 6,38 ab	5,03 \pm 2,07 c
5	17,7 \pm 3,95 cd	10,5 \pm 2,17 a	1,5 \pm 0,54 e	28,5 \pm 3,54 c	44,1 \pm 4,02 ab	5,48 \pm 3,2 bc
10	0	0	0	24,6 \pm 3,51 c	31,6 \pm 4,75 c	1,3 \pm 0,27 d
Facteur F	16,67***	58,2***	52,27***	45,79***	49,96***	24,9***
Cr ($\mu\text{g g}^{-1}$)	<i>S. erectum</i>	<i>T. angustifolia</i>	<i>P. australis</i>	<i>A. donax</i>	<i>S. purpurea</i>	<i>T. gallica</i>
Control	5,6 \pm 0,71 a	2,2 \pm 0,39 a	46,4 \pm 15,56 a	68,4 \pm 9,43 a	35,3 \pm 5,59 a	32,1 \pm 13,28 a
0,5	5,9 \pm 1,36 a	2,1 \pm 0,84 a	48,0 \pm 14,63 a	58,9 \pm 10,23 a	19,1 \pm 1,38 b	15,8 \pm 2,7 b
1,5	5,0 \pm 1,97 a	1,3 \pm 0,56 b	24,9 \pm 3,12 b	46,6 \pm 5,84 b	9,2 \pm 2,71 c	9,1 \pm 3,25 c
3	2,0 \pm 0,63 b	1,2 \pm 0,40 b	9,6 \pm 2,70 c	35,5 \pm 17,23 c	1,2 \pm 0,26 d	0,5 \pm 0,14 d
10	1,5 \pm 0,7 bc	0,8 \pm 0,44 bc	3,4 \pm 3,62 c	2,28 \pm 0,32 d	0,6 \pm 0,37 d	0
20	0,7 \pm 0,14 c	0,7 \pm 0,15 c	0,5 \pm 0,28 c	1,5 \pm 0,19 d	0	0
Facteur F	33,53***	11,51***	38,28***	67,63***	186,8***	30,14***

L'indice de tolérance montre une faible tolérance du saule et du tamaris, en effet, à 0.5 mg l⁻¹, l'indice de tolérance de ces deux espèces est de l'ordre de seulement 50%. A cette même concentration, une tolérance élevée est observée pour le roseau, les massettes, le rubanier et la canne de Provence qui avoisine les 100%. Par contre, à des concentrations élevées (10 mg l⁻¹), seules les massettes et le rubanier sont significativement plus tolérants au Cr comparativement aux autres espèces (figure 2b).

3.3. Bioaccumulation et concentration

Chez l'ensemble des espèces, l'analyse de variance montre une augmentation significative des concentrations du Cu et du Cr dans les différents tissus; tiges, racines, bois et rhizome (tableaux 3 et 4, figures 3 et 4). Les concentrations les plus élevées sont observées aux traitements de 5 $\mu\text{g Cu g}^{-1}$ et 3 $\mu\text{g Cr g}^{-1}$.

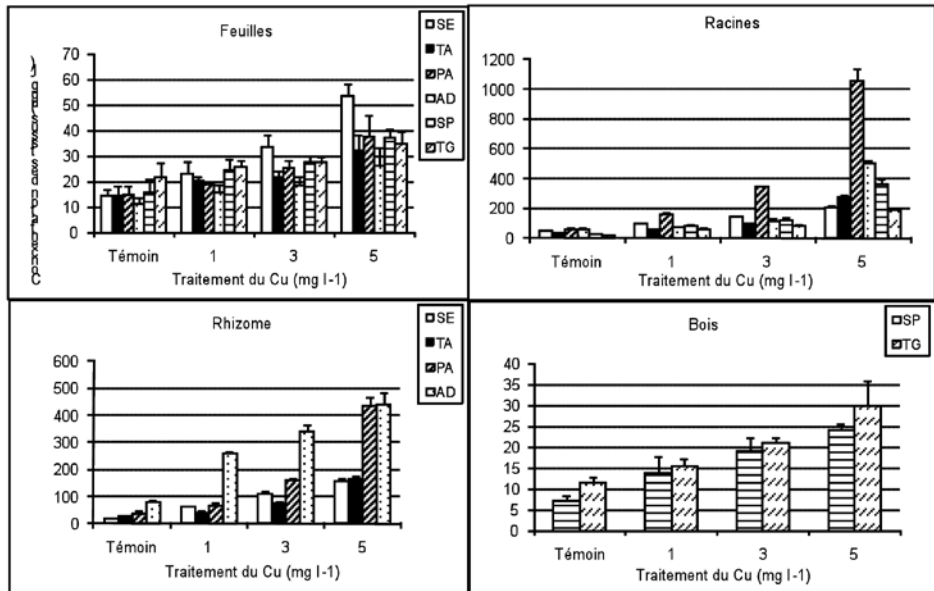


Figure 3 : Concentration du Cu dans les tiges, racines, rhizomes et bois chez les six espèces de macrophytes après 10 jours de croissance dans des solutions nutritives amendées par différents traitements du Cu.

En comparant la bioaccumulation, au niveau des feuilles, le rubanier présente des concentrations de Cu significativement supérieures par rapport aux feuilles des autres macrophytes. Au niveau des racines, le roseau présente des concentrations plus élevées, alors que pour les rhizomes la canne et le roseau présentent les teneurs les plus élevées, les concentrations du Cu dans le bois chez le tamaris sont supérieures à celle du saule (figure 3).

Les concentrations observées les plus élevées du Cr dans les feuilles concernent le rubanier. Pour les racines, le saule présente les concentrations observées les plus élevées. Alors que pour le rubanier suivi par les massettes on observe les teneurs les plus élevées dans les rhizomes (figure 4).

L'ordre de bioaccumulation du Cu et du Cr chez les espèces à rhizomes (Roseau, rubanier, massettes et canne de Provence) est racines>rhizome>feuilles, à l'exception de la canne de Provence pour les traitements de 1 et 3 $\mu\text{g g}^{-1}$ Cu où on observe l'ordre suivant rhizome >racines>feuilles. Chez les espèces ligneuses (saule et tamaris) l'ordre de bioaccumulation est le suivant : racine >feuilles > bois.

4. Discussions

4.1. Tolérance

Dans la solution du sol, les concentrations du Cu et du Cr considérées comme toxiques sont seulement de l'ordre 0,03 à 0,1 et 0,001 mg l⁻¹ respectivement (Bohn *et al.*, 1985). Dans nos expériences, les concentrations utilisées sont nettement plus importantes et dépassent largement ces seuils. Cependant, la plus faible concentration de notre gradient, 0,25 mg Cu l⁻¹ ne présente pas d'effet significatif sur la croissance des macrophytes étudiés. De même pour le chrome le traitement de 0,5 mg Cr l⁻¹ correspondant à la valeur la plus faible du gradient utilisé n'a pas montré d'effet significatif à l'exception du saule et tamaris.

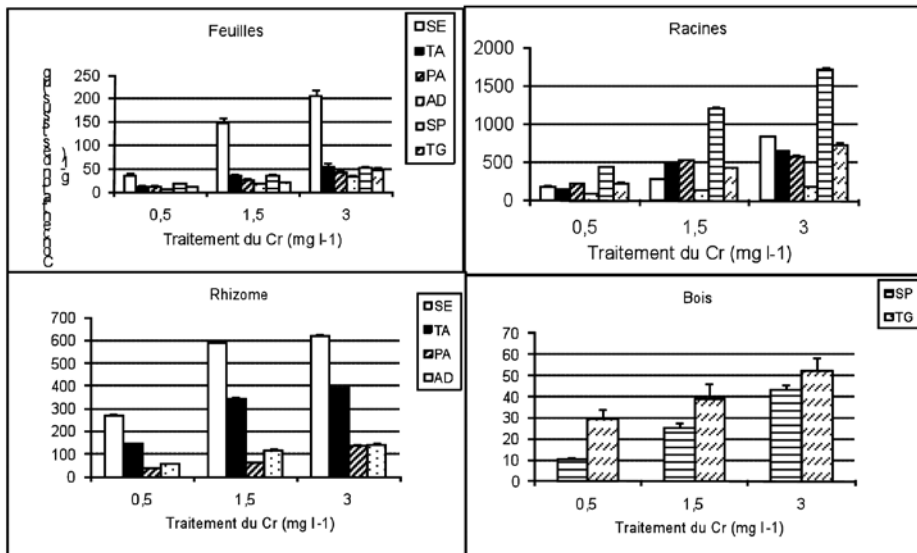


Figure 4 : Concentration du Cr dans les tiges, racines, rhizomes et bois chez les six espèces de macrophytes après 10 jours de croissance dans des solutions nutritives amendées par différents traitements du Cr.

Les études de tolérance aux métaux lourds chez les plantes ont démontré la sensibilité de la croissance racinaire à la toxicité de ces métaux (Punz et Sieghardt, 1993). Ainsi, le nombre, la biomasse et la croissance des racines, ont été très utilisés pour estimer la tolérance chez les plantes (Baker et Walker, 1989). Dans ce travail, vu l'hétérogénéité des tailles et des biomasses des espèces de macrophytes étudiées et pour éviter les effets d'allométrie l'élongation des racines et l'indice de tolérance ont été utilisés.

La croissance racinaire et l'indice de tolérance ont montré une sensibilité différente des espèces de macrophytes vis-à-vis des deux métaux. Cela est probablement dû à l'écologie et aux capacités adaptatives propres à chaque espèce (Wong et Bradshaw 1982). La tolérance chez les macrophytes étudiés peut être présentée de la façon suivante :

- (i) Pour le cuivre; par ordre décroissant, saule et canne > massettes et rubanier > roseau et tamaris. A faibles concentrations, les massettes et rubanier présentent un niveau de tolérance similaire à celui du saule et de la canne de Provence.

(ii) Pour le chrome; par ordre décroissant, massette et rubanier > canne de Provence et roseau > saule et tamaris.

Tableau 3 : Teneurs en Cu, facteur de bioconcentration et taux d'accumulation chez les six espèces de macrophytes après 10 jours de traitement du Cu. Les moyennes avec la même lettre ne sont significativement différents au seuil de 5% selon le test de Duncan, l'analyse de la variance à un facteur (Facteur F) montre des différences au niveau * p<0,05, **P<0,01, ***P<0,001, ns non significatif.

Traitements mg l ⁻¹	Concentration $\mu\text{g g}^{-1}$ ps			Total accumulation ($\mu\text{g g}^{-1} \text{j}^{-1}$)	Facteur de bioconcentration		
	Feuilles	Racines	Rhizome ou bois		Feuilles	Racines	Rhizome ou bois
<i>S. erectum</i>							
Control	14,2±2,81 d	53,2±2,47 d	20,1±2,30 d				
1	23,0±4,80 c	97,8±6,67 c	60,6±2,08 c	3,37	8,78	44,62	40,43
3	33,5±4,68 b	141,7±3,39 b	108,2±12,57 b	4,86	6,44	29,49	29,35
5	53,6±4,66 a	206,4±14,33 a	155,1±13,1 a	6,68	7,87	30,64	26,97
Facteur F	46,17***	191,39***	120,96***				
<i>T. angustifolia</i>							
Control	14,4±3,84 b	34,8±4,00 d	30,0±1,34 c				
1	20,3±1,57 b	55,4±5,5 c	41,9±4,19 c	2,49	5,83	20,57	11,98
3	21,7±2,22 b	95,8±2,93 b	76,8±5,92 b	3,04	2,44	20,32	15,6
5	32,1±5,93 a	279,6±12,35 a	164,0±13,56 a	6,22	3,54	48,96	26,81
Facteur F	11,37**	726,35***	184,93***				
<i>P. australis</i>							
Control	14,7±3,36 c	61,6±5,83 d	34,6±7,94 d				
1	18,7±1,40 bc	159,3±9,73 c	67,9±8,87 c	7,56	3,99	97,68	33,93
3	25,3±2,77 b	346,5±5,96 b	159,6±9,15 b	13,99	3,53	94,95	41,67
5	37,5±8,19 a	1058,2±80,95 a	435,4±30,35 a	38,79	4,57	199,31	80,16
Facteur F	13,66**	362,28***	357,63***				
<i>A. donax</i>							
Control	11,1±2,68 b	60,4±10,47 c	80,6±5,47 d				
1	15,8±2,81 b	70,7±6,76 c	257,3±10,23 c	3,63	4,83	10,25	176,70
3	18,6±3,05 a	116,3±13,68 b	340,1±23,72 b	5,42	2,52	18,62	86,51
5	26,2±6,83 a	501,4±21,16 a	440,3±45,09 a	22,09	3,02	88,19	71,94
Facteur F	6,76*	675,2***	101,95***				
<i>S. purpurea</i>							
Control	15,9±4,90 c	26,5±4,07 d	7,0±1,31 c				
1	24,1±4,60 b	82,9±9,63 c	13,7±4,1 b	4,93	8,14	56,39	6,68
3	27,7±2,46 b	121,0±17,54 b	19,1±3,23 a	7,04	3,92	31,5	4,03
5	37,2±3,08 a	363,2±31,4	24,1±1,39 a	18,41	4,25	67,34	3,41
Facteur F	15,39**	188,27***	20,78***				
<i>T. gallica</i>							
Control	21,8±5,45 b	20,2±1,53 d	11,6±1,05 c				
1	25,6±2,66 b	61,3±6,91 c	15,5±1,60 bc	3,65	3,71	41,16	3,92
3	27,6±1,94 ab	83,1±6,76 b	20,9±1,37 b	4,49	1,93	20,98	3,11
5	35,0±4,63 a	188,0±9,80 a	29,8±5,90 a	8,15	2,62	33,57	3,63
Facteur F	5,9*	320,03***	19,47***				

Ces résultats confirment la spécificité de la tolérance vis-à-vis des métaux lourds. En effet, les espèces tolérantes à un métal ne sont pas nécessairement tolérantes à un autre, comme c'est le cas du saule et de la canne de Provence. D'autres part, les massettes et le rubanier ont un comportement inverse de celui de la canne de Provence, cette dernière tolère des concentrations élevées du Cu et faible du Cr, alors que le contraire est observé pour les massettes et le rubanier.

Dans une étude similaire, en se basant sur l'élongation racinaire le saule apparaît tolérant à des concentrations du Cu entre 0,25 et 0,5 mg l⁻¹ (Punshon et al., 1995). Cela confirme nos résultats concernant la tolérance de la même espèce avec le même traitement du Cu. Cependant, chez d'autres espèces ligneuses comme les pins (*Pinus pinea* et *P. pinaster*), l'élongation racinaire est fortement inhibée après 3 jours de traitement à 0,31 mg Cu l⁻¹ (Arduini et al., 1995).

Tableau 4 : Teneur en Cr, facteur de bioconcentration et taux d'accumulation chez six espèces de macrophytes après 10 jours de traitement au Cr. Les moyennes avec la même lettre ne sont significativement différentes au seuil de 5% selon le test de Duncan, l'analyse de la variance (Facteur F) à un facteur montre des différences au niveau * p<0,05, **P<0,01, *** P<0,001, ns non significatif.

Traitements mg l ⁻¹	Concentration $\mu\text{g g}^{-1}$ ps			Total accumulation ($\mu\text{g g}^{-1} \text{ j}^{-1}$)	Facteur de bioconcentration					
	Chrome	Feuilles	Racines		Rhizome ou bois	Feuilles	Racines	Rhizome ou bois		
<i>S. erectum</i>										
0.5	c	33.9±6.30	c	189.5±9.26	c	267.6±9.62	5.66	10.78	379.1	535.18
1.5	b	148.9±9.87	b	289.0±9.78	b	589.8±10.0	16.76	99.25	192.67	393.17
3	a	204.9±13.25	a	846.5±11.68	a	618.0±7.92	25.48	68.3	282.16	206
Facteur F		***218.79		***355.97		***1336.76				
<i>T. angustifolia</i>										
0.5	c	±2.46 11.5	c	149.9±4.92	c	143.9±6.37	2.54	22.94	229.56	287.86
1.5	b	35.4±4.04	b	509.3±8.3	b	340.8±9.24	7.81	23.60	339.56	227.18
3	a	54.5±7.26	a	647.1±20.94	a	390.2±5.78	10.57	18.0	215.69	130.06
Facteur F		***55.62		***1116.1		***957.6				
<i>P. australis</i>										
0.5	c	11.7±1.78	c	229.59±6.41	c	34.6±2.53	11.21	23.40	459.18	69.12
1.5	b	24.5±4.48	b	531.2±4.06	b	63.8±1.48	25.81	16.33	354.13	42.53
3	a	41.4±4.34	a	586.3±12.75	a	136.7±7.77	29.82	13.79	195.43	45.56
Facteur F		***47.41		***1507.85		***361.11				
<i>A. donax</i>										
0.5	c	6.22±1.54	c	90.3±2.61	c	56.1±3.35	3.37	12.44	180.68	112.16
1.5	b	17.9±2.24	b	142.0±2.69	b	114.4±6.51	5.44	11.94	94.65	76.26
3	a	32.6±3.46	a	177.1±4.12	a	142.4±4.72	3.61	10.87	59.0	47.48
Facteur F		***81.03		***552.26		***229.85				
<i>S. purpurea</i>										
0.5	c	18.1±1.94	c	447.08±11.74c	c	10.0±1.3	18.14	36.12	894.16	20.08
1.5	b	35.2±3.60	b	1211.4±19.15b	b	25.4±2.18	56.55	23.47	807.69	16.9
3	a	52.7±3.20	a	1725.3±22.0	a	43.0±2.74	79.61	17.57	575.09	14.34
Facteur F		***105.13		***3765.0		***175.27				
<i>T. gallica</i>										
0.5	c	10.65±1.55	c	229.0±24.41	b	29.2±4.59	10.70	21.30	457.92	58.48
1.5	b	19.6±1.54	b	429.5±17.71	b	39.1±7.14	19.35	13.04	286.35	26.04
3	a	46.2±5.4	a	729.4±33.96	a	52.1±6.15	20.20	15.40	243.13	17.38
Facteur F		***91.29		***276.78		*10.81				

L'effet et la toxicité des deux métaux étudiés, Cu et du Cr est différent chez les espèces de macrophytes. En effet, pour la même concentration (3 mg l⁻¹ par exemple) et en se référant au % de réduction de la croissance racinaire, pour le Cu, on distingue deux groupes : (1) saule, tamaris, rubanier, massettes et canne de Provence (7 - 47%) et (2) roseau (80%). Lors que pour le Cr, la majorité des espèces présentent entre 40 - 100 % d'inhibitions. Donc, nos résultats montrent que le Cr est plus toxique que le Cu. Cependant, le contraire a été signalé par Karataglis (1987) chez le blé et par Wong et Bradshaw (1982) chez une autre graminée *Lolium perenne*.

Baker (1981), suggère deux stratégies de bases de l'accumulation des métaux reliés à la tolérance, (1) l'exclusion ou la concentration des métaux dans les tissus est maintenue constante, jusqu'à ce que le seuil de tolérance soit dépassés à forte concentration, (2) l'accumulation où les métaux sont activement concentré dans les tissus des plantes à des niveaux supérieurs à ceux du milieu extérieur, impliquant des mécanismes physiologiques spécialisés. La tolérance au métaux, tel le Cu chez plusieurs espèces de saule a été liée au mécanisme d'évitement (Punshon et al., 1995). Chez *Typha latifolia*, également l'exclusion à été supposée comme mécanisme de tolérance probable (Taylor & Crowder, 1983, Fernandes et Henriques, 1990).

2.1. Bioaccumulation

2.2.1. Variation suivant les organes

Chez toutes les espèces de macrophytes étudiées, le Cu et le Cr sont principalement accumulés dans les racines, de 2 à 29 fois la concentration du milieu pour le cas du Cu et 5 à 32 fois dans le cas du Cr. La concentration des métaux dans les racines et leur faible translocation vers la partie aérienne a été déjà reportée chez les macrophytes par plusieurs auteurs (Mirka et al., 1996; Ye et al., 1998, Gupta et a., 1994). Cela s'explique probablement par la faible translocation du métal à la partie aérienne et la précipitation de la plupart des métaux comme sulfate (Reeves et Brooks, 1983).

Les concentrations observées les plus élevées concernent le Cr (3 mg l⁻¹) au niveau des tiges est 205 µg g⁻¹ chez le rubanier, des racines est 1725 µg g⁻¹ chez le saule et du rhizome est 618 µg g⁻¹ chez le rubanier. Cela montre que l'absorption du métal par les plantes, est indépendante du besoin nutritionnel de l'élément absorbé, par exemple, pour une même concentration le Cu (élément nutritif essentiel) est moins accumulé que le Cr (élément non essentiel). Une remarque similaire à été reporté par Quian et al., (1999) chez plusieurs espèces de macrophytes pour des métaux essentiels comme le Mn, le Cu, le B et non essentiels comme le Cr et le Pb.

Pour les deux métaux, chez les espèces à rhizomes, généralement l'ordre de bioaccumulation suivant est observé; racines>rhizome>feuilles. Des observations similaires ont été reportées chez des macrophytes (Cyperus, saule et massettes) cultivés dans des eaux usées industrielles pour le Cu (Sharma et al., 2000), chez *T. latifolia* (Taylor et Crowder, 1983; Shute et al., 1993) et chez *Scirpus cyperinus* et *Juncus effusus* (Mays et Edwards, 2001) pour plusieurs métaux y compris le Cu. Dans une autre étude, *T. latifolia* montre une accumulation importante du Cr dans la partie souterraine par rapport à la partie aérienne, alors que, sous les même conditions, le saule contient des teneurs élevées de ce métal dans la partie aérienne (Baudo et al., 1985).

Chez les espèces ligneuses, l'ordre d'accumulation suivant est observé; racines>feuilles>bois, à l'exception du tamaris pour le Cr (racines>bois>feuilles). Punshon et Dickinson (1997) ont observé chez plusieurs espèces de saule, l'ordre suivant; racines>bois>nouvelles tiges>feuilles, avec un traitement de 0,25-0,5 mg Cu l⁻¹ en solution hydroponique. Les concentrations du Cu observées dans les feuilles de saule ne dépassent pas 50 µg g⁻¹, en effet, le Cu est accumulé principalement dans les racines (environ 300 µg g⁻¹ps, après traitement à 0,25 mg l⁻¹), sa translocation à la partie aérienne est limitée (Punshon and Dickinson, 1997). Des études similaires, ont montré chez deux espèces de macrophytes du genre *Potamogeton* une faible accumulation du Cu, spécialement dans les parties aériennes (Gregor et Kautsky, 1991).

2.2.2. Variation suivant les espèces

Le principal objectif de ce travail est d'identifier les meilleures espèces pour une éventuelle utilisation en phytoremédiation du Cu et du Cr présents à des concentrations potentiellement toxiques. Un bon accumulateur est défini par une concentration du métal supérieure à 0,5 % du poids sec (PS) et par un facteur de bioaccumulation (FBC) supérieur à 1000 (Zayed et al., 1998). Dans ce travail, les concentrations du Cu et du Cr mises en évidence sont inférieures à 0,5 % PS et le FBC est inférieur à 1000 chez toutes les espèces quelles que soient les tissus analysés, mais, elles dépassent les concentrations normales définies pour les angiospermes par Alloway (1968) et qui sont de l'ordre de 0,23 µg Cr g⁻¹ PS et de 14 µg Cu g⁻¹PS.

Pour le Cu, la concentration observée la plus élevée concerne le rubanier pour les feuilles (54 µgg⁻¹), le roseau pour les racines (1058µgg⁻¹), et la plus faible concerne la canne de Provence pour les feuilles (26 µgg⁻¹) et le tamaris pour les racines (188 µgg⁻¹). Concernant le Cr, les concentrations les plus élevées sont observées pour les feuilles chez le rubanier (205 µgg⁻¹), pour les racines chez le saule (1725 µgg⁻¹) et pour le rhizome chez le rubanier (618 µgg⁻¹), les plus faibles concernent la canne de Provence (32 µgg⁻¹ pour les feuilles, 177 µg⁻¹ pour les racines et 142 µgg⁻¹ pour le rhizome).

Quian et al., (1999) ont observé un niveau de concentration relativement élevée du Cu (95 µgg⁻¹ tiges) chez *Polygonum hydropiperoides* et du Cr (44 µg g⁻¹ tiges) chez *Cyperus alternifolius*, après un traitement de 10j à 1 mg l⁻¹. Nos résultats ne montrent pas un niveau d'accumulation similaire chez les macrophytes semi-aquatiques à écologie similaire (rubanier, massettes et roseau). De même, chez une autre macrophyte *Nymphaea alba*, après un traitement de 12 j à 0,5 mg Cr l⁻¹, les concentrations du Cr accumulées dans les tissus sont de l'ordre de 148 µgg⁻¹ (feuilles); 31 µgg⁻¹ (rhizome) et 279 µgg⁻¹ (racines) (Vaipayee et al., 2000). Pour un même traitement, les massettes, le rubanier et le roseau présentent de faibles concentrations du Cr dans leurs feuilles, mais des concentrations plus élevées dans les rhizomes comparativement à celle observées chez *Nymphaea alba*.

Nos résultats antérieurs (Ater et al., 2006), portant sur d'autres macrophytes, les lentilles d'eau, ont montré des concentrations plus élevées du Cu (745 et 800 µgg⁻¹ respectivement chez *Lemna gibba* et *L. minor* après un traitement avec 5 mg l⁻¹. Plusieurs auteurs pensent que les espèces émergentes présentent un faible taux de bioaccumulation des métaux par rapport à des espèces submergées ou flottantes (Sparling et Lowe, 1997). Dans une autre étude (Sharma et al., 2000), l'ordre de bioaccumulation du Cu suivant a été mis

en évidence chez des espèces de macrophytes émergentes; *Cyperus* > *Phragmites* > *Typha*. Nos résultats vont dans le même sens pour le Cu avec de niveaux d'accumulations supérieures chez *Phragmites* par rapport à *Typha*.

Le taux d'accumulation total exprimé en $\mu\text{g g}^{-1}\text{j}^{-1}$ (Tableau 3 et 4; figure 5), augmente graduellement en fonction des concentrations du Cu et du Cr dans la solution nutritive, les taux les plus élevés concernent le traitement 5 mg Cu l⁻¹ et 3 mg Cr l⁻¹ Cr.

5. Conclusions et perspectives

Nos résultats ont montré et vérifié un certain nombre de constats sur la variabilité de la réponse des plantes en générale et des macrophytes au particulier à la contamination par les métaux lourds. En effet, nous avons constaté que :

- La réponse des plantes aux métaux lourds est spécifique, une espèce tolérante à un métal peut être en même temps sensible et faiblement tolérante à un autre.
- La tolérance varie d'une espèce à l'autre et une même teneur en métaux lourds peut être toxique pour une espèce et sans effet pour une autre.
- L'accumulation et la répartition des métaux entre les différents organes de la plante sont également variables d'une espèce à l'autre.

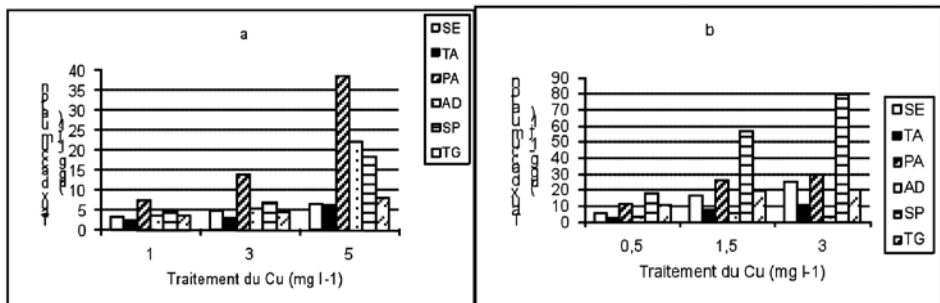


Figure 5 : Taux d'accumulation du Cu (a) et du Cr (b) exprimés en $\mu\text{g g}^{-1}\text{j}^{-1}$

Sur le plan pratique ces constats ont une grande importance car ils montrent qu'il est difficile de généraliser ou de transposer les résultats dans ce domaine. La détermination de la nature aussi bien quantitative que qualitative de la contamination des eaux ou du sol à traiter est un facteur déterminant pour le choix des espèces à utiliser pour une éventuelle phytoremédiation des métaux.

Ainsi, et à la lumière des résultats obtenus on peut recommander l'utilisation des espèces de macrophytes étudiées dans ce travail pour des cas de contamination en Cu et/ou Cr suivant les teneurs en métaux. Par exemple, le saule et la canne de Provence pourraient être efficaces pour les milieux à fortes teneurs en Cu et à faibles teneurs en Cr. Surtout que les concentrations du Cu observées chez le saule dépassent largement le seuil de toxicité ($20 \mu\text{g g}^{-1}$ chez les arbres) évalué par Burton et al., (1983), également celle de la canne de Provence dépasse le seuil de toxicité estimé chez des graminées comme l'orge ($14\text{-}25 \mu\text{g Cu g}^{-1}$) par Beckett et Davis (1977), sans qu'il y'a une perturbation majeure de leur croissance. Le rubanier et les massettes pourraient être efficaces pour les milieux contaminés mais à faible à moyenne concentrations en Cu et à forte teneur en Cr, alors que, le roseau pourrait être efficace pour des milieux à concentration moyenne en Cr.

Cependant, vu le taux relativement faible d'accumulation ($FBC < 1000$ et $\% PS < 0,5$) et la bonne tolérance du saule et de la canne de Provence au Cu, du rubanier et massettes au Cr, ces espèces sont intéressantes quand la priorité de l'application en phytoremédiation est la stabilisation. En effet, les espèces terrestres (saule et canne de Provence) sont intéressantes pour limiter la dispersion du Cu et du Cr dans les sols contaminés.

Néanmoins, pour valider ces résultats expérimentaux, il faudrait procéder à des essais pilotes avant de passer à l'application dans des sites contaminés.

Références bibliographiques

- Adriano D. C., 2000. Trace elements in the terrestrial environment. 2nd ed. Springer Berlin Heidelberg New York.
- Alloway W. H. 1968. Agronomic controls over environmental cycling of trace elements. *Adv. Agron.* 20: 235-274.
- Arduini I., Godbold D. L., Onnis A., 1995. Influence of copper on root growth and morphology of *Pinus pinea* L. and *Pinus pinaster* Ait. Seedlings. *Tree Physiol.* 15: 411-415.
- Ait Ali N., Bernal M. P., Ater M., 2002. Tolerance and bioaccumulation of copper in *Phragmites australis* and *Zea mays*. *Plant and soils* 239: 103 – 111.
- Ait Ali N., Bernal M. P., Ater M., 2004. Tolerance and bioaccumulation of cadmium by *Phragmites australis* grown in the presence of elevated concentrations of cadmium, copper and zinc. *Aquatic Botany* 80: 163 - 176
- Ater M., Lefébyre C., Gruber W., Meerts P., 2000. A phytogeochemical survey of the flora of ultramafic and adjacent normal soils in north Morocco. *Plant and soils* 218: 127 – 135.
- Ater M., Dakki M., 1997. Actes du séminaire sur les marais Smir-Restinga (Maroc). Ater M & Dakki M (Eds). *Trav. Inst. Sci. Rabat, mém. hors série.*
- Ater M., Ait Ali N., Kasmi H., 2006. Tolérance et accumulation du cuivre et du chrome chez deux espèces de lentilles d'eau : *Lemna minor* L. et *Lemna gibba* L. *Revue des Sciences de l'eau.* 19: 57 – 67.
- Arbisqueta C., Romero M., 1969. Digestion humeda rapida de suelos y materials organicos. *Anal. Edafol. Agrobiol.* 27: 855 – 867.
- Back H., 1995. Absorbing possibilities: Phytoremediation. *Environ. Health Persp.* 103: 1106-1108.
- Baker A. J. M., 1987. Metal tolerance. *New Phytol.* 106 (Suppl): 93-111.
- Baker A. J. M., Walker P. L., 1989. Physiological responses of plants to heavy metals and the quantification of tolerance and toxicity. *Chem. Spec. Bioavail.* 1: 7-17.

- Baudo R., Canzian E., Galanti G., Guilizzoni P., Rapetti G., 1985. Relationships between heavy metals and aquatic organisms in lake Mezzola hydrographic system (northern Italy) is metal concentrations in two species of emergent macrophytes. *Mem. Ital. Idrobiol.* 43: 161-180.
- Beckett P. H. T., Davis R. D., 1977. Upper critical levels of toxic elements in plants. *New Phytol.* 79: 95-106.
- Berti W. R., Cunningham S. D., 2000. Phytostabilisation of metals. In: *Phytoremediation of toxic metals. Using plants to clean up the environment.* Raskin I., Ensley B. D. (Eds). Wiley New York pp 71 - 88
- Bohn H. L., McNeal B. L., O'Connor G. A., 1985. *Soil chemistry*, 2nd Edition, Wiley, New York, pp. 90-94.
- Burton K. W., Morgan E., Roig A., 1983. The influence of heavy metals upon the growth of Sitka spruce in South Wales forest. I. Upper critical and foliar concentrations. *Plant Soil.* 73: 327-336.
- Chaney R. L., 1983. Potential effects of waste constituents on the food chain. In J. F. Parr, P. B. Marsh et J. M. Kla (Eds.) *Land treatment of hazardous wastes.* Noyes Data Corp., Park Ridge, N J. pp. 152-240.
- Chaney R. L., Malik M., Li Y. M., Brown S. L., Brewer E. P., Angle J. S., Baker A. J. M., 1997. Phytoremediation of soil metals. *Current Opinions in Biotechnology* 8: 279-284.
- Cunningham S. D., Shann J. R., Crowley D. E., Anderson T. A., 1997. Phytoremediation of contaminated water and soils. *Phytoremediation of soils and water contaminants* pp 2 - 20
- Czupryna G., MacLean A. I., Levy R. D., Gold H., 1989. *In situ immobilisation of heavy meta-contaminated soils.* Noyes data corporation New Jersey.
- Ennabili A., Nabil L., Ater M., 1996. Importance socio- économique des hygrophytes au nord ouest du Maroc. *Al biruniya Rev Mar Phram* 12 : 95 -120
- Fernandez J. C., Henriques F. S., 1990. Metal levels in soils and cattails (*Typha latifolia* L.) plants in a pyrites mine area of Lousal, Portugal. *Int. J. Environ. Studies*, 36: 205-210.
- Gregor M., Kautsky L., 1991. Effects of Cu, Pb and Zn on two *Potamogeton* species grown under field conditions. *Vegetatio.* 97: 173-184.
- Gupta M., Sinha S., Chandra P., 1994. Uptake and toxicity of metals in *Scirpus lacustris* L. and *Bacopa monnieri* L. *J. Environ. Sci. Health.* A29 (10): 2185-2202.
- Hakmaoui A., Baron M., Ater M., 2006. Screening of copper and cadmium tolerance in some *Salix* species from north Morocco. *Afr. J. Biotech* 5: 1299 - 1302
- Haque I., Aduayi E. A., Sibanda S., 1993. Copper in soils, plants, and ruminant animal nutrition with special reference to sub-Saharan Africa. *J. Plant Nutr.* 16, 2149-2212.

- Hoagland D. R., Arnon D. I., 1941. The water culture method for growing plants without soil. Miscellaneous Publications No. 3514, Circ. Calif. Agric. Exp. Stat. 347-461.
- Huang J. W., Chen J., Cunningham S. G., 1997. Phytoextraction of lead from contaminated soils. *Phytoremediation of soils and water contaminants* pp 283 -299
- Ishibashi Y., Cervantes C., Silver S., 1990. Chromium reduction in *Pseudomonas putida*. *Appl. Environ. Microbiol.* 56: 2268-2270.
- Karataglis S., 1987. estimation of the toxicity of different metals, using as criterion the degree of root elongation in *Triticum aestivum* seedlings. *Phyton (Austria)*, 26: 209-217.
- Katz S. A., 1991. The analytical biochemistry of chromium. *Environ. Health Persp.* 92: 13-16.
- Kumer P., Dushenkov V., Motto H., Raskin I., 1995. Rhizofiltration: the use of plants to remove heavy metals from aqueous streams. *Environ. Sci. Technol.* 29: 1239 - 1245
- Mays P. A., Edwards G. S., 2001. Comparison of heavy metal accumulation in a natural wetland and constructed wetlands receiving acid mine drainage. *Ecol. Engin.* 16: 487-500.
- McGrath S. P., 1982. The uptake and translocation of tin and hexavalent chromium and effects on the growth of oat in flowering nutrient solution and in soil. *New Phytol.* 92: 381-390.
- Meagher R. B., 2000. Phytoremediation of toxic elemental and organic pollutants. *Current.* 3: 153-162.
- Mertz W., 1975. Effects and metabolism of glucose tolerance factor. *Nutr. Rev.* 33: 129-135.
- Mikra M. A., Cluow F. V., Dave N. K., Lim T. P., 1996. Radium-226 in cattails, *Typha latifolia*, and bone of Muskrat, *Ondatra zibethica* (L.), from a watershed with uranium tailings near the city of Elliot Lake, Canada. *Environ. Pollut.* 19: 41-51.
- Nicholls M. K., McNeilly T., 1979. Sensivity of rooting and tolerance to copper in *Agrostis tenuis* Sibth. *The New Phyto.* 83: 653-664.
- Punshon T., Dickinson N. M., 1997. Acclimation of *Salix* to metal stress. *New Phytol.* 137: 303-314.
- Punshon T., Lepp N. W. et Dickinson N. M., 1995. Resistance to copper toxicity in some British wilows. *J. Geochemical Exploration*, 52: 259-266.
- Punz W. F., Sieghardt H., 1993. The response of roots of herbaceous plant species to heavy metals. *Envir. Exp. Bot.* 33: 85-98.
- Quian J. H., Zayed A., Zhu Y. L., Yu M., Terry N., 1999. Phytoaccumulation of trace elements by Wetland plants: III Uptake and accumulation of ten trace elements by twelve plant species. *J. Environ. Qual.* 28: 1448-1455.

- Reeves R. D., Brooks R. R., 1983. Hyper accumulation of lead and zinc by two metallophytes from mining area of central Europe. *Environ. Pollut.* 31: 277-285.
- Ross S. M., 1994. Sources and forms of potentially toxic metals in soil-plant systems. In *Toxic Metal in Soil-Plant Systems*. Ed. S M Ross, pp 3-25, Wiley and Sons Ltd. Chichester, England.
- Salt D. E., Blayblock M., Nanda Kumar N. P. B. A., Dushenkov V., Ensley B. D., Chet I., Raskin I., 1995. Phytoremediation : a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. *Biotechnology*. 13: 468-474.
- Schnoor J. L., 2000. Phytostabilisation of metals using hybrid poplar trees. In: *Phytoremediation of toxic metals using plants to clean up the environment*. Raskin I., Ensley B. D. (Eds) Jhon Wiley & Sons Ney Work.
- Sharma D. C., Chatterjee C., Sharma C., P., 1995. Chromium accumulation and its effects on wheat (*Triticum aestivum* L. Cv. Dh2204) metabolism. *Plant Sci.* 111: 145-151.
- Sharma K. P., Chaturvedi R. K., Sharma S., Sharma K., 2000. Scavenging potential of hydrophytes for copper removal from textile dye wastewaters. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 65: 330-336.
- Shutes R. B., Ellis J. B., Revitt D. M., Zhang T. T., 1993. The use of *Typha latifolia* for heavy metal pollution control in urban wetlands. In : Moshiri G (Ed.), *Constructed wetlands for water quality improvement*. Lewis, Boca Raton, FL. pp. 407-414.
- Smouni A., Ater M., Auguy F., Laplaze L., El Mzebri M., Berhada F., Filali-Maltouf A., Dumas P., 2010. Assesment of soil contamination by metallic trace elements in a mining area of Eastern Morocco. *Cahiers Agriculture (sous presse)*.
- Sparling D. W. et Lowe T. P., 1997. Metal concentrations in aquatic macrophytes as influenced by soil and acidification. *Water Air Soil Pollut.* 108: 203-221.
- Taylor G J 1987 Exclusion of metals from the symplasm : a possible mechanism of metal tolerance in higher plants. *J. Plant Nutrition.* 10: 1213-1222.
- Taylor G. J., Crowder A. A., 1983. Uptake and accumulation of heavy metals by *Typha latifolia* in wetlands of Sudbury, Ontario region. *Can. J. Bot.* 61: 63-73.
- Uauy R., Oivares M., Gonzales M., 1998. Essenciality of copper in humans. *Am. J. Clin. Nutr.* 67 (Suppl.): 952S-960S.
- Wong M. H., Bradshaw A. D., 1982. A comparison of the toxicity of heavy metals using root elongation of rye grass, *Lolium perenne*. *New Phytologist.* 91: 255-261.
- Yazdani R., 1992. Genetic variation and inheritance of metal and heavy metal tolerance in *Salix viminalis* (in Swedish). In *Energy forest as vegetation filter for sludge, wastewater, leachates and bioash*, K. Perttu. pp. 7-19. Swedish University of Agricultural Sciences, Section of short rotation forestry. Rep. 47.
- Ye Z. H., Baker A. J. M., Wong M. H., Willis A. J., 1998. Zinc, lead and cadmium accumulation and tolerance in *Typha latifolia* as affected by iron plaque on the root surface. *Aquat. Bot.* 61: 55-67.

Zayed A Pilon-Smits E de Souza M Lin Z Q Terry N 2000 Remediation of selenium polluted soils and waters by phytovolatilization. In Phytoremediation of metal contaminated soil and water. Terry N, Banuelos G S (Eds) Lewis Publishers, New York. Pp 61 – 83.

Composting of Organic Wastes

José Joaquin MORENO CASCO

*Department of Applied Biology, University of Almería
04120-Almería, Spain*



Composting process overview

Compost is a natural product which provides chemical, physical, and biological benefits when applied to the soil. It is a stable by-product resulting from the microbial decomposition of organic materials under aerobic controlled conditions during a process called composting. Through composting, the organic matter is bioconverted, into a hygienic, humus-rich, relatively biostable product. In the process of composting, microorganisms break down organic matter and produce carbon dioxide, water, heat and humus. To carry out a composting process, compostable material should be adequate, piled and treated to allow the process to develop under aerobic conditions.

The provision of optimum composting conditions starts with the development of the initial substrates mix. Three parameters are particularly important in this regard :

- a) Particle size. Decomposition occurs primarily near the surfaces of particles, where oxygen diffusion into the aqueous films covering the particle is adequate for aerobic metabolism, and the substrate itself is readily accessible to microorganisms and their extracellular enzymes. Small particles have more surface area per unit mass or volume than large particles, so if aeration is adequate small particles will degrade more quickly. However, an excessively small particle size will lead to anaerobic conditions since air will not diffuse properly.
- b) Moisture. Water is essential to all living organisms, and most microorganisms are particularly sensitive in this regard. Below a moisture content of 35 to 40%, decomposition rates are greatly reduced. Too much moisture, however, is one of the most common factors leading to anaerobic conditions.
- c) C/N ratio. Decomposition of organic matter is brought about by living organisms that use carbon as a source of energy and nitrogen for building cell structure. The C:N ratio is a critical factor in composting, since living organisms use about 30 parts carbon for each part of nitrogen, an initial C/N ratio of 30 would seem most favourable for rapid composting.

Once raw materials have been conditioned in regard to particle size and moisture, and have also been mixed to get a C/N ratio around 25 to 30, substrates are stockpiled for composting. In all composting systems, the correct pile size balances the heat generated

by microbial decomposition with the heat lost through conduction, convection, and radiation, keeping most of the material to be composted between 40°C and 60°C.

Under optimal conditions, composting proceeds through three stages : 1) the mesophilic, or moderate-temperature phase, which lasts for a couple of days, 2) the thermophilic, or high-temperature phase, which can last from a few days to several months, 3) a several-month cooling and maturation phase.

Different communities of microorganisms predominate during the various composting phases. Initial decomposition is carried out by mesophilic microorganisms, which rapidly break down the soluble, readily degradable compounds. The heat they produce causes the compost temperature to rapidly rise. As the temperature rises above about 40°C, the mesophilic microorganisms become less competitive and are replaced by others that are thermophilic. At temperatures of 55°C and above, many microorganisms that are human or plant pathogens are destroyed. During the thermophilic phase, high temperatures accelerate the breakdown of proteins, fats, and complex carbohydrates like cellulose and hemicellulose, the major structural molecules in plants. As the supply of these high-energy compounds becomes exhausted, the compost temperature gradually decreases and mesophilic microorganisms once again take over for the final phase of “curing” or maturation of the remaining organic matter. The pile should be turned over every 2-4 weeks to make sure everything gets broken down. This operation has to be periodically repeated until the process reaches the maturation phase.

Monitoring the composting process

As composting proceeds, a number of changes occur in physical, chemical, and biological characteristics. Monitoring some of these variables will help to assess the status of compost.

Moisture :

It tends to decrease as composting proceeds, so it should be corrected to maintain the adequate levels.

Temperature :

Is key indicator in composting? Heat is generated as a by-product of microbial breakdown of organic compounds. Temperature can be used to gauge how well the system is working and how far along the decomposition has progressed. A well constructed compost system will heat up to 40 or 50°C within two to three days. As readily decomposable organic matter becomes depleted, the temperature begins to drop and the process slows considerably. The temperature at any point depends primarily on how much heat is being produced by microorganisms and how much is lost through aeration and surface cooling. How long the system remains hot therefore depends on the chemical composition of the ingredients as well as the size and shape of the system. Moisture content also affects temperature change; since water has a higher specific heat than most other materials, drier compost mixtures tend to heat up and cool off more quickly than wetter mixtures.

pH :

Compost microorganisms operate best under neutral to acidic conditions, with pH in the range of 5.5 to 8. During the initial stages of decomposition, organic acids are formed. The acidic conditions are favourable for growth of fungi and breakdown of lignin and cellulose. As composting proceeds, the organic acids become neutralized, and mature compost generally has a pH between 6 and 8.

Doors :

A well-constructed compost system should not produce very offensive doors, although it will not be door-free. An ammonia door may indicate that the mix probably is too rich in nitrogen (the C/N ratio is too low), a musty door may be because the mix is too moist. A sulphurous door indicates the pile goes anaerobic.

Oxygen :

Another essential ingredient for successful composting is oxygen. As microorganisms oxidize carbon for energy, oxygen is used up and carbon dioxide is produced. Without sufficient oxygen, the process will become anaerobic and produce undesirable odours, including the rotten-egg smell of hydrogen sulphide gas. Some compost systems are able to maintain adequate oxygen passively, through natural diffusion and convection. Other systems require active aeration, provided by blowers or through turning or mixing the compost ingredients.

Composting methods

Composting methods vary with regard to applied process control mechanisms (aeration, turning, watering). There are some 30 composting producer facilities on the market, including processes which can be classified through a combination of the following parameters :

Material containers

Out-vessel composting or windrows composting: A composting method in which materials are composted in freestanding piles. Materials are arranged in long, relatively narrow, and low piles. Windrows have a large exposed surface area which facilitates passive aeration and drying.

In-vessel composting: A diverse group of composting methods in which composting materials are contained in a reactor, or vessel.

Aeration supply

Passive aeration: Air movement through composting windrows or piles occurs by natural forces including convection (thermal buoyancy) and diffusion. In passively aerated systems, depending on diffusion and natural convection, an adequate porosity is essential to reduce the resistance to oxygen movement.

Forced aeration: Means of supplying air to a composting pile or vessel which relies on blowers to move air through the composting materials.

Turning operations

Passive composting: Method of composting in which there is little management and manipulation of the materials after they are mixed and piled. Turning occurs infrequently (for example, monthly). Forced aeration is not provided.

Turned composting : Periodic turning to provide aeration, mixing and mechanical breakdown. This method generally uses specialized turning equipment and periodic water addition is required.

Operation

Batch Composting: all material is processed at the same time, without introducing new feedstock once composting has begun.

Continuous composting: New material is introduced once composting has begun.

Benefits of composting

Compost increases soil fertility by improving soil structure, enhancing ion exchange, buffering and heat-absorption capabilities and reducing soil erosion. Composting has beneficial properties other than organic matter recycling. An important benefit reported for many types of compost is the significant reduction of plant diseases in the absence of fumigants and fungicides. The addition of compost has reduced disease levels in potting mixes. Damping off and root rot diseases may be reduced significantly with the addition of compost. Amending wetland soils with compost in wetland restoration projects is potentially a high value-added end-use application for composted organic waste. Other benefits of application of compost to soil are related to bioremediation and pollution prevention, reforestation and habitat revitalization.

Traitement biologique des boues résiduaires par compostage

Mohammed RIHANI *, Jamal AMINE et Samira ETAHIRI
*Laboratoire BIOMARE, Faculté des Sciences
Université Chouaïb Doukkali, El Jadida. * auteur correspondant*



Introduction

Le Maroc n'a jamais été aussi proche qu'aujourd'hui du compostage comme une approche biotechnologique pour la gestion durable des boues résiduaires et de tout autre déchet organique biodégradable (DOB) et qui constituent un problème environnemental majeur dont le pays doit faire face avec beaucoup de rigueur. En effet le traitement et la valorisation des boues par la filière de compostage se trouvent à l'heure actuelle à la croisée de chemin entre trois grands chantiers que le Maroc a ouvert récemment :

- Le Programme National d'Assainissement Liquide et d'Épuration des Eaux Usées qui a démarré en 2007 et qui prévoit d'atteindre un niveau de raccordement global au réseau de 80% à l'horizon 2020 et 90% à l'horizon 2030, de rabattre la pollution domestique de 80% en 2020 et 90% en 2030 et de réutiliser/valoriser 100% des eaux usées collectées et traitées en 2030.
- Le Plan Maroc Vert qui a démarré en 2008 et qui prévoit parmi ses objectifs générales, une meilleure valorisation et une gestion durable des ressources naturelles.
- La Charte Nationale de l'Environnement et du Développement Durable qui démarre en 2010 et qui incite à une réduction du gaspillage et des déchets et à l'augmentation du recyclage.

Si le premier chantier relatif au Programme National d'Assainissement Liquide et d'Épuration des Eaux Usées doit passer par la mise en œuvre de nouvelles STEP génératrices de quantités de plus en plus importantes de boues en fonction du procédé de traitement adopté, le Plan Maroc Vert et la Charte Nationale de l'Environnement et du Développement Durable doivent accompagner cette nouvelle situation et ceci par la mise en place d'actions concrètes à l'échelle nationale pour la valorisation et la réutilisation de ce type de déchets.

Situation actuelle et future du Maroc en matière de production de boues et de Déchets Organiques Biodégradables :

Les volumes d'eaux usées rejetés ont été estimés à 550 Mm³/an en 2005 et atteindront 900 Mm³/an à l'horizon 2020. Le recours au traitement de ces eaux usées est d'une grande nécessité compte tenu des problèmes environnementaux et de santé publique;

de l'accroissement de la demande en eau pour la consommation humaine, industrielle et agricole, et au vu des sécheresses répétées qui sévissent au pays.

Actuellement, le volume des eaux usées traitées au Maroc au niveau des 32 STEP opérationnelles est d'environ 8% (40 Mm³ / an). Sachant que le traitement de ces eaux usées génère une quantité de boues de l'ordre de 30 à 40 g de Matière Sèche / Equivalent Habitant Jour, la production potentielle totale en boues à l'échelle nationale est de l'ordre de 435 600 T/an pour un taux de raccordement aux STEP de 100%, soit une production annuelle mobilisable d'environ 123 300 tonnes pour l'année 2010 avec un taux de raccordement aux STEP de l'ordre de 28%. La répartition géographique de la production mobilisable des boues au Maroc est présentée sur la figure 1. La quantité de boues générée est variable selon le procédé de traitement des eaux usées utilisé. A titre d'exemple, le traitement par boues activées produit 400 litres de boues /habitant raccordé/an, alors que le lagunage génère 100 à 150 litres de boues seulement /habitant raccordé/an. Il existe cependant une alternative à cette problématique de production de boues au cours du traitement des eaux usées et ceci par l'utilisation du procédé RALBI (Réacteur Anaérobie à Lits Bactériens Immergés), procédé mis au point par le Laboratoire de Biotechnologie Marine et de l'Environnement (BIOMARE) à la Faculté des Sciences d'El Jadida, et qui génère des quantités de boues beaucoup plus faibles que les procédés classiques avec une consommation plus faible en énergie. Le tableau 1 résume la situation en 2005 des principales STEP productrices de boues au Maroc.

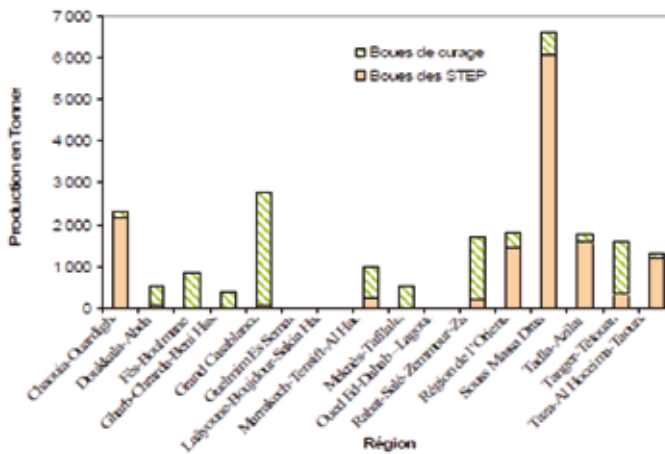


Figure 1 : Répartition géographique de la production mobilisable des boues au Maroc

D'un autre côté, peuvent être rajoutées aux boues générées par les STEP, les boues de curage pouvant être extraites annuellement de l'ensemble des réseaux d'assainissement du pays. Selon les données de la Direction Générale des Collectivités Locales (DGCL), les eaux usées circulant dans le réseau d'assainissement contiennent en moyenne 10% de boues dont 50% sont réellement valorisables. Sachant aussi que la quantité des eaux usées qui traverse le réseau des égouts ne constitue que 75% du total des eaux usées générées par les activités industrielles et ménagères, la production potentielle des boues de curage peut être estimée à 14.700 T/an, soit une quantité mobilisable (valorisable) de l'ordre

de 9.900 T/an avec une projection pour l'année 2020, estimée à 33,7 Mm³ de boues (Figure 3).

Concernant les DOB susceptibles d'être utilisés comme additifs au processus de co-compostage des boues, ils ont été classés dans cette étude en 3 catégories :

- Déchets des industries agro-alimentaires (IAA) avec une production mobilisable estimée à 465 900 Tonnes par an et dont l'industrie sucrière représente 78%;
- Déchets et résidus des productions agricoles avec une production mobilisable de résidus agricoles estimée à environ 64,3 Millions de Tonnes par an et dont le fumier constitue 77%;
- Résidus de transformation du bois et déchets d'abattoirs avec une production mobilisable respective estimée à 168 000 et 130 000 Tonnes par an.

La répartition géographique de la production mobilisable des DOB au Maroc est présentée sur la figure 2.

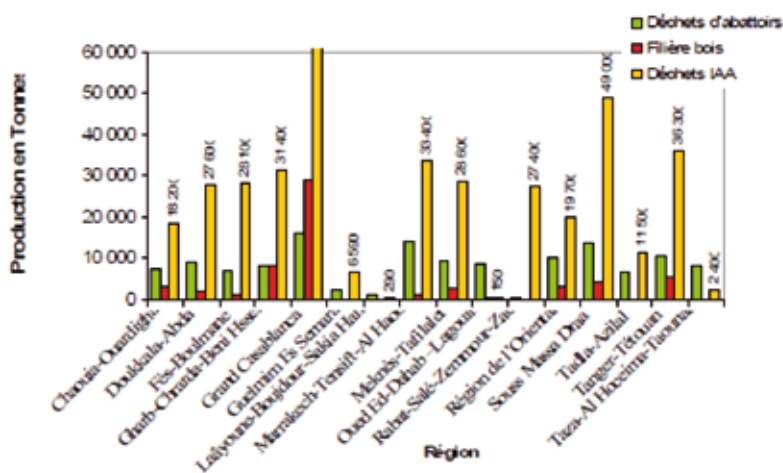


Figure 2 : Répartition géographique de la production mobilisable des DOB au Maroc

Tableau 1 : Principales STEP du Maroc productrices de boues

Type de traitement	Localité	Nombre d'habitants	Quantité de boues estimée (tonnes/an)
Boues activées	Nador	100 000	1 452
	Al Hoceima	84 000	1 220
	Khouribga	75 000	1 083
	Béni Mellal	110 000	1 597
Lagunage	Benslimane	37 000	537
Infiltration Percolation	Agadir	350 000	5 082
Total		756 000	10 971

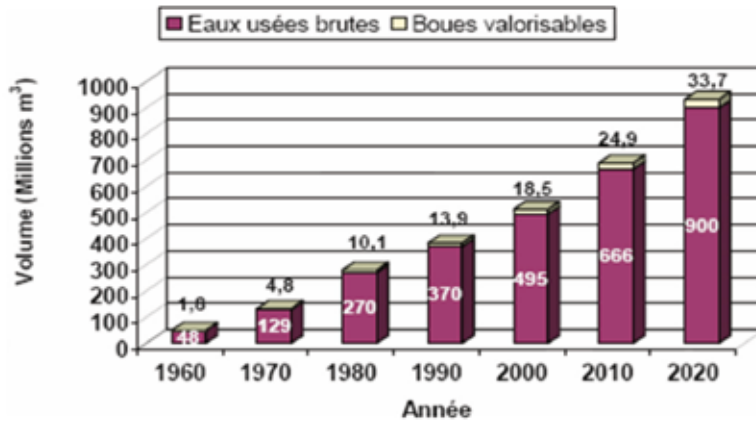


Figure 3 : Evolution du volume des eaux usées brutes urbaines et estimation des boues valorisables correspondantes

Situation actuelle du Maroc en matière de traitement et de valorisation des boues :

La situation actuelle des principaux types de traitement et/ou d'évacuation des boues est la suivante :

- Stabilisation à la chaux des boues liquides (industries agroalimentaires)
- Déshydratation et stockage au niveau des STEP
- Séchage naturel
- Mise en décharge
- Epandage au sol sans traitement préalable

Toutes ces pratiques conduisent inévitablement à des problèmes économiques, environnementaux et de santé publique majeurs. Cependant, les boues sont riches en matières organiques biodégradables et en éléments fertilisants potentiellement valorisables à condition de s'assurer qu'elles ne renferment pas de micropolluants organiques et métalliques. A titre d'exemple, rien qu'en 2005, entre 15 et 20 millions de m³ de boues fines à haute valeur ajoutée aurait été perdus dans les décharges ou, en partie, restés dans le réseau d'égouts. Le tableau 2 résume les caractéristiques de chaque filière de traitement de boues.

Tableau 2 : Caractéristiques de chaque type de traitement des boues.

Filière	Appréciation
Incinération	A proscrire (incinération partielle dans les grandes STEP)
Mise en décharge contrôlée	Faisable en absence de terrains agricoles sur un rayon de 3 Km ou si les boues sont riches en métaux lourds.
Chaulage	Avantageux (suppression de pathogènes, réduction des odeurs, etc.) mais non justifié dans les sols alcalins
Séchage naturel	Coût faible avec la possibilité de valorisation agronomique
Compostage	Obtention d'un excellent produit d'amendement organique avec la suppression de pathogènes

Les deux plus importantes filières de valorisation biologique des boues sont soit la valorisation énergétique (production de biogaz comme source de chaleur et d'électricité), soit la valorisation biologique ou agricole (production de compost). Dans un pays comme le Maroc dont l'économie est basée en grande partie sur l'agriculture, le compostage pourrait ainsi contribuer à une réintégration des éléments minéraux et organiques dans les sols connus pour leur baisse de plus en plus accrue de fertilité.

Les essais conduits en matière de valorisation biologique des boues résiduelles au Maroc sont limités comparés à ceux réalisés sur la réutilisation des eaux usées épurées. En effet, des essais ponctuels ont été menés à Ouarzazate et à Ben Sergao où les eaux usées traitées sont d'origine exclusivement domestique :

- A Ouarzazate, les boues issues de lits de séchage ont donné des résultats très satisfaisants dans un essai agronomique concernant la culture du Ray Gras d'Italie. En effet, l'augmentation de matière sèche produite a dépassé les 200 % par rapport au témoin. Aucune accumulation de métaux lourds n'a été détectée dans le sol ou dans le végétal.
- Dans le cas de Ben Sergao, les boues ont été compostées et utilisées pour l'amendement organique de deux espèces de gazon. Les paramètres hauteur et production de matière sèche ont été significativement améliorés.

Cependant, de nombreux chercheurs marocains, appartenant à différents établissements de recherche à l'échelle nationale et internationale, ont fait preuve de leurs compétences au sujet du compostage des boues et autres DOB et ceci par la mise en œuvre de techniques analytiques les plus pertinentes dans ce domaine et dont les résultats ont été publiés dans des revues scientifiques des plus spécialisées. Tous ces travaux ont démontré la valeur agronomique des produits finis obtenus ainsi que l'amélioration des caractéristiques physicochimiques et biologiques des sols testés. La majeure partie de ces essais ont été conduits par la filière de traitement en andains retournés où les produits finis à base de boues, de déchets ménagers et/ou de divers déchets verts, atteignent leur maturité au bout de 5 à 6 mois de compostage. Dans ces conditions, les boues sont rajoutées comme source d'eau et d'azote pour le compostage, nécessitant le plus souvent des additions de matériaux de nature minérale et/ou de nature organique pour adapter le rapport C/N ou pour améliorer la texture et la qualité du compost final.

Traitement et valorisation des boues et autre DOB par le procédé MOROCOMP :

La filière de traitement par compostage aéré en bioréacteur accéléré a été acceptée ces dernières années comme une option économiquement profitable par rapport à la technique classique de compostage en andains retournés.

Cette alternative pour la valorisation biologique des boues et d'autres déchets organiques biodégradables qui, jusqu'à présent, ne sont pas utilisés à leur juste valeur en agriculture a été mise au point et expérimentée avec succès par le laboratoire BIOMARE de l'Université Chouaïb Doukkali à El Jadida dans le cadre du projet MOROCOMP intitulé : "Conception et mise en place d'une unité de compostage innovante pour le traitement des boues et de tout autre déchet organique biodégradable (DOB) au Maroc". Il s'agit d'un processus de compostage aérobie accéléré, où des composts matures et stables sont obtenus après un

temps de séjours en bioréacteur considérablement réduit et variable selon la composition initiale des matières compostables et des conditions de fonctionnement du bioréacteur. Le bioréacteur est formé d'une enceinte cylindrique horizontale d'un volume total de 3.979 m³ avec une capacité de remplissage initiale de 75%. Le bioréacteur est doté d'un système de contrôle programmable des débits de l'air (aération), de l'eau (humidité) et du retournement du compost (figure 4). Le bioréacteur est relié à un bio-filtre permettant de limiter les émanations gazeuses issues du processus de compostage, et doté d'un système de récupération des lixiviats.

Compte tenu de la texture, de la composition chimique des boues et de l'usage escompté du produit final, des matériaux de nature minérale (perlite, zéolite) et/ou organique (fumiers de bovins et ovins, feuilles et collets de betterave à sucre, paille...) ont été rajoutés comme additifs, dans des proportions variables selon les conditions optimales nécessaires pour démarrer le processus de compostage (C/N inférieur à 30, taux d'humidité du substrat inférieur à 50%). Deux types de boues ont été utilisés pour les essais de compostage : des boues primaires d'origine domestique issues de l'opération de curage du réseau d'assainissement urbain de la ville d'El Jadida et des boues secondaires issues d'une station d'épuration des eaux usées industrielles d'une unité laitière à El Jadida.



Figure 4 : Vue générale du bioréacteur utilisé pour le compostage

Dans ce procédé de compostage, le suivi des paramètres physicochimiques conventionnels (température, pH, oxygène dissous, humidité, C/N, NH₄⁺/NO₃⁻, matière organique...) a été réalisé sur les matières premières à composter, sur les mélanges obtenus au cours du processus de compostage et sur les produits finis à maturité. Des analyses complémentaires ont été réalisées sur les teneurs en macroéléments fertilisants (P₂O₅, K₂O, CaO, MgO), sur les teneurs et la spéciation des éléments traces métalliques ETM (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn), sur les germes pathogènes de contamination fécale (coliformes totaux et coliformes fécaux) et sur les œufs d'helminthes. D'autres analyses ont également été effectuées sur les lixiviats générés au cours du processus de compostage (pH, DBO₅, NH₄⁺, NO₃⁻, ETM). Afin d'évaluer la valeur agronomique du compost obtenu par ce procédé, des tests de phytotoxicité, des applications au champ sur les cultures de betterave à sucre, de blé et de maïs ainsi que des analyses du sol ont été réalisées.

Après 3 à 4 semaines de séjours dans le bioréacteur, tous les paramètres étudiés témoignent du bon déroulement du processus de compostage et de la maturité du produit final obtenu : des températures maximales atteintes durant les premiers jours comprises entre 59°C et 61°C, des teneurs en oxygène dissous supérieures à 9%, une humidité des substrats entre 40% et 60%, un pH voisin de 7, un rapport C/N inférieur à 12 et un rapport $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ compris entre 0,09 et 0,24 (Figures 5 et 6).

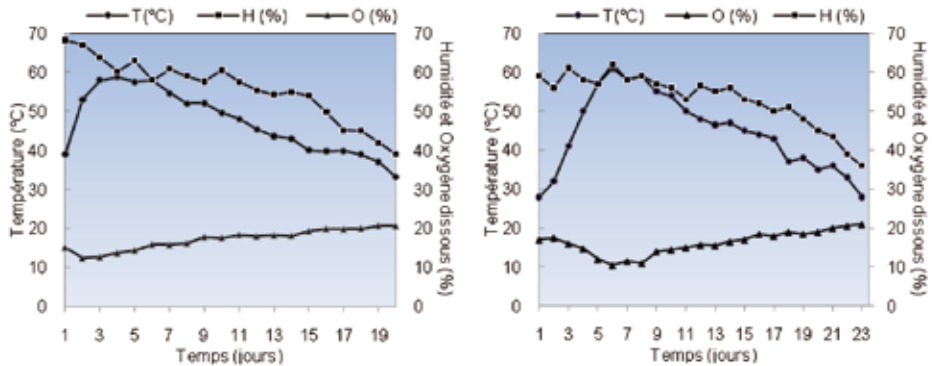


Figure 5 : Évolution de la température, de l'humidité et du taux d'oxygène.

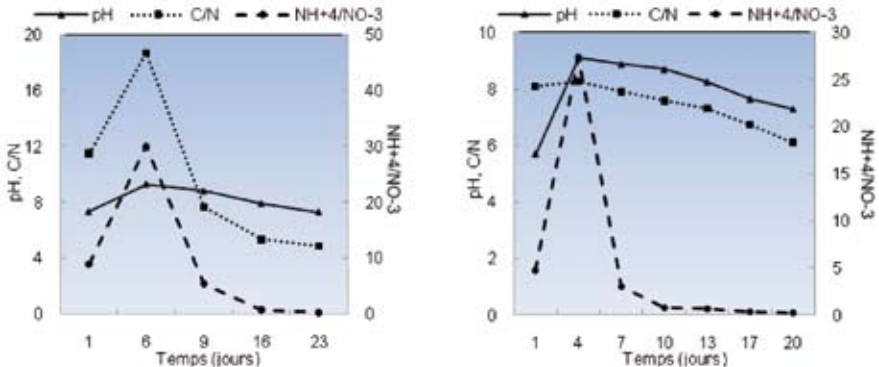


Figure 6 : Évolution du pH, de C/N et de $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ au cours du compostage.

Les composts obtenus sont également caractérisés par des teneurs élevées en matière organique comprises entre 41% et 58%, une bonne composition en macro-éléments fertilisants du sol (P_2O_5 , K_2O , CaO , MgO) et des teneurs en éléments traces métalliques (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) maintenues dans les limites des normes suggérées pour une utilisation en agriculture (Tableau 3), et parmi lesquels, seulement 1,4 à 6,2% des éléments métalliques sont biodisponibles sous forme soluble (Figure 7).

Le procédé de compostage a permis aussi une inactivation totale des germes pathogènes testés (Coliformes fécaux et Streptocoques fécaux) ainsi qu'une élimination de plus de 90 % des œufs d'helminthes contenus dans les boues initiales (Tableau 3).

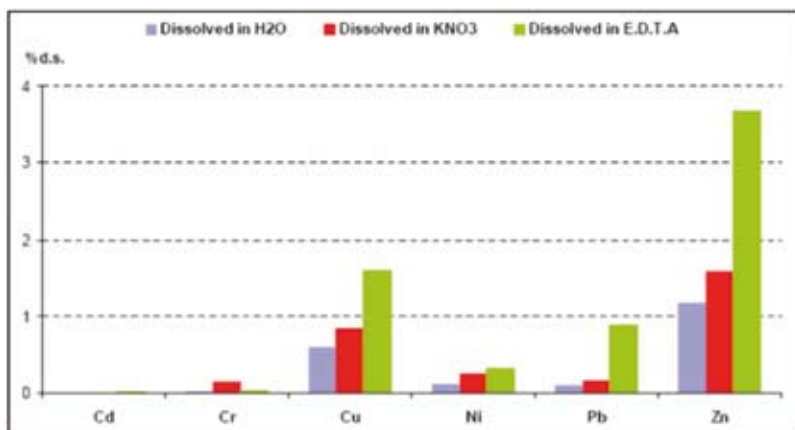


Figure 7 : Spéciation des éléments traces métalliques.

Les lixiviats produits durant le compostage contiennent des teneurs élevées en matières organiques biodégradables exprimées en termes de DBO_5 qui varient entre 72,705 mg/L à 50,984 mg/L aux stages initiaux puis chutent jusqu'à 8,958 mg/L à 16,757 mg/L à la fin du processus de compostage. Les lixiviats contiennent également des teneurs élevées en ammonium et nitrates dont l'évolution suit celle des mêmes éléments dans le compost, tandis que les teneurs en ETM restent inférieures à celles du compost.

Les tests de phytotoxicité réalisés au laboratoire montrent l'absence de substances phytotoxiques au niveau des composts obtenus par ce processus. L'application au champ du compost à la dose de 7,5 T/ha sur les cultures de betterave à sucre a montré une augmentation de la biomasse de 52,3%, tandis que le meilleur résultat fut obtenu sur la croissance du maïs (42%) à la dose de 5 T/ha. L'analyse physicochimique des sols testés a montré également une amélioration des teneurs en éléments fertilisants NPK et en matière organique mais sans aucune modification des teneurs en ETM initiales, compte-tenu de la faible biodisponibilité de ces éléments sous forme soluble et de l'alcalinité des sols testés.

La figure 8 représente l'aspect du compost obtenu par le procédé MOROCOMP à base de boues, de feuilles et collets de betterave à sucre, de paille et de fumier d'ovins.



Figure 8 : Compost obtenu par le procédé MOROCOMP en bioréacteur accéléré.

Tableau 3 : Caractéristiques physico-chimiques et microbiologiques du compost obtenu par le procédé MOROCOMP.

	Compost 1	Compost 2	Valeurs limites
Matière sèche (%)	63,8	52,28	-
pH	7,28	7,32	-
C total (% ms)	33,84	25,68	-
N total (% ms)	2,85	3,36	-
C/N	11,87	7,63	-
NO ₃ - N (mg/Kg ms)	998,43	1286	-
NH ₄ ⁺ - N (mg/Kg ms)	207,73	302,6	-
NH ₄ ⁺ / NO ₃	0,2	0,24	-
P ₂ O ₅ (% ms)	0,93	3	-
K ₂ O (% ms)	3,95	1,63	-
CaO (% ms)	5,48	6,79	-
MgO (% ms)	2,09	3,01	-
Cd (mg/Kg ms)	0,597	nd	0,7-10
Cr (mg/Kg ms)	11,193	nd	70-200
Cu (mg/Kg ms)	54,174	0,01	70-600
Ni (mg/Kg ms)	11,965	nd	20-200
Pb (mg/Kg ms)	20,032	nd	70-1000
Zn (mg/Kg ms)	109,242	0,06	210-4000
Coliformes totaux*	0,9	0	-
Coliformes fécaux*	0,3	0	-
Œufs d'helminthes /10g ms	<1	<1	-

*Log₁₀ NPP/10g ms, ms : matière sèche, nd : non déterminé.

Conclusions

Les différents essais conduits par ce procédé ont montré que les temps de séjours du compost en bioréacteur aérobique pourrait être réduits de 8 à 12 jours suivi de 2 à 3 semaines de maturation en tas à l'air libre et enfin une maturation de finition en sac. Ainsi, 35 à 40 jours pourraient être suffisants pour obtenir un compost mature directement utilisable conformément aux exigences de qualité des productions végétales et aux standards de protection de l'environnement. Les boues des industries agroalimentaires et des stations de traitement des eaux usées domestiques sont ainsi de très bonnes matières pour faire un compost et élaborer une stratégie de gestion et surtout de valorisation de ces boues.

La capacité globale de production de compost selon le procédé MOROCOMP peut être estimée entre 83 000 et 140 000 Tonnes de matière sèche à l'horizon 2010 et atteindra entre 120 000 et 200 000 Tonnes en 2015 (Figure 9).

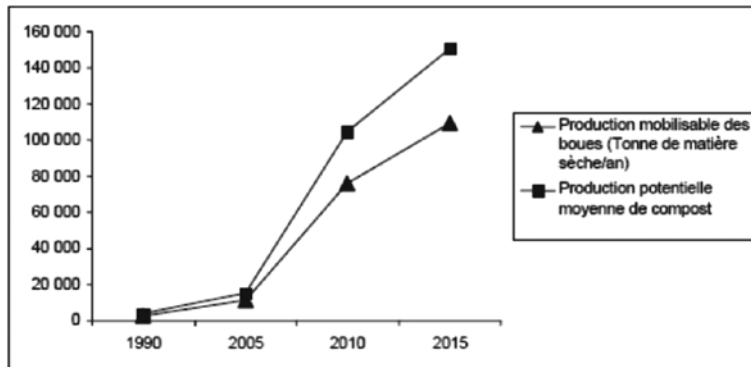


Figure 9 : Capacité actuelle et future du Maroc en matière de production de compost selon le procédé MOROCOMP.

Avec un bon rendement et un gain de temps considérable par rapport aux techniques de compostage en tas retournés, le procédé utilisé dans cette étude peut être adopté dans une filière de traitement intégrée des rejets liquides et des déchets solides générés par les industries agroalimentaires et les stations de traitement des eaux usées ainsi que des divers déchets agricoles souvent sous exploités, leur apportant ainsi une valeur ajoutée supplémentaire sans risques d'impacts négatifs ni sur l'environnement, ni sur la santé humaine.

Ce procédé peut ainsi :

- Contribuer à une réduction de l'utilisation des engrais chimiques et à la protection des réserves en eau sensibles contre l'eutrophisation;
- Contribuer au développement du savoir-faire pour la gestion efficace des boues et tout autre DOB;
- Contribuer au développement des instruments pour les autorités compétentes afin de concevoir et d'appliquer des schémas appropriés pour la gestion des boues et des autres DOB;
- Permettre d'acquérir l'autonomie nationale en matière de procédés technologiques pour la gestion des boues et autre DOB;
- Permettre une qualification du personnel qui peut être impliqué dans le développement de la technologie étudiée;
- Permettre l'adoption des priorités de l'UE concernant la récupération et la réutilisation des matériaux;
- Permettre la conformité avec le cadre législatif de l'UE existant et avec la politique environnementale concernant la gestion des boues et tout autre DOB;
- Résoudre le problème de stockage des boues et d'autres DOB;
- Promouvoir des pratiques agricoles durables;
- Permettre l'utilisation des minerais méditerranéens (la bentonite, les zéolites et la perlite comme additifs);
- Permettre la production de compost pouvant être utilisé comme fertilisant du sol.

Gestion et traitement des déchets solides domestiques au Maroc :
Analyse Multicritère et application à la ville d'Azemmour
M. MOUNTADAR*, A. MAKAN et EM KABIL
*Laboratoire de l'Eau et de l'Environnement, Faculté des Sciences,
Université Chouaïb Doukkali, B.P: 20, 24000-El Jadida, Maroc*
** auteur correspondant*



1. Introduction

Les problèmes de gestion des déchets solides ménagers (DSM) au Maroc sont liés à leur quantité qui ne cesse d'augmenter d'une année à l'autre et ceci est principalement dû à la croissance démographique, au développement économique et à l'amélioration du niveau de vie de la population. Cette évolution n'a pas été accompagnée par des mesures adéquates pour l'amélioration de la gestion de ces déchets solides, malgré l'adoption de la loi 28/2006 visant l'organisation de ce secteur. Par ailleurs, la capacité des communes à assumer cette mission est dépassée et ceci à cause des contraintes suivantes :

- L'absence d'un cadre réglementaire spécifique ou les lois sont accompagnées de mesures de protection de l'environnement;
- L'insuffisance des moyens financiers alloués au secteur;
- Le faible taux de couverture de la taxe d'édilité;
- L'inadaptation des moyens matériels mobilisés;
- L'insuffisance du taux de collecte (85%);
- L'absence d'une filière adaptée de traitement des déchets;
- L'intervention du secteur informel par la récupération de matériaux à valeur économique;
- Le non généralisation de la planification stratégique;
- L'insuffisance des programmes de sensibilisation à cause de l'implication limitée du secteur privé et des ONG.

Ces contraintes rendent la mise en décharge, l'unique moyen de gestion adopté par la plupart des municipalités. Cette situation entraîne ainsi une multiplicité des décharges sauvages et une intensité des effets négatifs sur la santé de l'Homme et sur l'environnement. Ainsi, il faut prendre en compte l'effet de ces impacts dans toute évaluation économique pour une meilleure gestion des déchets solides.

2. Impacts engendrés par la mauvaise gestion des DSM

Les impacts sur la santé et l'environnement sont multiples dont les principaux sont : les nuisances olfactives, les nuisances visuelles, les risques d'incendies et d'explosions, les impacts sur les ressources en eau... De même, on note des impacts sur les activités socio-économiques tels que le débordement sur les terres agricoles, la multiplication des

points noirs, l'atteinte à la fertilité du sol, les pertes en bétail, la dégradation de la valeur écologique de certains sites naturels (voir photos -figure 1).



Figure 1 : Photos illustrant les impacts de la mauvaise gestion des déchets solides.

3. Production et composition des DSM

Au Maroc, la quantité de DSM produits au niveau urbain est de 14 000 t/j (soit environ 0,76 kg/hab/j) et elle est de 4.000 t/j (soit 0,3 kg/hab/j) au niveau rural (D.E., 1999). La nature et la composition des déchets solides sont spécifiques à chaque région du pays et la composition physico-chimique moyenne est comme suit :

- Forte humidité : 65%.
- Forte teneur en matière organique : 70%.

- Forte densité : 0,4.
- Faible pouvoir calorifique : < 1000 Kcal/kg.

La nature et la composition des DSM sont spécifiques pour chaque pays. Le tableau 1 montre la nature des ordures ménagères produites au niveau du Maroc, de la France et aux USA (Souidi & Chrifi, 2008). Il en ressort que les ordures ménagères du Maroc sont trop chargées en matière organique alors que pour les deux autres pays il y'a une prédominance du papier des métaux et du verre. Ainsi, ces caractéristiques doivent être prises en compte avant le choix final de toute filière de traitement des DSM.

Tableau 1 : nature et composition des déchets solides produits au Maroc comparés à ceux produits en France et aux USA.

Composition	Maroc	France	USA
Déchets fermentescibles	66	30	15
Papier	7	30	50
Combustibles			
Bois	7	-	2
Plastique	4	15	5
Textile	3	2	2
Cuir et peaux	0,3	-	1
Non combustibles			
Métal	1	6	10
Verre	1,5	12	10
Cendres	10,5	-	-

4. Situation de la gestion des DSM au Maroc

La délégation de la gestion des services de propreté a été adoptée par 38 villes marocaines. La mise en place de décharges contrôlées a été réalisée au niveau de 9 villes et la réhabilitation des décharges spontanées a été effectuée au niveau de 7 villes.

Par ailleurs, le traitement des ordures ménagères par compostage est réalisé à l'échelle pilote au niveau des six villes suivantes :

- Tétouan, Meknès, Casablanca et Marrakech (usines non fonctionnelles).
- Rabat où l'usine de compostage se heurte à beaucoup de problèmes et elle est actuellement en arrêt «temporaire».
- Agadir où l'usine de traitement vient d'être mise en service à titre pilote et ne peut donc être évaluée.

Il en ressort de ces constatations que les expériences réalisées sont au-delà des attentes des habitants et il faut élaborer des outils de gestion pour aider les décideurs à mettre en place une stratégie de planification et établir un programme de gestion National des Déchets Ménagers au niveau de chaque région du Maroc.

5. Choix d'une méthode d'aide à la décision multicritères (ADMC)

Il existe plusieurs méthodes d'aide à la décision multicritères. Il n'y a pas des techniques meilleures ou pires, mais des techniques mieux adaptées à des problèmes de décision particuliers que d'autres.

Il est essentiel de développer en détail tous les éléments relatifs à la situation de l'ADMC avant d'effectuer une sélection d'une méthode en vue de résoudre les problèmes étudiés.

Le choix d'une certaine méthode ADCM ne peut pas être décidé au début du processus. Cette décision devrait attendre jusqu'à ce que le décideur comprenne le problème, les alternatives possibles, les différents résultats, les conflits entre les critères et le niveau d'incertitude des données.

Il est généralement admis que les méthodes de classement sont bien adaptées pour les fins de la planification énergétique et environnementale. Elles fournissent une vue d'ensemble détaillée dans la structuration du problème, elles modélisent réellement la structure de préférence des décideurs, et elles pourraient traiter l'incertitude de l'information requise à travers les distributions de probabilité (Pohekar & Ramachandran, 2004). D'autre part, certaines d'entre elles (par exemple, ELECTRE III) sont considérées comme complexes et ne sont donc pas facilement comprises par les décideurs.

Dans cette étude, la méthode PROMETHEE a été choisie en raison de sa simplicité et sa capacité de rapprocher la façon dont l'esprit humain exprime et synthétise les préférences en face des multiples perspectives de décision contradictoires (Kalogeras et al., 2005).

6. Application de la méthode PROMETHEE pour le choix du système de gestion des DSM

Le choix d'un système alternatif approprié de gestion des DSM concerne différents utilisateurs tels que les autorités et les résidents. Ces utilisateurs ont leurs propres objectifs et priorités et il est possible qu'une bonne alternative pour un utilisateur ne soit pas nécessairement bonne pour un autre utilisateur.

Chaque système alternatif de gestion a ses propres conséquences de point de vue social, environnemental, financier et technique. En outre, les critères employés pour déterminer ces conséquences sont souvent contradictoires et n'ont pas la même importance.

Les critères de la méthode de décision qui soutiennent le choix du meilleur système de compromis pour le traitement des DSM sont présentés dans ce travail. La constitution d'un ensemble des systèmes alternatifs de gestion, le choix d'une liste de critères appropriés pour évaluer ces systèmes alternatifs et le choix du système de gestion le plus approprié sont également présentés et analysés.

6.1. Les grandes lignes de la méthode PROMETHEE

Cette méthode consiste à réaliser les étapes suivantes (Kalogeras et al., 2005) :

6.1.1. Comparer des alternatives paire par paire pour chaque critère.

Pour chaque critère g_j une discussion avec le/les décideur(s) doit permettre de déterminer :

- Une fonction de préférence P_j
- Un poids w_j

La fonction de préférence P_j modélise les différences entre les valeurs des alternatives pour un critère j donné. w_j représente le poids qui est accordé au critère j dans la décision.

6.1.2. Création d'un indice de préférence agrégé pour chaque paire d'actions (degré selon lequel a est préféré à b).

$$\pi(a,b) = \sum_{j=1} P_j(a,b).w_j$$

$\pi(a,b)$ représente le degré global selon lequel a est préféré à b

Si $\pi(a,b)$ est proche de 0, a est peu préféré à b

Si $\pi(a,b)$ est proche de 1, a est fortement préféré à b .

6.1.3. Calcul des flux de surclassement.

En vue d'un rangement, chaque alternative doit maintenant être comparée aux autres alternatives. On définit :

<i>Flux de surclassement positif</i>	<i>Flux de surclassement négatif</i>
$\varphi^+(a) = \frac{1}{n-1} \sum_{x \in A} \pi(x,b)$	$\varphi^-(a) = \frac{1}{n-1} \sum_{x \in A} \pi(x,b)$
Puissance d'une alternative par rapport à toutes les autres	Faiblesse d'une alternative par rapport à toutes les autres

6.1.4. Création des classements.

- PROMETHEE I : ordre partiel = intersection des flux positifs et négatifs (φ^+ et φ^-);
- PROMETHEE II : ordre total = déduit du flux net $\varphi = \varphi^+ - \varphi^-$.

6.2. Critères d'évaluation des performances des alternatives

Les groupes de critères et les sous critères qui sont utilisés dans ce travail pour l'évaluation des performances des alternatives sont regroupés dans la figure 2.

6.3. Evaluation des poids des critères

On définit premièrement, les poids pour chaque groupe de critères et deuxièmement on définit les poids pour chaque sous critère de chaque groupe. Les poids finaux sont obtenus après la multiplication du poids de chaque sous critère avec le poids de son groupe. La détermination des coefficients de poids des critères a été basée sur l'expérience de l'équipe de travail dans des applications relatives et l'opinion/suggestions des acteurs marocains impliqués dans le domaine (tableau 2).

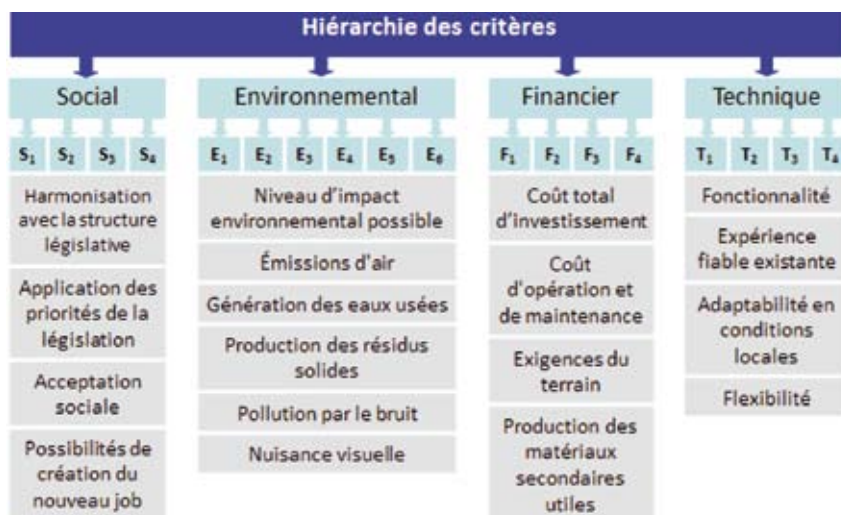


Figure 2 : Hiérarchie des critères pour le choix du schéma de gestion le plus approprié.

Tableau 2 : Poids des critères et leurs sous-critères en pourcentage.

Groupe et poids	Description des sous-critères	Poids %	Poids final %
Social (15%)	Harmonisation avec la structure législative (S ₁)	30	4,50
	Application des priorités de la législation (S ₂)	30	4,50
	Acceptation sociale (S ₃)	25	3,75
	Possibilités de création des nouveaux jobs (S ₄)	15	2,25
	Total du groupe		100
Environnemental (30%)	Niveau d'impact environnemental possible (E ₁)	25	7,50
	Émissions d'air (E ₂)	20	6,00
	Génération des lixiviats (E ₃)	20	6,00
	Production des résidus solides (E ₄)	20	6,00
	Pollution par le bruit (E ₅)	10	3,00
	Nuisance visuelle (E ₆)	5	1,50
	Total du groupe		100
Financier (30%)	Coût d'investissement total (F ₁)	35	10,50
	Coût d'opération et de maintenance (F ₂)	30	9,00
	Exigences du terrain (F ₃)	15	4,50
	Production des matériaux secondaires utiles (F ₄)	20	6,00
	Total du groupe		100
Technique (25%)	Fonctionnalité (T ₁)	25	6,25
	Expérience fiable existante (T ₂)	30	7,50
	Adaptabilité en conditions locales (T ₃)	25	6,25
	Flexibilité (T ₄)	20	5,00
	Total du groupe		100
Total			100

6.4. Description des Scénarios/Systèmes de gestion

6.4.1. Description du Scénario/Système 1

La séparation des déchets se fait à la source dans deux poubelles différentes. Ainsi les matériaux recyclables sont regroupés dans une station de traitement pour la récupération du verre, du papier, du plastique, des métaux ferreux et non ferreux.

Les matériaux biodégradables sont regroupés dans une autre station de traitement pour qu'ils soient compostés. Les résidus des déchets solides récupérés après traitement sont transférés par la suite vers une décharge contrôlée (voir figure 3).

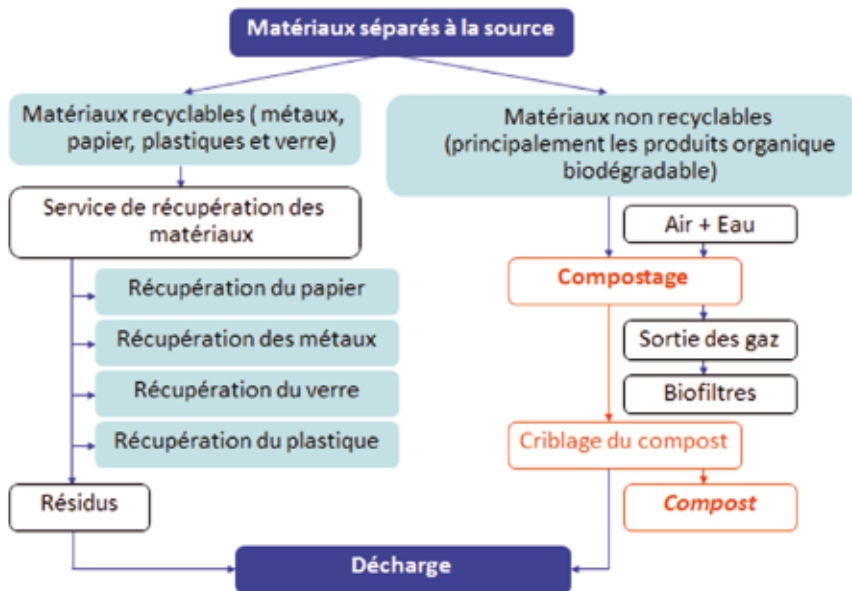


Figure 3 : Représentation schématique du schéma 1.

6.4.2. Description du Scénario/Système 2

Les déchets solides mixtes sont collectés pour subir un traitement mécanique suivi par un traitement biologique. Le traitement mécanique permet la récupération de verre, des métaux ferreux et non ferreux, du papier et des plastiques qui sont expédiés aux utilisateurs et le traitement biologique permet le compostage des produits organiques biodégradables. Les résidus sont transférés par la suite vers la décharge contrôlée (voir figure 4).

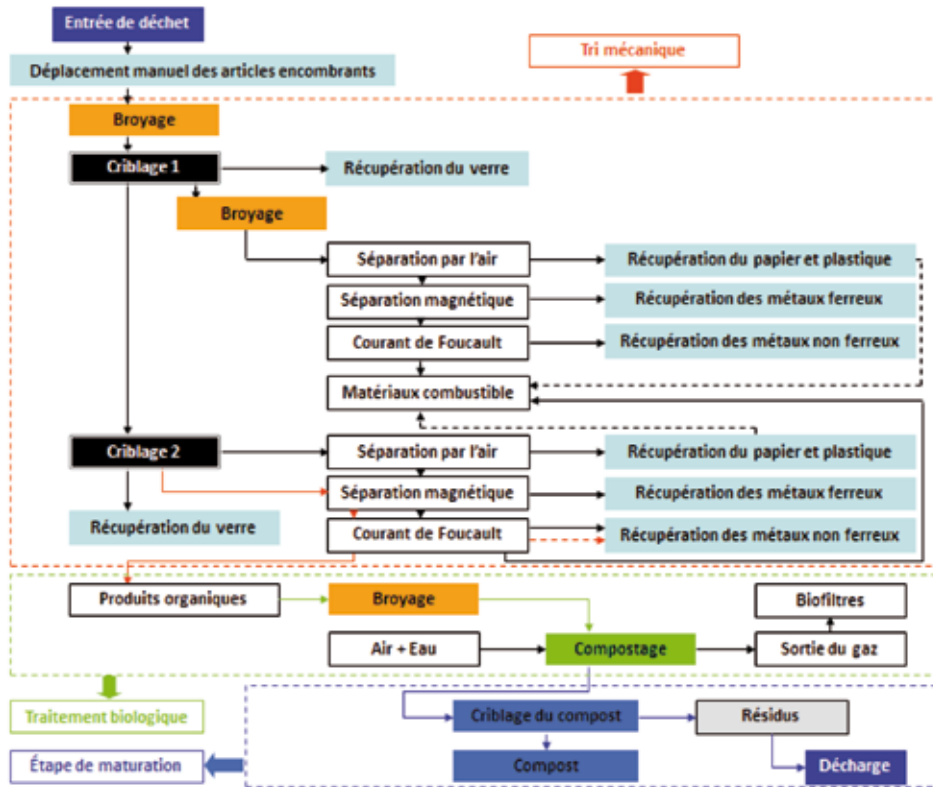


Figure 4 : Représentation schématique du schéma 2.

6.4.3. Description du Scénario/Système 3

Les déchets solides mixtes collectés sont transférés pour un tri mécanique primaire pour la récupération des métaux ferreux et non ferreux et les matériaux combustibles restants sont soumis au traitement thermique pour la récupération d'énergie (voir figure 5).

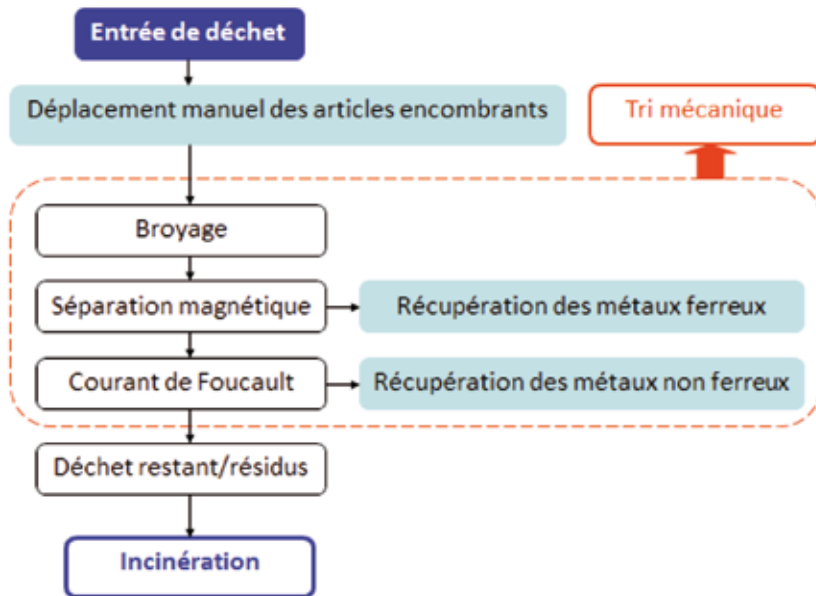


Figure 5 : Représentation schématique du schéma 3.

6.5. Exécution des systèmes de gestion

Chaque critère a été mesuré selon son exécution pour chaque scénario alternatif, son exécution réelle a été comparée à l'ensemble du calibrage des critères, de 1 (le plus défavorable) jusqu'à 10 points (les cas les plus favorables). La quantification des critères a été menée à terme par le groupe de travail du projet life WasteSUM (tableau 3).

Tableau 3 : Exécution des systèmes de gestion.

Systèmes de gestion	Social				Environnemental						Financier				Technique			
	S1	S2	S3	S4	E1	E2	E3	E4	E5	E6	F1	F2	F3	F4	T1	T2	T3	T4
Système 1	9	9	10	7	7	6	7	9	7	8	7	8	6	9	8	9	8	7
Système 2	7	7	9	8	7	7	7	7	7	7	6	7	4	7	6	7	7	7
Système 3	8	6	6	8	6	5	8	6	6	4	4	7	6	5	8	9	7	8

6.7. Classements

La figure 6 présente le classement partiel, tandis que la figure 7 illustre le classement complet des schémas alternatifs du meilleur au pire en termes de flux net avec l'utilisation de la fonction linéaire.

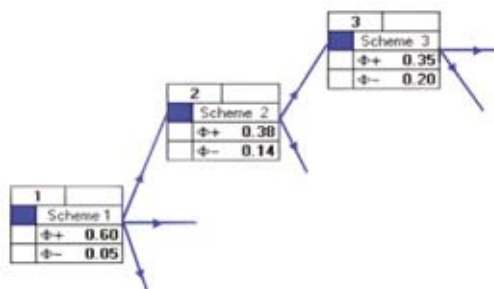


Figure 6 : Classement partiel (PROMETHEE I) des schémas de gestion.

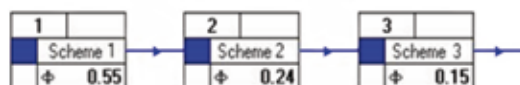


Figure 7 : Classement complet (PROMETHEE II) des schémas de gestion.

Les indices présentés dans la figure 7 quantifient le degré auquel chaque scénario surclasse (valeur positive) ou être surclassé (valeur négative) par les autres et la somme égale à zéro. L'équilibre optimal entre les critères sociaux, environnementaux, financiers et techniques est assuré par le schéma de gestion 1. Plus spécifiquement, les priorités pour le traitement de déchets solides municipaux sont dans l'ordre suivant : schéma 1, schéma 2 et le schéma 3.

7. Application de la méthode PROMETHEE pour le choix du site le plus approprié pour une décharge

7.1. Critères d'évaluation

La structure de la hiérarchie des critères est une étape très importante dans une analyse de décision multicritères. Dans cette phase, le groupe des critères du problème complexe est décomposé en sous-critère (schéma 8). Les critères qui sont employés dans ces recherches sont présentés en cinq catégories : Géologique-Hydrologique-Hydrogéologique, Aménagement du territoire, Environnemental, Opérationnel et financier qui sont décrits dans les tableaux 4-9. Sous ces cinq catégories, 49 critères d'évaluation différents sont définis.

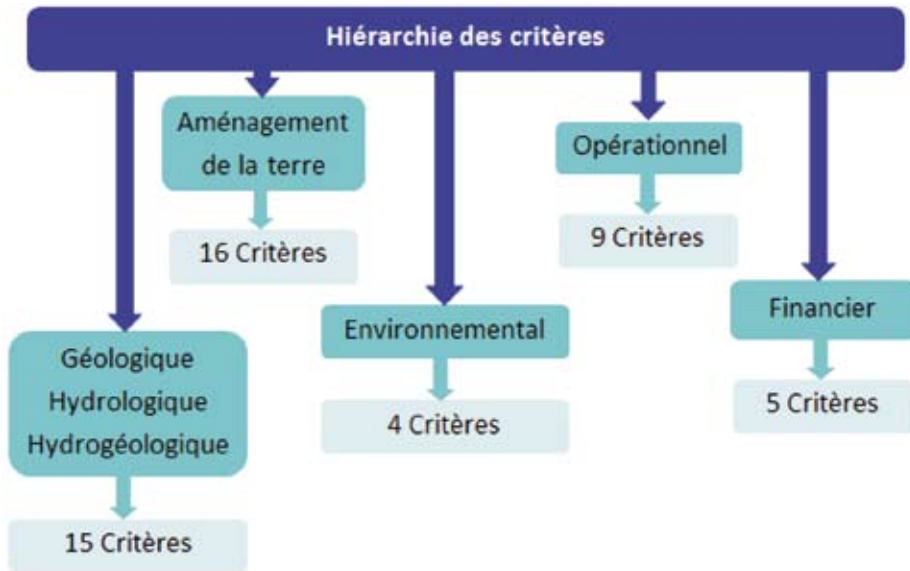


Figure 8 : Hiérarchie des critères pour le choix du site le plus approprié d'une décharge.

7.2. Poids des critères

Une étape importante de l'ensemble de la procédure est la quantification de l'importance de chaque catégorie de critères (catégories A-E), ainsi que pour le critère dans chaque catégorie. La détermination de ces coefficients de poids est basée sur l'avis des acteurs marocains impliqués dans le domaine des déchets solides municipaux et de l'expérience du partenaire grecque dans le développement des applications d'analyse multicritères. La détermination des poids est présentée dans les tableaux 4-9.

Tableau 4 : Poids des différents groupes de critères.

Description du groupe	Poids
Groupe de critères A : critères géologiques - Hydrologiques - Hydrogéologiques	30%
Groupe de critères B : critères de la planification de la terre	25%
Groupe de critères C : critères environnementaux	20%
Groupe de critères D : critères Opérationnels - Généraux	15%
Groupe de critères E : critères financiers - économiques	10%

Tableau 5 : Description et poids des sous critères du groupe A.

Description des sous-critères	Poids
Groupe de critères A : critères géologiques - hydrologiques - hydrogéologiques	
A1 : Type de bassin récepteur	6%
A2 : Ampleur de bassin récepteur	7%
A3 : Niveau d'eau retenue par le sol	9%
A4 : Stabilité des pentes	5%
A5 : Composition et épaisseur du sol	8%
A6 : Taux de passage de l'eau par le sol	10%
A7 : Composition et épaisseur du sous-sol	8%
A8 : Taux de passage de l'eau à travers le sous-sol	10%
A9 : Existence et type d'eaux souterraines	6%
A10 : Distance du service des ressources d'eau	5%
A11 : Importance et profondeur du niveau d'eaux souterraines	8%
A12 : Utilisations des eaux souterraines	5%
A13 : Capacités de l'auto-atténuation des eaux souterraines	5%
A14 : Structure tectonique de la zone	5%
A15 : Séismicité et risque sismique de la zone	3%

Tableau 6 : Description et poids des sous critères du groupe B.

Description des sous-critères	Poids
Groupes de critères B : Critères de planification du terrain	
B1 : Distance des agglomérations urbaines/ peuplements	12%
B2 : Activité agricole et d'élevage	4%
B3 : Activité minière	4%
B4 : Distance des zones militaires	4%
B5 : Distance des sites historiques, religieux et archéologiques	7%
B6 : Distance des forêts et/ou des secteurs boisés et reboisés	7%
B7 : Distance des parcs publics et des zones de récréation	7%
B8 : Distance des zones touristiques	7%
B9 : Distance des eaux de surface (rivières, ruisseaux, lacs)	8%
B10 : Distance des côtes	5%
B11 : Distance des aéroports	4%
B12 : Distance des aires protégées et des sites d'intérêt écologique	9%
B13 : Distance des secteurs de production des déchets	8%
B14 : Distance des stations de transfert de déchet	8%
B15 : Distance des zones industrielles	3%
B16 : Distance des chemins de fer	3%

Tableau 7 : Description et poids des sous critères du groupe C.

Description des sous-critères	Poids
Groupe des critères C : critères environnementaux	
C1 : Direction du vent – inversions des températures	30%
C2 : Perturbation de la circulation des véhicules de transport dans des zones habitées	30%
C3 : Conditions existantes au site - niveau potentiel du développement de nouvelles activités	20%
C4 : Niveau d'impact sur l'esthétique de l'environnement naturel pendant l'opération de la décharge	20%

Tableau 8 : Description et poids des sous critères du groupe D.

Description des sous-critères	Poids
Groupe des critères D : Critères Opérationnels - Généraux	
D1 : Durée de vie prévue pour la décharge	20%
D2 : Impacts des conditions climatiques dans la zone sur l'opération de la décharge	10%
D3 : Impacts de l'exposition du site aux vents sur l'opération de la décharge	8%
D4 : Le réseau de transport - parcours des véhicules de transport	12%
D5 : Morphologie de la zone en ce qui concerne son accessibilité	12%
D6 : Niveau de convenance technique pour la construction d'une décharge	11%
D7 : Statut de propriétaire du site	8%
D8 : Disponibilité des utilités (eau et approvisionnement en énergie électrique)	8%
D9 : Disponibilité de matériau de construction	11%

Tableau 9 : Description et poids des sous critères du groupe E.

Description des sous-critères	Poids
Groupes des critères E : Critères financiers - économiques	
E1 : Valeur du terrain (coût)	10%
E2 : Coût des utilités (eau et approvisionnement en énergie)	15%
E3 : Coût d'interférences techniques nécessaires	15%
E4 : Coût du transport de déchet au site	30%
E5 : Coût des mesures nécessaires pour la restauration naturelle de la décharge après sa fermeture	30%

7.3. Sélection des sites de la décharge

Sept sites potentiels dans le domaine de la ville d'Azemmour ont été sélectionnés pour l'évaluation par la procédure d'analyse multicritères. Les emplacements de ces zones sont représentés dans le tableau 10 et la figure 9.

Tableau 10 : Emplacements et région des 7 zones.

Zone	Emplacement	Région
Zone 1	Azemmour	Azemmour
Zone 2	Sidi Senhaja : Douar Boudat	Haouzia
Zone 3	Douar Caïd Hamou	Moulay Abdellah
Zone 4	Douar Gharbia	
Zone 5	Douar Gharbia	Haouzia
Zone 6	Douar Brheilat	
Zone 7	Sidi Med El Mokhfi	

**Figure 9** : Emplacement des 7 zones sur la carte.

7.4. Critères d'exclusion

Les caractéristiques normales d'un emplacement déterminent en partie si une zone convient à l'attribution d'une décharge ou non. Quand les potentiels alternatifs des sites de décharge sont examinés, un premier criblage a lieu pour exclure/rejeter les emplacements qui sont considérés comme peu convenables pour la construction et l'exploitation d'une décharge. Ce criblage est mis en application en établissant et en employant un ensemble de critères d'exclusion, comme présenté dans le tableau 11.

Tableau 11 : Critères d'exclusion pour la sélection du site de décharge (distance en mètre).

Distance des agglomérations urbaines/peuplements	≤ 1500m
Distance des activités agricoles	≤ 1000m
Distance des activités minières	≤ 1000m
Distance des zones militaires	≤ 1500m
Distance des sites historiques, religieux et archéologiques	≤ 3000m
Distance des forêts et des secteurs boisés	≤ 1000m
Distance des aires de récréation	≤ 1500m
Distance des zones touristiques	≤ 1500m
Distance des eaux de surface (fleuves, ruisseaux, lacs)	≤ 1000m
Distance des côtes	≤ 1000m
Distance des aéroports	≤ 6000m
Distance des zones protégés et des sites d'intérêt écologique	≤ 5000m
Distance du réseau routier principal	≤ 1000m
Distance du réseau routier secondaire	≤ 1000m
Distance des failles/fissures	≤ 1000m

7.5. Exécution des données des critères

Chaque critère a été mesuré selon son exécution pour chaque site alternatif, son exécution réelle a été comparée à l'ensemble du calibrage des critères, de 1 (le plus défavorable) jusqu'à 10 points (les cas les plus favorables).

La quantification des critères a été menée à bonne fin par le groupe de travail du (projet life WasteSUM).

Les données qui se réfèrent aux 7 sites de la décharge ont été recueillies à travers :

- les fichiers et les dossiers qui sont conservés par la municipalité d'Azemmour, les autorités régionales et nationales;
- les rapports techniques disponibles et les études du site;
- les études spécifiques disponibles par exemple études géologiques;
- les références bibliographiques.

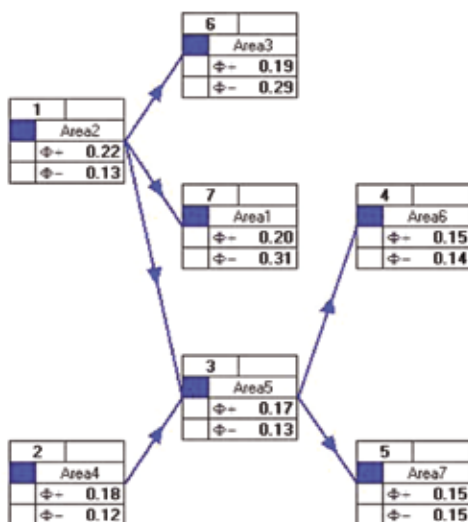
Le tableau 12 présente les résultats pour les sept sites potentiels qui ont été obtenus pour les différents critères de la première catégorie. La même procédure a été faite pour les différents critères des quatre autres catégories.

Tableau 12 : Exécution des données des critères de la catégorie A pour les 7 zones.

Zone	Critères de la catégorie A : Géologique - Hydrologique - Hydrogéologique														
	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8	A9	A10	A11	A12	A13	A14	A15
Zone 1	1	10	5	10	4	7	5	10	6	5	6	5	2	7,5	10
Zone 2	1	10	5	3	4	7	5	10	6	7	7	5	2	7,5	10
Zone 3	1	10	5	10	4	7	3	10	6	9	7	5	2	6	10
Zone 4	1	10	5	5	4	7	5	10	6	7	6	5	2	7,5	10
Zone 5	1	10	5	7	4	7	5	10	6	7	7	5	2	7,5	10
Zone 6	1	10	5	5	4	7	3	10	6	7	7	5	2	7,5	10
Zone 7	1	10	5	5	4	7	3	10	6	7	7	5	2	7,5	10
Poids W (%)	1,8	2,1	2,7	1,5	2,4	3	2,4	3	1,8	1,5	2	1,5	1,5	1,5	0,9

7.6. Classements

La figure 10 présente les résultats concernant le classement partiel des sites examinés

**Figure 10** : Classement partiel des 7 zones.

D'après les résultats obtenus à partir de l'application de PROMETHEE I (classement partiel), il est clair que la zone 2 domine les zones 3, 1 et 5. La zone 4 domine la zone 5 qui domine à son tour les zones 6 et 7.

Du fait que PROMETHEE I ne compare pas des actions en conflit, PROMETHEE II a été ensuite appliquée en vue d'obtenir un classement complet des sites. Les résultats sont donnés dans la figure 11.



Figure 11 : Classement complet des 7 zones.

De la figure 11, il est montré que le site le plus favorable est la zone2 alors que le plus défavorable est la zone1. Il est à noter que la zone2 a été classée comme la plus appropriée en appliquant les deux types de classements (PROMETHEE I : partiel et II PROMETHEE II : complet).

8. Conclusion

Le présent travail a été basé sur le développement et l'application de l'approche «Analyse de Décision Multi-Critères DAMC» (PROMETHEE I et II) afin de choisir dans un premier temps le schéma de gestion le plus approprié dans le cas du Maroc, et dans un deuxième temps le site le plus approprié pour l'attribution d'une décharge pour la ville d'Azemmour.

Le choix du schéma de gestion est basé sur les comparaisons des alternatives selon leurs exécutions en ce qui concerne des critères sociaux, environnementaux, financiers et techniques. Les résultats obtenus montrent que le système 1 : Collection de matériaux recyclables dans une poubelle qui, alors, sont transférés au tri mécanique pour la récupération du verre, des papiers, plastiques, métaux ferreux et non ferreux et dans une autre poubelle les produits organiques biodégradables qui sont soumis au compostage tandis que les résidus sont disposés à la décharge, est la solution la plus favorable dans le cas du Maroc.

Le choix du site est basé sur les comparaisons des alternatives selon leurs exécutions en ce qui concerne des critères Géologique-Hydrologique-Hydrogéologique, Aménagement du territoire, Environnemental, Opérationnel et financier. À partir des données, il est établi qu'aucun site potentiel ne présente un flux positif pour toutes les catégories de critères, mais au total, la zone 2 présente les meilleures performances en comparaison avec les six autres zones.

La puissance de cette méthode d'aide à la décision pour la sélection de solution optimale n'est plus à démontrer puisqu'elle a été confirmée dans plusieurs domaines et pour plusieurs secteurs. L'application de cette méthode, qui obéit aux conditions locales, permettra la mise au point d'une planification stratégique permettant une meilleure gestion des déchets ménagers au profit des petites communautés urbaines au Maroc et devra contribuer à la promotion des procédés biotechnologiques pour la valorisation des déchets solides domestiques. En effet d'après cette méthode il faut :

- mener des actions pilotes de tri à la source;
- organiser et développer la filière de «tri-recyclage-compostage» pour la ville d'Azemmour.

Références

- D.E. (1999). Rapport sur l'état de l'environnement du Maroc. Département de l'Environnement Maroc.
- Kalogeras, N., Baourakis, G., Zopounides, K. & Dijk, G. (2005). Evaluating the financial performance of agri-food firms: a multicriteria decision-aid approach. *Food Engineering*, 70, 365–371.
- Pohekar, S.D. & Ramachandran, M., (2004). Application of multi-criteria decision making to sustainable energy planning – A review. *Renewable and Sustainable Energy*, 8, 365–381.
- Soudi, B. & Chrifi, H., (2008). Options de gestion des déchets solides municipaux adaptées aux contextes des Pays du Sud. *Enda Maghreb*, p 11.

Pollution atmosphérique au Maroc : Etat des lieux et impact sanitaire

A. ELABIDI^{1*}, M. FEKHAOUI², R. BENAKAM¹ et A. YAHYAOU³

¹ *Department of Toxicology, National Institute of Health, Rabat*

² *PESR unit, Scientific Institute, University Mohammed V - Agdal, Rabat*

³ *Department of Biology, University Mohammed V - Agdal, Rabat*

* auteur correspondant



Résumé

Au Maroc, les études de la qualité de l'air réalisées dans les grandes villes montrent pour certaines stations de proximité, des dépassements par rapport aux normes en vigueur (ELABIDI, 2000; Ministère de l'environnement, 2002).

De même, l'étude éco-épidémiologique Casa-Airpol, réalisée dans le cadre de la coopération Marocco-Française, a révélé une corrélation directe entre la pollution atmosphérique et les maladies respiratoires chez la population de Casablanca.

Au Maroc, à part l'étude que nous avons fait en 1996 sur la pollution atmosphérique par le plomb, il n'y a pas malheureusement d'études qui s'intéressent à la pollution atmosphérique par les métaux lourds dans les zones urbaines et rurales. Cette étude vient alors pour compléter d'une part l'étude que nous avons faite en 1996 par l'étude de la contamination atmosphérique d'autres éléments métalliques à savoir le cadmium et le zinc et d'autre part pour comparer la situation actuelle du plomb atmosphérique avec celle il y a 12 ans.

L'analyse des résultats montre en général que la ville de Rabat-Salé est soumise à deux sources de pollution par le plomb, le cadmium et le zinc, dues principalement aux trafics automobiles utilisant l'essence au plomb comme détonateur et dont l'usure des pneus contribue à une pollution par le cadmium non négligeable, et en second lieu due aux potiers qui utilisent des poudres contenant des concentrations élevées en plomb, cadmium et zinc (la galène à 55% en plomb). Les teneurs en plomb, cadmium et zinc au niveau des urbaines sont plus élevées plus de cinq fois que celles des zones rurales. La variation saisonnière pour ces trois métaux au niveau de tous les sites est très marquée avec des teneurs plus élevées en hiver et des teneurs plus basses en été.

En comparaison avec les recommandations de l'organisation mondiale de la santé (OMS), en matière de qualité de l'air pour la protection de la population générale qui fixe comme valeur moyenne annuelle souhaitable à $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en plomb atmosphérique à ne pas dépasser, les concentrations moyennes annuelles au niveau des zones urbaines de la ville de Rabat-Salé ne dépassent pas cette valeur. En outre, relativement à l'étude que nous avons fait en 1996, cette valeur a diminué de 1/3 pour quelques sites. Néanmoins cette valeur reste toujours plus élevée que celles trouvées au niveau des pays européens voisins.

Mots clés : Contamination; Plomb; Cadmium; Zinc; atmosphère; Rabat Salé; Maroc.

Introduction

Il est bien établi que les activités humaines contribuent à modifier la composition chimique de l'atmosphère, de l'échelle urbaine jusqu'à l'échelle planétaire. Il en résulte une dégradation de la qualité de l'air aux effets multiples. Les pollutions de proximité, en milieu urbain ou industriel, présentent notamment des risques vis-à-vis de la santé de l'homme, alors que les perturbations à l'échelle globale présentent surtout des risques vis-à-vis des écosystèmes et du climat de la planète.

Au Maroc, les études de la qualité de l'air réalisées dans les grandes villes montrent pour certaines stations de proximité, des dépassements par rapport aux normes en vigueur (ELABIDI, 2000; Ministère de l'environnement, 2002).

De même, l'étude éco-épidémiologique Casa-Airpol, réalisée dans le cadre de la coopération Marocco-Française, a révélé une corrélation directe entre la pollution atmosphérique et les maladies respiratoires chez la population de Casablanca.

Au Maroc, à part l'étude que nous avons fait en 1996 sur la pollution atmosphérique par le plomb, il n'y a pas malheureusement d'études qui s'intéressent à la pollution atmosphérique par les métaux lourds dans les zones urbaines et rurales. Cette étude vient alors pour compléter d'une part l'étude que nous avons faite en 1996 par l'étude de la contamination atmosphérique d'autres éléments métalliques à savoir le cadmium et le zinc et d'autre part pour comparer la situation actuelle du plomb atmosphérique avec celle il y a 12 ans.

Matériels et méthodes

Des prélèvements d'atmosphère mensuels ont été effectués durant l'année selon la norme AFNOR X 43-021 dans quatre zones différentes de Rabat-Salé. Ces zones ont été préalablement choisies et classées en fonction de leur densité du trafic routier. Il s'agit de la zone 1 (Kamra) classée haute densité; la zone 2 (Centre ville) de moyenne densité; la zone 3 (Oulja) à forte activité industrielle (complexe artisanal) et la zone 4 (Allal Bahraoui), zone rurale de faible densité, la plus éloignée du centre urbain et qui est considérée zone témoin (Figure 1).

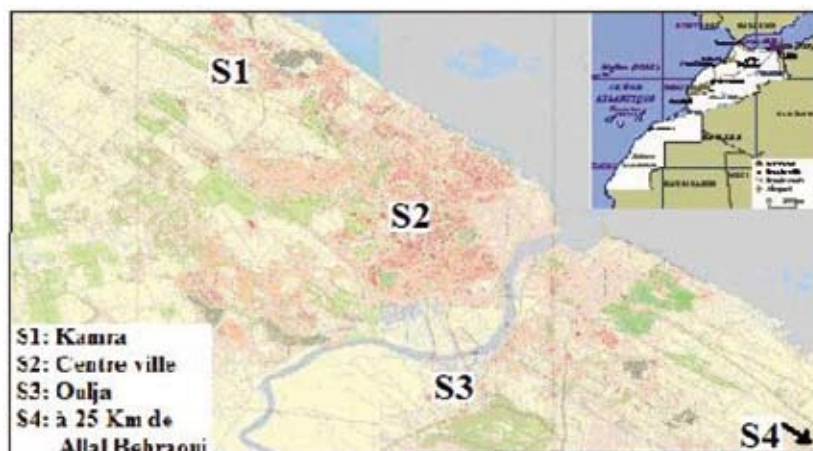


Figure 1 : Localisation des stations d'étude au niveau de Rabat Salé.

Ces prélèvements ont été effectués à l'aide d'un dispositif d'échantillonnage constitué par une pompe à grand débit et système porte filtre contenant un filtre en fibre de quartz (QMA Whatman).

La tête de prélèvement a été placée en position horizontale pour assurer une meilleure reproductibilité des mesures à environ 1.5 m du sol.

Les filtres en fibres de verre sont d'abord digérés dans la cassette par 6 ml d'acide fluorhydrique concentré, la cassette est placée ensuite dans un ultrason pendant 30 mn pour bien dissoudre toutes les particules de plomb. Le contenu de la cassette est transvasé dans une bombe de digestion en Téflon de 30 ml, on ajoute 1 ml du mélange (acide chlorhydrique - acide nitrique, 3/1;v/v), et on place la bombe de digestion dans un bain de sable thermostaté à 120°C pendant 4 h. Après refroidissement on transpose le contenu dans des tubes de dilution de 50 ml contenant 2,7 g d'acide borique et 20 ml d'eau bidistillée, on agite jusqu'à dissolution totale de toutes les particules solides, puis on complète à 50 ml par de l'eau bidistillée (Chiffolleau et al., 1994).

Le dosage du Pb et Cd a été effectué par spectrophotométrie d'absorption atomique avec four à graphite, et celui du Zn par spectrophotométrie d'absorption atomique de flamme (Varian AA 20).

La validité des méthodes analytiques a été vérifiée par contrôle interne à l'aide des échantillons standards (Conseil National de Recherches de Canada : BCSS-1) et par contrôle externes à l'aide d'exercices d'intercalibration (AIEA, 1998 et 1999).

La comparaison des teneurs en plomb entre les différentes stations et les différentes dates de prélèvement a été réalisée à l'aide d'un Test-t de Student, pour des données non appariées.

Résultats

La variation spatio-temporelle des teneurs en plomb, cadmium et zinc atmosphérique au niveau des quatre sites étudiés de la ville de Rabat-Salé est récapitulée dans le tableau 1.

Cette variation montre que les teneurs les plus élevées en plomb et cadmium et zinc ont été trouvées au niveau de la zone urbaine, et que les concentrations les plus faibles de ces métaux ont été enregistrées au niveau de la zone rurale de Allal Behraoui et cela quelque soit la date de prélèvement.

1. Variation spatiale

Les teneurs moyennes annuelles les plus élevées en plomb dans l'atmosphère de Rabat-Salé ont été trouvées au niveau du centre ville et à Oulja Salé avec respectivement $0.57 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et $0.56 \mu\text{g}/\text{m}^3$, la différence de concentration en plomb entre ces deux stations et les deux autres est très significative ($P < 0,02$). Les teneurs moyennes annuelles les plus faibles ont été signalées à la station rurale de Allal Behraoui avec $0,08 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et la différence de concentration en plomb entre cette station et les autres est hautement significative ($P < 0,0001$).

Pour le cadmium, des fortes concentrations moyennes annuelles ont été observées au niveau de la station Centre ville avec $9,01 \text{ ng/m}^3$ avec une différence de concentration significative entre cette station et les autres ($P < 0,05$). A l'inverse, les teneurs moyennes annuelles les plus faibles ont été trouvées au niveau de la station de Allal Behraoui avec $1,96 \text{ ng/m}^3$ soit 5 fois moins que celle de Centre ville avec une différence de concentration très significatives entre ce site et les autres sites étudiés.

Tableau 1: Teneurs moyennes en plomb, cadmium et zinc dans l'atmosphère de Rabat-Salé (Pb et Zn en $\mu\text{g/m}^3$ Cd en ng/m^3).

	N	Printemps	Été	Automne	Hiver	Année N=8	
Plomb	Kamra	2	$0,42 \pm 0,04$	$0,34 \pm 0,06$	$0,47 \pm 0,07$	$0,55 \pm 0,06$	$0,44 \pm 0,09$
	Centre ville	2	$0,57 \pm 0,06$	$0,46 \pm 0,09$	$0,61 \pm 0,03$	$0,66 \pm 0,06$	$0,57 \pm 0,09$
	Oulja	2	$0,54 \pm 0,02$	$0,46 \pm 0,06$	$0,63 \pm 0,03$	$0,64 \pm 0,07$	$0,56 \pm 0,09$
	Allal Behraoui	2	$0,073 \pm 0,004$	$0,068 \pm 0,004$	$0,083 \pm 0,004$	$0,098 \pm 0,011$	$0,080 \pm 0,013$
	Kamra	2	$4,60 \pm 0,99$	$2,90 \pm 0,42$	$2,95 \pm 0,21$	$9,70 \pm 2,26$	$5,04 \pm 3,12$
Cadmium	Centre ville	2	$7,90 \pm 1,98$	$6,55 \pm 1,48$	$6,55 \pm 0,92$	$15,05 \pm 1,06$	$9,01 \pm 3,92$
	Oulja	2	$3,35 \pm 0,07$	$4,20 \pm 0,99$	$3,05 \pm 0,35$	$8,80 \pm 1,84$	$4,85 \pm 2,61$
	Allal Behraoui	2	$1,90 \pm 0,14$	$1,78 \pm 0,25$	$1,98 \pm 0,11$	$2,20 \pm 0,14$	$1,96 \pm 0,21$
	Kamra	2	$0,90 \pm 0,21$	$0,88 \pm 0,11$	$1,03 \pm 0,11$	$1,03 \pm 0,25$	$0,95 \pm 0,15$
Zinc	Centre ville	2	$0,94 \pm 0,06$	$0,92 \pm 0,06$	$0,98 \pm 0,11$	$1,03 \pm 0,16$	$0,96 \pm 0,09$
	Oulja	2	$1,10 \pm 0,07$	$0,64 \pm 0,07$	$1,03 \pm 0,11$	$1,15 \pm 0,14$	$0,98 \pm 0,23$
	Allal Behraoui	2	$0,095 \pm 0,014$	$0,090 \pm 0,014$	$0,103 \pm 0,007$	$0,113 \pm 0,011$	$0,10 \pm 0,01$

Concernant le zinc, les teneurs moyennes annuelles maximales ont été enregistrées dans l'atmosphère de Oulja Salé avec $0,98 \mu\text{g/m}^3$. Les teneurs moyennes annuelles les plus faibles (de l'ordre de $0,10 \mu\text{g/m}^3$), ont été signalée à la station de Allal Behraoui soit dix fois moins que celle du centre ville et de Oulja Salé. Les différences de concentration entre la station de Allal Behraoui et les autres stations sont hautement significatives ($P < 0,001$), alors que celles entre les stations Kamra, centre ville et Oulja ne sont pas significatives.

Pour les sites où le trafic automobile est le plus important à savoir Kamra et le centre ville, les concentrations les plus élevées ont été enregistrées pendant les heures de pointes (Fig. 2).

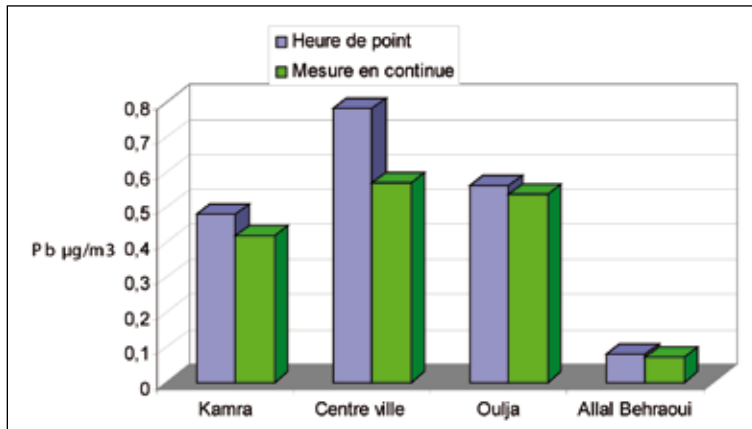


Figure 2 : Teneur en plomb particulaire pendant les heures de pointe du trafic automobile ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) en printemps 07.

2. Variation temporelle

La variation saisonnière du plomb dans l'atmosphère de Rabat-Salé est montrée dans la figure 3.

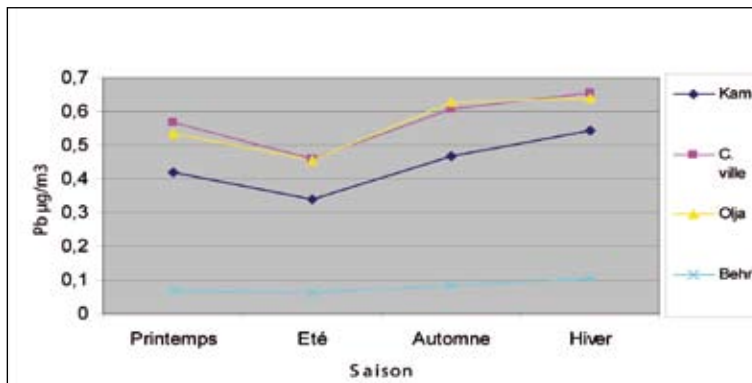


Figure 3 : Variation saisonnière des teneurs moyenne en plomb atmosphérique ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Les concentrations les plus élevées en plomb sont observées en hiver et cela pour tous les sites étudiés avec $0,57 \mu\text{g}/\text{m}^3$ comme valeur moyenne la plus élevée est enregistrée en hiver au Centre ville. Les différences de concentration entre cette station et celles de Kamra et de Oulja est non significative ($P > 0,05$) et elles sont significatives entre la station du Centre ville et celle de Behraoui ($P < 0,001$). Cependant, les teneurs les plus basses ont été trouvées en été avec $0,46 \mu\text{g}/\text{m}^3$ comme teneur moyenne la plus faible pour le centre ville mais les différences de concentration entre cette station et celles de Kamra et Oulja sont non significatives ($P > 0,05$). On peut voir dans la figure que l'allure de cette variation saisonnière pour la station du centre ville est très semblable à celle de la station de Oulja et que les teneurs moyennes en plomb sont voisines pour les deux saisons printemps et automne.

Comme pour le plomb, pour toutes les stations étudiées, les concentrations en cadmium les plus élevées sont observées en hiver et les teneurs les plus faibles sont trouvées en été. Ainsi au centre ville, 15,09 ng/m³ a été enregistrée comme teneur moyenne la plus haute en hiver avec une différence de concentration entre cette station et celles de Kamra et Oulja non significative (Figure 4) et 6,55 ng/m³ comme concentration moyenne la plus basse a été observée en été et automne au Centre ville. La différence de concentration entre cette station et celles de Kamra et Oulja est non significative en été et significative en automne.

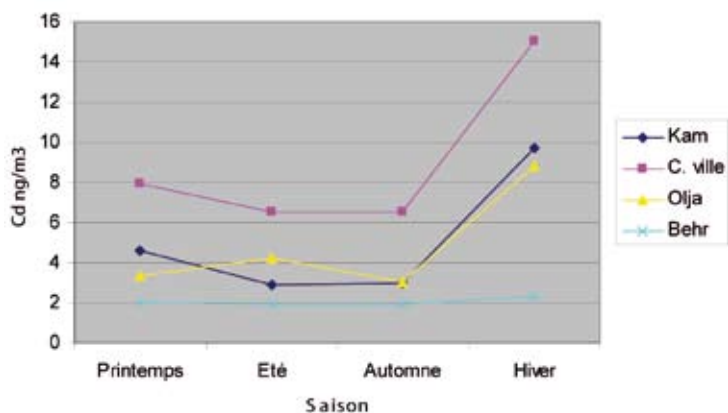


Figure 4 : Variation saisonnière des teneurs moyenne en cadmium atmosphérique (ng/m³).

Pour le zinc, à part la station de Oulja, pour toutes les autres stations les concentrations moyennes en zinc sont voisines pour les quatre saisons. A la station de Oulja, les concentrations les plus élevées ont été trouvées en hiver avec 1,15 µg/m³ comme teneur moyenne la plus élevée à Oulja avec une différence de concentration non significative entre cette station et les deux autres urbaines en cette saison (Figure 5) et les concentrations moyennes les plus faibles sont observées en été avec 0,64 µg/m³ comme valeur moyenne la plus basse pour la station de Oulja. La différence de concentration entre cette station et celles de Kamra et centre ville est non significative.

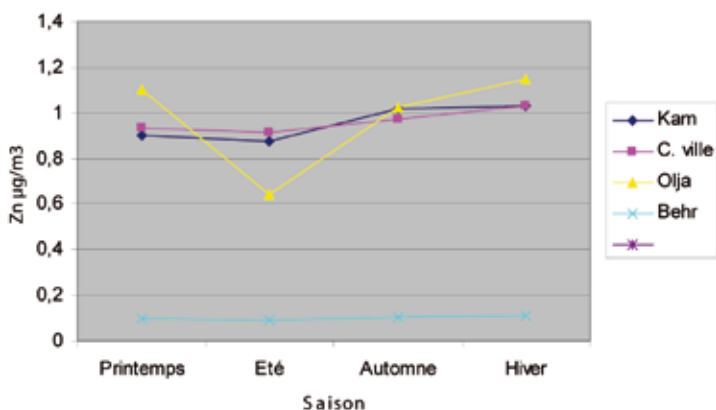


Figure 5 : Variation saisonnière des teneurs moyenne en zinc atmosphérique (µg/m³).

Discussion

Les fortes concentrations en plomb et cadmium atmosphérique signalées au niveau de la station du centre ville et celle de Oulja, sont le résultat d'une pollution atmosphérique dont l'origine est différente. Les concentrations élevées au site du Centre ville sont principalement dues aux rejets des pots d'échappements des véhicules et l'usure des pneu contenant le cadmium (Johnson et Janiga. 1995), n'oublions pas de signaler que cette zone est connue par un trafic très dense dans la mesure où il s'agit d'un point d'échantillonnage situé dans le carrefour le plus dense de la ville. Cependant, ceux mesurées au site de Oulja sont dues aux rejets des fours des ateliers de poteries. Signalons par ailleurs que des mesures de la concentration en plomb à l'aide d'un échantillonneur placé directement au milieu des fumées se dégageant des cheminées de poteries, ont montrées des concentrations dépassant $1000 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Les faibles teneurs en plomb et cadmium à la station de Allal Behraoui sont dues à l'absence d'une influence significative des deux sources de pollution citées ci-dessus, dans la mesure où les sites d'échantillonnages sont éloignés d'environ 30 Kms de ces émissions.

Les plus faibles teneurs moyennes en plomb et cadmium atmosphériques trouvée dans tous les sites en été peuvent être expliquer par le faite que d'une part la plus part des écoles et universités et même es poteries pendant cette période de vacance sont fermées, et par conséquent le trafic automobile et les émissions des potiers diminuent et d'autre part Le vent est faible pendant cette saison, ainsi la source de pollution par le sol est réduite.

De même, d'après plusieurs auteurs, les conditions climatiques ont un effet remarquable sur la variation saisonnière de la pollution atmosphérique (Wangs ,2003; Pandey, 1998; Kim, 2007; Fang, 2004), ainsi dans notre cas la direction du vent qui est dans la plus part des cas du l'ouest et par conséquent la dispersion et l'afflux de l'air marin propre diluent la masse d'air locale.

Les teneurs moyennes élevées enregistrées en hiver peuvent être expliquées d'une part, par les fortes matières en suspension provenant du sol puisque en cette période le vent est fort et d'autre part, par l'apport de pollution des autres villes avoisinant la ville de Rabat Salé. C'est ainsi que Lee (2007) a prouvé que des quantités importantes de métaux lourds sont transportés à longue distance (du nord de la Chine) vers Hong Kong et par conséquent dans notre cas des quantités de métaux lourds peuvent être transportées des villes industrielles qui avoisinent Raba. Parmi ces villes proches, on peut citer les villes de Mohammedia et Casablanca où il y a une forte industrie lourde (Raffinerie de pétrole, cimenteries, industries chimiques, métallurgie...) et la ville de Kénitra où il y a une centrale thermique qui brûle beaucoup de charbon et l'industrie de la cellulose du Maroc.

De même, l'inversion de température très courante en période hivernal provoque une concentration de polluant et de matière en suspension à cause de la convergence des

flux d'air froids et chauds et par conséquent cette inversion de température peut être la raison des fortes concentrations en plomb et cadmium observées en hiver à Rabat-Salé (Lionel Fontannaz, 2008; Actualités météorologiques MétéoSuisse; Yunchao (2007).

Comparaison avec autres études

Le tableau 2 montre la comparaison de nos résultats des concentrations en plomb, cadmium et zinc atmosphériques avec ceux 'autres auteurs.

En général, les concentrations de ces éléments métalliques étaient très élevées au moment où le plomb était ajouté à l'essence pur augmenter son indice d'octane (Avant 1995).

Il y a des pays où l'essence en plomb n'est plus utilisable comme carburant, c'est le cas des pays européens et quelque pays asiatiques, et pour ces pays, on peut observer que les teneurs en plomb atmosphériques ont chuté de plus de 10 fois pour atteindre des seuils inférieurs à $0.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Il y a d'autres pays comme le Maroc, qui utilise jusqu'à présent l'essence avec plomb pour un parc automobile très important et l'essence sans plomb pour toutes les nouvelles voitures, et dans ce cas les concentrations en plomb atmosphériques dans les villes de ces pays sont encore plus élevées malgré une diminution significative de ces concentrations a été observée. Ainsi pour Rabat-Salé, l'étude que nous avons fait en 1998 (EL ABIDI (2000)) a montré que les teneurs moyennes trouvées dans un carrefour où le trafic est très intense (Kamra) sont de l'ordre de $1.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, par cette étude on peut observer que ces teneurs ont diminuées e rois fois pour atteindre $0.44 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et cela montre l'efficacité de l'utilisation de l'essence sans plomb pour diminuer la pollution métallique dans les zones urbaines.

Les concentrations les plus élevées en plomb ont été trouvées en Inde et en Taiwan où le trafic automobile est très intense avec respectivement $0,690 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et $0,574 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Ces valeurs sont semblables à nos résultats. Néanmoins nos teneurs restent beaucoup plus élevées que celles trouvées dans nos pays voisins. Ainsi en Italie, Espagne et en France, ces concentrations ne dépassent pas $0,063 \mu\text{g}/\text{m}^3$, trouvées dans les zones urbaines, soit dix fois moins que les teneurs que nous avons trouvées.

Pour le cadmium et le zinc, on peut dire que nos résultats s'approchent de ceux trouves partout dans le monde.

Tableau 2 : Comparaison des concentrations métalliques dans le monde

Pays - Ville	Période d'étude	Pb $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Cd ng/m^3	Zn $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Références
Taiwan - Taichung	2002-03	0,574	8,90	0,395	Fang (2003)
Inde - Bilai	1997	0,690	0,53	6,260	Pandey (1998)
Inde - Bombay	1980	0,32			Khandekar (1980)
Korè du sud	91-97	0,656			Kim (2007)
	98-2004	0,227			Kim (2007)
Chine - Beijing	2002	0,430	6,80	0,770	Lee (2007)
Chine - Guangzhou	2003-05	0,269	785	1,190	Lee (2007)
Japon -Tokyo	1976-96	0,125		0,299	Var (2000)
Espagne - Séville	1997-99	0,060			Espinosa (2001)
Espagne - Cartagena	1990-98	0,250	5,45	1,540	Moreno-Grau (2000)
Italie - Titoscale	1997-99	0,060		0,304	Ragosta (2002)
France - Paris	1986	1,200			LCPP (1996)
France - Paris	1995	0,160			LCPP (1996)
France - Toulouse	1992	0,500			Michel. M (1996)
Belgique - Ghent	1987	0,170		0,090	Maenhau (1987)
Turquie - Kayserie	1993	0,350		0,280	Kartal (1993)
USA - Atlanta	1986	0278		0,188	Marshall (1986)
Maroc -Rabat	1996	1,120			Elabidi (2000)
Rabat - Kamra	2007	0,570	9,01	0,960	Cette étude

Comme complément de ce diagnose de l'état de pollution atmosphérique, d'autre approche ont été réalisées au niveau des grandes villes marocaine (Rabat, Casa, Marrakech et Mohammedia) par le Ministère de l'environnement (2002), et dont les résultats ont montré la présence de ces polluants à des teneurs importantes dans ces villes toujours en relation avec le trafic routier (Figure 6).

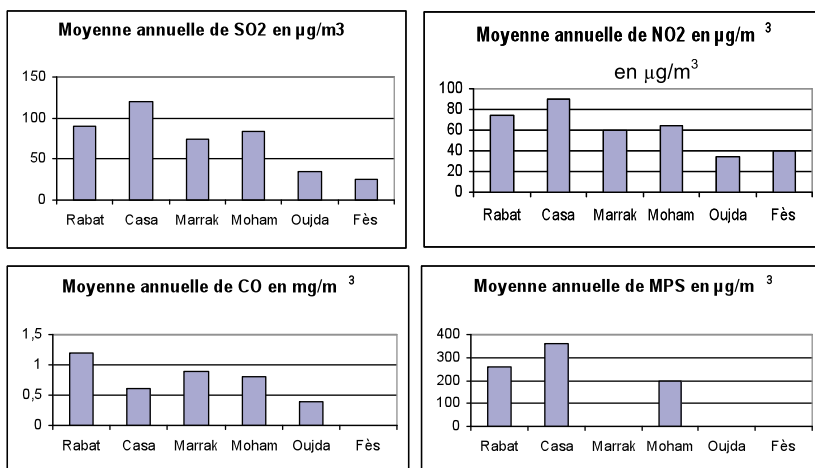


Figure 6 : Teneurs moyennes de SO₂, NO₂, CO et MPS au niveau des principales villes marocaines.

D'autre part l'étude éco-épidémiologique Casa-Airpol, réalisée dans le cadre de la coopération Marocco-Française, a révélé une corrélation directe entre la pollution atmosphérique et les maladies respiratoires chez la population de Casablanca. Ainsi il ressort de cette étude que la pollution de l'air a atteint un seuil critique et que «la santé des Casablancais est sérieusement menacée». À titre comparatif, les valeurs de fumées noires mesurées à Casablanca (33 mg/m³) se sont révélées supérieures d'environ 50 % à celles mesurées à Paris entre 1991 et 1995 et par conséquent une augmentation de certains problèmes de santé allant jusqu'à 9% de la mortalité brute a été montrée. L'étude a mis en cause principalement la vétusté du parc automobile qui, au moment de l'étude, comptait quelque 570 000 véhicules avec une forte proportion de véhicules diesel (Ministère de l'environnement (2002)). Cette étude a également démontré que les principaux polluants mis en cause sont le dioxyde de soufre, l'ozone et les poussières. Au contact de l'humidité, le dioxyde de soufre peut devenir hautement toxique pour l'homme et pour l'environnement (pluies acides), puisqu'il se transforme en acide sulfurique. De même les effets sur la santé du trafic routier résultent de l'exposition au monoxyde de carbone, aux oxydes d'azote, à l'ozone, aux particules microscopiques (troubles respiratoires, irritations oculaires et altération pulmonaire) (Tableau 3).

Tableau 3 : Corrélation entre les teneurs moyennes en fumées noires et les indicateurs de santé au niveau de Casablanca durant 18 mois (Ministère de l'environnement 2002).

	Fumées noires > 22 µg/m ³	Fumées noires > 87 µg/m ³
Mortalité brute	2%	9%
Consultations d'asthme	2%	6%
Bronchites	1,4%	8,7%
Conjonctivite	6,1%	42,5%
Infection respiratoire haute	2%	14,6%
Infection respiratoire basse	6,8%	37,8%

Une autre étude Mohammedia air-pol réalisée conjointement entre le ministère de la santé et le ministère de l'environnement a confirmé l'existence de la corrélation directe entre les concentrations des polluants atmosphériques et les indicateurs de santé (Tableau 4).

Tableau 4 : Corrélation entre les teneurs moyennes en fumées noires et les indicateurs de santé au niveau de Mohammedia (2000).

	SO2 augmente de 10,4 %	NO augmente de 10,4 %
Consultations d'asthme	10%	18,5%
Toux sèche	11%	14,6%
gène respiratoire	5%	19%

Conclusion

La ville de Rabat-Salé est soumise à deux sources de pollution par le plomb, le cadmium et le zinc, dues principalement aux trafics automobiles utilisant l'essence au plomb comme détonateur et dont l'usure des pneus contribue à une pollution par le cadmium non négligeable, et en second lieu due aux potiers qui utilisent des poudres contenant concentration en plomb, cadmium et zinc (la galène à 55% en plomb).

Les teneurs en plomb, cadmium et zinc au niveau des urbaines sont plus élevées plus de cinq fois que celles des zones rurales. La variation saisonnière pour ces trois métaux au niveau de tous les sites est très marquée avec des teneurs plus élevées en hiver et des teneurs plus basses en été.

En comparaison avec les recommandations de l'organisation mondiale de la santé (OMS), en matière de qualité de l'air pour la protection de la population générale qui fixe comme valeur moyenne annuelle souhaitable « $0.5\mu\text{g}/\text{m}^3$ » en plomb atmosphérique à ne pas dépasser. Les concentrations moyennes annuelles au niveau des zones urbaines de la ville de Rabat-Salé dépassent légèrement cette valeur, et en comparaison avec l'étude que nous avons faite en 1996, cette valeur a diminué de 1/3 pour quelques sites. Néanmoins cette valeur reste toujours plus élevée que ceux trouvés au niveau des pays européens qui nous voisent.

Références

- Elabidi A., Idrissi L., Taleb H., Azizi A. (2000) - Impact de la pollution du plomb sur l'environnement de Rabat-Salé. *Anali di Chimica*, 2000 by Societa Chimica Italiana.
- Espinosa, A.J.F., Rodri'guez, M.T., Rosa, F.J.B.D.L., Sa' nchez, J.C.J., (2001). Size distribution of metals in urban aerosols in Seville (Spain). *Atmos. Environ.* 35 (14): 2595–2601.
- Fang, G.C., Chang, C.N., Chu, C.C., Wu, Y.S., Fu, P.P.C., Yang, I.L., Chen, M.H., (2003). Characterization of particulate, metallic elements of TSP, PM_{2.5} and PM_{2.5-10} aerosols at a farm sampling site in Taiwan, Taichung. *Science of the Total Environment* 308, 157–166.
- Fanga, G.C, Cheng-Nan Changb, Yuh-Shen Wua, Ming-Hsiang Chenb, Tse-Tsung Hob, Shih-Han Huang (2004). A study of metallic elements at suburban and industrial regions in central Taiwan during 2002–2003. *Atmospheric Research* 70 (2004) 131–142
- Johnson et Janiga. 1995 Johnston RF, Janiga M, 1995. Feral pigeons. Oxford University Press. p. 15–247.
- Kartal S, Dogan M, Rojas CM, Van Grieken RE (1993). Composition and sources of atmospheric particulate matter at Kayseri, central Turkey. *Sci Total Environ* 133:83–97.
- Khandekar RN, Mishra UC, Vohra KG (1980). Environmental lead exposure of an urban Indian population. *Sci Total Environ* 1984;40:269.
- Kim Ki-Hyun (2007) Airborne lead concentration levels on the Korean peninsula between 1991 and 2004. *Atmospheric Environment* 41 : 809–824

- LCPP (Laboratoire de préfecture de Police de Paris° (1996) Pollution atmosphérique et nuisance. Rapport 1995.
- Lee Celine S, Xiang-Dong Lia, Gan Zhangb, Jun Lib, Ai-Jun Dinga, Tao Wang L (2007)- Heavy metals and Pb isotopic composition of aerosols in urban and suburban areas of Hong Kong and Guangzhou, South China—Evidence of the long-range transport of air contaminants. *Atmospheric Environment* 41: 432–447
- Lionel Fontannaz (2008). Actualités météorologiques MétéoSuisse.
- Maenhaut W, Cafmeyer J (1987)- Particle induced X-ray emission analysis and multivariate techniques: an application to the study of the sources of respirable atmospheric particles in Ghent, Belgium. *J Trace Microprobe Techniques*. 5:135-158.
- Marshall BT, Patterson EM, Grams GW (1986)- Characterization of the Atlanta area aerosol, elemental composition and possible sources. *Atmos Environ*. 20:1291-1300.
- Ministère de l'environnement (2002) POLLUTION ATMOSPHERIQUE AU MAROC; Situation en 2002. Direction de la surveillance et des risques. MATEE. Rapport, 1-45
- Ministère de l'environnement-Ministère de la santé (2002) ENQUETE MOHAMMEDIA AIRPOL. Etude de la pollution atmosphérique et de son impact sur la santé des enfants asthmatiques de Mohammedia Direction de la surveillance et des risques. MATEE. Rapport, 1-35.
- Ministère de l'environnement-Ministère de la santé (2002) ETUDE CASA-AIRPOL : Etude de la pollution atmosphérique et de son impact sur la santé des populations à Casablanca. Direction de la surveillance et des risques. MATEE. Rapport, 1-14
- Mitchell, R.L., & REITH, J. W. S. (1966) The lead content of pasture herbage. *J. Sci. Food Agri.*, 17 : 437-440.
- Moreno-Grau, S., Perez-Tornell, A., Bayo, J., Moreno, J., Angosto, J.M., Moreno-Clavel, J., (2000)- Particulate matter and heavy metals in the atmospheric aerosol. *Atmos. Environ*. 34 (29–30): 5161–5167.
- Pandey) P.K., K.S. Patel, P.(1998)- Subrt Trace elemental composition of atmospheric particulate at Bhilai in central-east India *The Science of the Total Environment* 215:123-134.
- Ragosta, M., Caggiano, R., D'Emilio, M., Macchiato, M., (2002) - Source origin and parameters influencing levels of heavy metals in TSP, in an industrial background area of Southern Italy. *Atmos. Environ*. 36 (19): 3071– 3087.
- Var, F., Narita, Y., Tanaka, S., (2000). The concentration, trend and seasonal variation of metals in the atmosphere in 16 Japanese cities shown by the results of National Air Surveillance Network (NASN) from 1974 to 1996. *Atmospheric Environment* 34, 2755–2770.
- Wang, T., Poon, C.N., Kwok, Y.H., Li, Y.S., (2003). Characterizing the temporal variability and emission patterns of pollution plumes in the Pearl River Delta of China. *Atmospheric Environment* 37: 3539–3550.
- Yunchao Hao, Zhigang Guo, Zuosheng Yang, Ming Fang, Jialiang Feng (2007) Seasonal variation and sources of various elements in the atmospheric aerosols in Qingdao, China *Atmospheric Research* 85: 27-37.

Conclusions et recommandations du symposium

Omar ASSOBBHEI et Albert SASSON

Académie Hassan II des Sciences et Techniques, Rabat

Le 2^e symposium international des biotechnologies, « Biotechnologies environnementales : potentialités et enjeux pour le Maroc », a été organisé les 14 et 15 décembre 2009 à l'École nationale de commerce et de gestion d'El Jadida par l'université Chouaib Doukkali en partenariat avec l'université Mohamed V Agdal – Rabat (Institut scientifique), avec le parrainage et le soutien de l'Académie Hassan II des sciences et techniques. Le symposium a été soutenu par le ministère de l'éducation nationale, de l'enseignement supérieur, de la formation des cadres et de la recherche scientifique, le ministère du commerce, de l'industrie et des nouvelles technologies, le secrétariat d'état à l'eau et à l'environnement, l'Office national de l'eau potable, les sociétés Génome biotechnologie, Cosumar et plusieurs autres.

Le symposium a fait participer plus de 280 scientifiques, professionnels et représentants de différents départements ministériels et institutions privées et publiques concernés par les biotechnologies de l'environnement ainsi que des doctorants et des étudiants. Les intervenants étaient en majorité marocains, mais aussi français, italien, espagnols, hollandais et suisse.

Les travaux du symposium ont débuté par l'allocution du professeur Omar Fassi-Fihri, Secrétaire perpétuel de l'Académie Hassan II des sciences et techniques, suivie par celles : du professeur Mohamed Kouam, président de l'université Chouaib Doukkali, du professeur Ahmed El Hattab, directeur des sciences au département de l'enseignement supérieur, de la formation des cadres et de la recherche scientifique, du docteur Soumya Iraqui, représentant le ministère du commerce, de l'industrie et des nouvelles technologies, du professeur Ahmed El Hassani, représentant l'université Mohamed V- Agdal et du professeur Omar Assobhei, représentant le comité d'organisation.

Tous les intervenants ont mis en relief l'importance stratégique que représentent la recherche et la formation dans le domaine des biotechnologies de l'environnement pour le développement socio-économique du pays. Ils ont tous renouvelé leur engagement à promouvoir et soutenir une recherche innovante au service du développement durable dans ce domaine et leur disposition à contribuer à la mise en œuvre des recommandations de ce symposium.

La conférence introductive a été présentée par le professeur Albert Sasson, membre de l'Académie Hassan II des sciences et techniques qui, après avoir rappelé l'histoire du développement des biotechnologies de l'environnement, a fait état de leur importance économique à l'échelle mondiale et leurs potentialités en matière de dépollution des eaux et des déchets solides pour les pays en développement.

Les conférenciers, au nombre de 16, et les débats qui ont suivi leurs conférences plénières, ont mis en exergue le rôle des biotechnologies dans la dépollution des eaux usées, le traitement des déchets solides, la bioremédiation des sols miniers et le biotraitement de l'air.

I. LE CONSTAT

1. Volumes d'eaux usées produits et traités

Actuellement, bien que 73% de la population marocaine soient raccordés à une forme d'assainissement amélioré (85% en Tunisie), moins de 4% des habitants sont connectés à une station d'épuration en activité. L'estimation de la production des eaux usées était d'environ 2 millions de m³/jour en 2008, dont moins de 10 % sont traitées (la totalité des rejets fait l'objet d'un traitement secondaire en Tunisie); le reste est rejeté dans le milieu naturel provoquant la pollution de l'environnement et la contamination des ressources en eau.

Le traitement des eaux usées accuse un grand déficit en matière d'ouvrages d'épuration. Il connaît aussi de graves dysfonctionnements, puisque plus de 50 % des stations d'épuration (STEP) ne fonctionnent pas pour diverses raisons, dont les principales sont : le coût de fonctionnement et d'entretien de ces ouvrages; le manque de personnel qualifié pour leur gestion; les technologies utilisées sont sophistiquées et souvent sensibles aux conditions climatiques. Le recyclage des eaux traitées n'est pas significatif.

2. Volumes de déchets solides produits et traités

La production des déchets solides est d'environ 18.000 tonnes/jour (en moyenne 0,75 kg/habitant/jour). Le taux de collecte varie de 75% à 100% selon la région considérée. Cette insuffisance de la collecte engendre des dépotoirs dans les quartiers périphériques des villes marocaines.

Les déchets collectés sont déposés dans des décharges sauvages à ciel ouvert sans aucune mesure de protection de l'environnement. Seulement 20% des décharges sont situées sur des sols imperméables; on note l'absence de traitement du lixiviat, l'émission d'odeurs nauséabondes et de méthane, la prolifération d'insectes et de rongeurs, ainsi que de mauvaises conditions d'hygiène pour les personnes travaillant sur les décharges.

Le pourcentage des déchets recyclés reste faible. Pour ce qui est du traitement de ces déchets, aucune unité de compostage, représentant une alternative écologique pour la valorisation des déchets municipaux, n'est actuellement en activité. Outre son intérêt agronomique, le compostage de déchets solides organiques permet de réduire la quantité et la nocivité de ces déchets, et de prolonger par la suite la durée de vie des sites de décharge. Afin d'assurer la durabilité et la viabilité de la filière du compostage, il est impératif de produire un compost de bonne qualité et à un prix acceptable.

3. Pollution minière

La production minière nationale totale représente environ 0,7% de la valeur estimée de la production mondiale. Le Maroc figure ainsi parmi les trente premiers producteurs au monde. En raison de la décharge et de la dispersion des résidus miniers dans les sols, l'exploitation minière reste l'une des plus importantes sources de métaux lourds dans l'environnement. De ce fait, des mesures doivent être prises pour protéger les riverains et l'environnement des nuisances des centres miniers au-delà d'une réhabilitation paysagère. La phytoremédiation est tout à fait recommandée pour dépolluer, stabiliser et réhabiliter les sites miniers.

4. Etat de la réglementation

Au Maroc, le secteur de l'eau est caractérisé par une multitude d'intervenants. Une meilleure coopération institutionnelle et coordination entre ces intervenants s'impose. Contrairement à d'autres pays (Tunisie ou Algérie), où il existe un organisme central en charge de l'assainissement, le Maroc ne dispose pas de structure équivalente. L'article 40 de la Charte communale du 30 septembre 1976 relatif à l'hygiène, la salubrité et l'environnement ainsi que la loi d'octobre 2002 confient aux collectivités locales la responsabilité d'assurer l'évacuation et le traitement des eaux usées, et de lutter contre toute forme de pollution.

Quant aux déchets solides, le cadre juridique se caractérise par l'insuffisance de mesures réglementaires spécifiques et adaptées aux grandes catégories de déchets (ménagers, industriels et médicaux), l'absence de normes et de standards en matière de collecte, de transport, de traitement et d'élimination des déchets. Il est donc nécessaire de :

- mettre en place une stratégie nationale pour la gestion des déchets solides. assez flexible, qui confère aux communes l'autonomie d'action selon leur propre schéma directeur d'assainissement;
- formaliser la collecte des déchets par des récupérateurs patentés;
- prévoir des unités de compostage dans chaque décharge contrôlée; réhabiliter les dépotoirs fermés, assurer leur surveillance à long terme, et les convertir en espaces verts ou parcs publics;
- renforcer les capacités financières des petites collectivités locales pour ramasser les déchets et les éliminer.

5. Programmes nationaux d'assainissement : des programmes ambitieux

Les investissements dans l'assainissement figurent parmi les priorités du Maroc. Ainsi, le Plan national d'assainissement solide (PNAS) prévoit un investissement de 37 milliards de dirhams entre 2006 et 2021 pour l'amélioration de la gestion des déchets dans 400 centres.

D'autre part, le Plan national d'assainissement liquide, de traitement et de réutilisation des eaux usées (PNAL) prévoit un investissement de 43 milliards de dirhams entre 2005 et 2020 pour mettre à niveau 260 villes et centres urbains regroupant 10 millions d'habitants. Ce PNAL vise à combler le retard accumulé dans le domaine de l'assainissement et de l'épuration des eaux usées. Il prévoit d'atteindre un taux de raccordement global au réseau d'assainissement de 80% en milieu urbain et de réduire d'au moins 60% la pollution engendrée par les eaux usées.

Cependant, aucune stratégie n'est prévue pour améliorer l'accès à l'assainissement liquide et solide en milieu rural. Par ailleurs, les objectifs du PNAS et du PNAL paraissent difficiles à atteindre en raison du rythme accéléré de la production des eaux usées et des déchets (sont en cause l'accroissement démographique, la promotion du tourisme, la faible maîtrise technologique des grands ouvrages de traitement des eaux et d'élimination des déchets, le coût élevé des installations de traitement).

6. Technologies de traitement des déchets

La situation nationale se caractérise par un faible taux de collecte des déchets et une quasi-absence de leur traitement. Un premier programme de mise en place par le ministère de l'intérieur, d'usines de compostage des ordures ménagères a échoué dès son démarrage à cause de l'inadaptation de ces usines importées (nature particulière des déchets marocains et absence de programmes parallèles pour les déchets industriels et hospitaliers). Le compost produit par ces usines était de très mauvaise qualité et fut rejeté par les agriculteurs marocains. Un programme de biométhanisation des déchets ménagers a été envisagé et abandonné au stade des études. En effet, le revenu des ventes d'énergie produite par cette technologie ne permettait pas de récupérer les coûts d'investissement et de fonctionnement.

La gestion des déchets solides au Maroc requiert donc :

- la mise en place de décharges publiques collectives;
- la réhabilitation des décharges publiques et la création de décharges contrôlées pilotes;
- la clôture et la surveillance des décharges publiques, ainsi que la création d'une ceinture verte autour de chaque site;
- l'interdiction de la mise à feu des déchets;
- l'organisation des opérations de tri et de recyclage des déchets;
- la promotion des techniques de compostage des déchets.

7. Technologies de traitement des eaux usées

Plus de 90% des eaux usées produites au Maroc (estimées à 900 millions de m³/an à l'horizon 2020) sont rejetées dans l'environnement sans traitement préalable et elles sont une des principales sources de pollution des eaux côtières, de surface et souterraines. Mais ces eaux usées peuvent représenter une ressource hydrique complémentaire pour l'agriculture et l'industrie.

On estime que seulement 8% des eaux usées produites bénéficient d'un traitement, alors que le traitement -exclusivement biologique- dépasse rarement le stade secondaire. En outre, alors que le Maroc comptait 108 stations d'épuration en 2008, la moitié seulement fonctionnait correctement et était raccordée au réseau d'assainissement. Cette situation s'explique, en partie, par :

- une politique de financement inadaptée du secteur de l'assainissement (certaines stations d'épuration utilisant des procédés d'épuration gros consommateurs d'énergie, comme la technique des boues activées, ont été arrêtées);

- le choix inapproprié de la technologie de traitement (sensibilité aux variations de la charge polluante, aux variations de pH et de température, à la présence d'inhibiteurs chimiques, de métaux lourds et de résidus chimiques);
- le manque d'expertise nationale.

On est ainsi passé respectivement de 17,4% de STEP à boues activées, 15,9% de STEP à lits bactériens et 7,2% de STEP à digestion-décantation en 2005 à 9,2%, 3,7% et 2,8%, respectivement, en 2008 (tableau 1), ce qui souligne les difficultés de mise en œuvre de ces technologies, en dépit de la reconnaissance de leur efficacité dans d'autres pays. Le choix s'est alors porté sur des technologies de traitement simples et non coûteuses telles que le lagunage. Leurs inconvénients sont cependant bien connus : nécessité de disposer de grandes superficies, émission d'odeurs nauséabondes, prolifération de moustiques, difficultés de curage).

II. Expériences pilotes en cours et conditions de réussite

Au cours du symposium, plusieurs expériences de traitement des pollutions de l'eau, des sols, de l'air et de traitement des déchets solides, développées et réussies au Maroc, ont été exposées. Ces expériences ont montré leur pertinence (efficacité, coût, simplicité, robustesse) et leur faisabilité. Cela a conduit les participants à les recommander comme exemples à suivre, à approfondir et en développer d'autres.

Tableau 1: Comparaison de l'état de fonctionnement des STEP (en 2005 et 2008) selon la technologie adoptée (% Total : % STEP en activité par rapport au total des STEP inventoriées).

Type de technologie	STEP en 2005				STEP en 2008			
	Nombre	En activité	%	Total %	Nombre	En activité	%	% Total
Infiltration-percolation	2	2	100	2,9	6	6	100,0	5,5
Lagunage	13	7	53,8	10,1	50	29	58,0	26,9
Boues activées	20	12	60,0	17,4	17	10	50,0	9,2
Lits bactériens	11	5	45,5	15,9	8	4	50,0	3,7
Décantation-digestion	17	2	11,8	7,2	19	3	15,8	2,8
Diverses technologies	6	1	16,7	1,4	8	4	50,0	3,7
Total	69	29	-	42,0	108	56	-	51,9

Ainsi, des stations pilotes de traitement des eaux usées ont été mises en place à l'Institut agronomique et vétérinaire Hassan II à Rabat, dans la ville d'Attaouia, à la Faculté des sciences d'El Jadida (en cours). Ces stations, conçues par des chercheurs marocains, sont adaptées aux conditions climatiques et socio-économiques du Maroc.

Des expériences pilotes de gestion et de traitement des déchets solides ont été aussi rapportées par les participants au symposium. Par exemple, un plan de gestion des déchets solides au profit des petites collectivités locales intégrant le compostage des déchets organiques biodégradables et le co-compostage des boues d'épuration des eaux

usées est développé à la Faculté des sciences d'El Jadida dans le cadre de projets soutenus par l'Académie Hassan II des sciences et techniques et la Commission européenne.

III. Recommandations

- Réhabiliter les STEP existantes.
- Promouvoir le traitement décentralisé des eaux usées dans les grandes villes du Maroc : construire de petites STEP ayant recours à des technologies simples et robustes.
- Eviter les grandes STEP à boues activées dont la mise en œuvre est difficile et onéreuse (forte consommation d'électricité).
- Associer des unités de compostage des boues aux filières de traitement des eaux usées.
- Adopter le tri des déchets solides domestiques et le recyclage des matériaux (plastiques, métaux, compostage des matières organiques) pour réduire les nuisances au niveau des décharges et les coûts de fonctionnement de ces dernières grâce à l'accroissement des activités de recyclage.

Les participants ont aussi insisté sur la nécessité de :

- soutenir et renforcer le développement des biotechnologies environnementales par des programmes de recherche spécifiques;
- financer des projets de démonstration dans ce domaine;
- favoriser la coopération nationale et internationale dans le domaine des biotechnologies de l'environnement; le développement de la recherche scientifique en biotechnologies environnementales au Maroc doit être considéré comme prioritaire dans la coopération institutionnelle bilatérale, régionale et internationale pour contribuer à combler le déficit en ouvrages de dépollution et pallier aux difficultés technologiques inhérentes aux procédés de dépollution;
- fédérer des équipes de chercheurs et des professionnels appartenant à des institutions publiques et privées autour de projets de recherche appliquée et d'adaptation technologique en matière de bioremédiation;
- diffuser les principales conclusions du symposium auprès des opérateurs du domaine de l'eau et de l'environnement et introduire sur le site du symposium ces recommandations ainsi que les exposés des conférenciers;
- réhabiliter les sites miniers abandonnés (phytoremédiation et bioremédiation), en mettant à profit l'importante diversité biologique du pays.

IV. Démonstration, innovation technologique et recherche-développement

Les participants au symposium ont relevé la pertinence de la mise en place par le gouvernement marocain du Plan national d'assainissement liquide, du Plan national d'assainissement solide; du Plan Maroc Vert; et du lancement de la Charte nationale de l'environnement évoquée par Sa Majesté le Roi à l'occasion du discours du trône (juillet 2009). Ces initiatives exigent un accompagnement approprié en matière de maîtrise technologique, de mise en œuvre de recherche d'adaptation et d'innovation pour renforcer la capacité de traitement des différents types de pollutions au Maroc.

Le compostage et la biométhanisation des déchets solides sont, de l'avis des participants au symposium, des techniques de choix pour leur élimination et leur valorisation. Les techniques de phytoremédiation peuvent, quant à elles, constituer une voie de réhabilitation des anciennes décharges.

La viabilité économique de ces filières repose sur une meilleure connaissance de la nature des déchets produits, leur tri en amont, la maîtrise des technologies de biorémédiation et surtout le renforcement des capacités nationales (formation et recherche-développement) dans ces domaines. C'est pourquoi, il est nécessaire :

- d'initier des projets de démonstration de compostage des déchets organiques biodégradables et promouvoir l'utilisation du compost auprès des agriculteurs;
- de lancer des projets économiques de traitement des eaux usées pour les petites villes (par exemple, Sidi Bennour et Zemamra);
- de mettre en place un inventaire dynamique des idées de projet et des projets pour constituer une plate-forme d'information accessible par internet;
- de constituer, avec le soutien de l'Académie Hassan II des sciences et techniques, un consortium de chercheurs pour étudier l'impact des mines abandonnées et des nuisances qui en découlent pour l'environnement (sol, air, eau, végétation, diversité) et pour la santé de l'homme et des animaux;
- de proposer des solutions de dépollution intégrées et durables faisant intervenir les biotechnologies environnementales (bioremédiation, phytostabilisation, phytoremédiation, etc.);
- de concevoir des mécanismes de financement pour les projets porteurs;
- de renforcer la collaboration entre l'université et le secteur industriel;
- de développer l'esprit d'innovation et d'entreprise chez les étudiants en cycle d'études avancées pour promouvoir la création de PME spécialisées dans le traitement des eaux usées, des effluents industriels et des déchets solides.



Programme

Lundi 14 décembre 2009

Inscription

Séance d'ouverture

- Secrétaire perpétuel de l'Académie Hassan II des sciences et techniques
- Président de l'Université Chouaib Doukkali
- Directeur des sciences, Ministère de l'éducation nationale, de l'enseignement supérieur, de la formation des cadres et de la recherche scientifique
- Ministère du commerce, de l'industrie et des nouvelles technologies
- Directeur de l'Institut scientifique - Université Mohamed V Agdal, Rabat
- Président du comité d'organisation

Conférence introductive

Les biotechnologies environnementales : réalisations, perspectives et défis.
Albert Sasson, *Académie Hassan II des Sciences et Techniques*.

Session 1 : bioremédiation des eaux.

Modérateur : Ahmed El Hattab, *Directeur des Sciences, Département de l'enseignement supérieur, de la formation des cadres et de la recherche scientifique*

Bioprocédés intégrés et innovateurs pour la dépollution des eaux.

Christof Holliger, *Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, Suisse*.

Biodénitrification of groundwater.

Jesús Juan González López, *Université de Grenade, Espagne*.

Discussion

Session 1 (suite) : bioremédiation des eaux.

Modérateur : Abdelkarim Filali-Maltouf, *Université Mohamed V Agdal, Rabat*.

Bioremediation of industrial wastewaters.

Giovanni Sanna, *Université de Naples Frederico II, Italie*

Advanced anaerobic membrane bioreactor technology for wastewater treatment and effluent reclamation in Tunisia.

Sami Sayadi, *Centre de Biotechnologie de Sfax, Tunisie*.

Traitement des eaux usées urbaines au Maroc : situation actuelle

Hassan Benallal, *Office National de l'Eau Potable*

Discussion

Programme National d'Assainissement Liquide et d'Épuration des Eaux Usées:

Traitement des eaux usées à des fins de réutilisation

Loubna Elabed, *Secrétariat d'Etat Chargé de l'Eau et de l'Environnement*.

From Air Pollution Control to resource recovery from waste gasses.

Piet Lens, *UNESCO- Institute for Water Education Wageningen University, Pays – Bas*.

Discussion

Mardi 15 décembre 2009

Session 2 : bioremédiation des sols et des déchets organiques.

Modérateur : Ahmed El Hassani, *Institut Scientifique, Rabat. Académie Hassan II des Sciences et Techniques.*

Bioremédiation des eaux usées domestiques.

Omar Assobhei, *Université Chouaib Doukkali, El Jadida. Académie Hassan II des Sciences et Techniques.*

Exploitation minière et pollution des ressources en eaux au Maroc : diagnostic.

Mohammed Fekhaoui, *Institut Scientifique, Rabat.*

Valorisation d'un rejet minier par voie biologique.

Ahlam Ajdahim, *REMINEX, Centre de recherche, Marrakech.*

Discussion

Phytoremédiation des sols miniers: potentialités des plantes tolérantes et/ou accumulatrices.

Mohammed Ater, *Université Abdelmalek Essaadi, Tétouan.*

Composting of Organic Wastes.

José Joaquín Moreno Casco, *Université d'Almería, Espagne.*

Traitement biologique des boues résiduaires par compostage.

Mohammed Rihani, *Université Chouaib Doukkali, El Jadida.*

Gestion intégrée des déchets solides au profit des petites collectivités au Maroc:

Application à la ville d'Azemmour.

Mohammed Mountadar, *Université Chouaib Doukkali, El Jadida.*

Discussion

Session 3 : Pollution de l'air.

Modérateur : Omar Assobhei, *Université Chouaib Doukkali, El Jadida. Académie Hassan II des Sciences et Techniques.*

Pollution atmosphérique au Maroc : Etat des lieux et impact sanitaire.

Abdellah Elabidi, *Institut National d'Hygiène, Rabat.*

Discussion

Perspectives et enjeux des bioremédiations pour le Maroc. Propositions d'action

Omar Assobhei, *Université Chouaib Doukkali. Académie Hassan II des Sciences et Techniques.*

Conclusion générale

Albert Sasson, *Académie Hassan II des Sciences et Techniques.*

Clôture

Liste des participants au symposium

NOM & PRENOM	ETABLISSEMENT	E-MAIL
Abdallah CHAIBA	Faculté des Sciences - Meknès	abchaiba@yahoo.fr
Abdallah ELABIDI	Institut National d'Hygiène - Rabat	abidi_ma@yahoo.fr
Abdallah IRAQI HOUSSEINI	Faculté des Sciences - DHAR MEHRAZ - FES	abiraqihousseini@yahoo.fr
Abdelali BITAR	Faculté des Sciences El Jadida, UCD	abdelalibitar@yahoo.fr
Abdelali CHRAIBI	Université Cadi Ayyad - Marrakech	
Abdelali FADILE	Faculté des sciences Dhar El Mahraz - Fès	fadileabdelali@yahoo.fr
Abdelaziz SOUKRI	Université Hassan II - Casablanca	a_soukri@hotmail.com
Abdelaziz AHAMMOU	Faculté des Sciences - El Jadida, UCD	ahammou61@yahoo.fr
Abdelaziz OULDERRA	ENSA - El Jadida	
Abdelaziz SAHIBEDDINE	Faculté des Sciences - El Jadida, UCD	
Abdelhadi MAKAN	Faculté des sciences El Jadida - Doctorant	
Abdelhak LACHHAB	Journal ALMOUNAATAF - Rabat	ab_lachhab@yahoo.fr
Abdelkarim ABOULAIT	Faculté des sciences - El Jadida, UCD	
Abdelkarim FILALI- MALTOUF	Faculté des sciences -Rabat Agdal	filalimaltouf@gmail.com
Abdelkbir MOTAOUAIA	Photographe, ALMOUNAATAF	
Abdelkbir SAIH	Faculté des Sciences - El Jadida, UCD	
Abdelkebir BELLAOUCHOU	Faculté des Sciences Rabat UM5A	belbir@fsr.ac.ma
Abdellah ZRADBA	Faculté des sciences - El Jadida - PHYSIQUE	
Abdellatif Hafidi	Université Cadi Ayyad	a.hafidi@ucam.ac.ma
Abdelmajid NEJDI	Journal LE MATIN	
Abdenbi EL KARKOURI	Faculté des Sciences Dhar El Mahraz	el-karkouri-abdenbi@ hotmail.com
Abderrahim ELACHHEB	Faculté des Sciences - El Jadida, UCD	
Abderrahim MERZAK	Formatiscom - Casablanca	
Abderrahim MRICHA	Faculté des Sciences - El Jadida, UCD	
Abdeslam RAMI	AREF – Chaouia-Ouardigha	
Abdessadek NRHIRA	Agence du Bassin HSMD	anrhira@gmail.com
Abdezzehd ARBAOUI	Faculté des Sciences - El Jadida, UCD PHYSIQUE	

NOM & PRENOM	ETABLISSEMENT	E-MAIL
Adil KALIL	Faculté des sciences El Jadida UCD	Adil-ka@hotmail.com
Ahlam AJDAHIM	REMINEX, Centre de recherche, Marrakech.	
Ahmed AAJJANE	Faculté des Sciences. El Jadida	aajjaneahmed@yahoo.fr
Ahmed El HASSANI	Institut Scientifique, Rabat. Académie Hassan II des Sciences et Techniques.	
Ahmed EL HATTAB	Direction des Sciences, MENESFCRS	
Ahmed HAMDANI	AREF Abda-Doukkala - BIOLOGIE	
Ahmed MAAYTOUCH	Faculté des sciences El Jadida UCD	maaytooch@yahoo.fr
Ahmed SIARI	Faculté des sciences El Jadida UCD - PHYSIQUE	
Ahmed ELAMRANI	faculté des sciences, UMP, Oujda	ahmed.elamrani@gmail.com
Albert SASSON	Académie Hassan II des Sciences et Techniques.	
Ali BOUMEZZOUGH	Université Caddi Ayyad - Marrakech	boumezzough@ucam.ac.ma
Ali BOUHDOU	Service Etude de la pollution des ressources en Eaux, Office Nationale de l'Eau Potable	abouhaddou@onep.org.ma
Ali Said BOUMELASSA	Top Science SARL - Casablanca	
Amal LOURINI	BIOMARE - Faculté des sciences El Jadida UCD	amal.lourini@gmail.com
Amina BELAOUFI	BIOMARE - Faculté des sciences El Jadida UCD - Doctorant	aminabelaoufi@yahoo.fr
Amine SAKINE	Faculté des sciences El Jadida UCD	ybahida@gmail.com
Asmae EL OUAJIDI	Faculté des sciences El Jadida UCD	a_elouajidi@hotmail.com
Assia BENNANI	Institut National d'Hygiène - Rabat	benaniassia@yahoo.fr
Ayoub EL AFES	R.T.M	
Azeddine AZIM	Faculté des sciences El Jadida UCD	
Azeddine LAMYEM	Faculté des sciences El Jadida UCD	
Badreddine SOUHAIL	Université Abdelmalek Essaadi - Tétouan	bssouhail@yahoo.fr
Bouchaib BENBAKHTA	Institut National d'Hygiène - Rabat	benbakhta@yahoo.fr
Bouchaib HWIACH		
Bouchra BELKADI	Faculté des sciences AGDAL	belkadibouchra@yahoo.fr
Bouchra EL YAZIDI	Faculté des sciences El Jadida UCD - Doctorant	bouchrayazidi@yahoo.fr
Bouchra IMELOUANE	Faculté des sciences d'Oujda UMP	bouchraiml@yahoo.fr
Boujamâa IMZILN	Faculté des Sciences Semlalia Marrakech	imziln@ucam.ac.ma
Brahim CHIAHOU	Faculté des sciences El Jadida UCD	
Brahim DROUSSI	ORMVAD	
Brahim LEKHLIF	Ecole Hassania des Travaux Publics - Casablanca	lekhlif@yahoo.fr

Btissam EL MRANI	Université Hassan II Ain Chok faculté des Sciences	elamrani_btissam@yahoo.fr
Charafeddine HLIMI	AREF - Ouardigha	
Christof HOLLIGER	Université de Lausanne, Suisse	
El Hassane BOUMAGGARD	FST-Marrakech	boumaggard@gmail.com
El Maslahia NAFIL	Faculté des sciences El Jadida UCD - BIOLOGIE	
EL Mostafa EL FASSIH	Faculté des sciences El Jadida UCD	Elfassih2004@yahoo.fr
El Mostafa KABIL	Faculté des sciences El Jadida UCD	mu_kabil@yahoo.fr
El Mostafa LEKHOUR	ENERGIE ET MINES	
El Tibari KESTALAMI	Faculté des sciences El Jadida UCD	
Fatahllah TIYAL	Faculté des sciences de Kénitra	tiyalfata@yahoo.fr
Fatiha HANAFI	BIOMARE Faculté des sciences El Jadida - Doctorant	hananfatiha@yahoo.fr
Fatima Ezzahra ABOUSSABIQ	BIOMARE Faculté des sciences El Jadida - Doctorant	fatiez17@gmail.com
Fatima EL KARSSE	Faculté des sciences El Jadida UCD	felkarsse@hotmail.com
Fatima Ezzahra ANAIABR	Faculté des sciences El Jadida UCD - Doctorant	anaibar86@yahoo.fr
Fatima Ezzahra BENBRAHIM	Ministère de l'Industrie du Commerce et des Nouvelles Technologies	
Fatima Ezzahra LAMGHARI	Université Cadi Ayyad - Marrakech	
Fatima LAKHDAR	Faculté des sciences El Jadida UCD	Fatima19862008@hotmail.fr
Ghizlane BOUJABER	Faculté des sciences El Jadida UCD	ghizlaneboujaber@yahoo.fr
Ghizlane CHAFI	Faculté des sciences El Jadida UCD	ghizlaanee@hotmail.fr
Ghizlane MAACH	Faculté des sciences El Jadida UCD - CHIMIE	
Gilles BENA	IRD-Université Mohammed V Agdal	gilles.bena@ird.fr
Hakim FAQIR	REMINEX - Marrakech	
Halima HELLAL	Faculté des sciences El Jadida UCD	z.hellal@yahoo.fr
Halima RACHID	Faculté des sciences El Jadida UCD	
Hamid NAJEH	Faculté des sciences El Jadida UCD - BIOLOGIE	
Hamid RGUIBI IDRISSE	Faculté des sciences El Jadida UCD	
Hanane ELIDRISSI	BIOMARE Faculté des sciences El Jadida - Doctorant	hanane.elidrissi17@ hotmail.com
Hassan BENALLAL	Office National pour l'Eau Potable	
Hicham ELARROUSSI	Faculté des sciences El Jadida UCD - Doctorant	hicham_elarroussi@yahoo.fr
Ibn Toumert LANCAR	Faculté des sciences El Jadida UCD	ilancar@yahoo.fr
Ilham CHENNAK	Faculté des sciences El Jadida UCD - BIOLOGIE	
Ilham NASSRI	Institut National d'Hygiène - Rabat	Ilhamnassri2009@hotmail.com

Ilham ZERDANI	Faculté des Sciences Ben Msik Université Hassan II Mohammédia	ilhamsn@yahoo.fr
Imane KADER YETTEFTI	BIOMARE Faculté des sciences El Jadida - Doctorant	imane1414ster@gmail.com
Imane OSLANE	Faculté des sciences El Jadida UCD - BIOLOGIE	
J. DUSSAUZE	Laboratoire IDHESA, Brest/France	
Jamal AMINE	BIOMARE - Faculté des sciences El Jadida UCD	loubam@hotmail.com
Jamal AURAG	Faculté des sciences, UM5A Rabat	auragjamal@hotmail.com
Jamila BENBA	BIOMARE - Faculté des sciences El Jadida UCD	jamilabenba@yahoo.fr
Jesús Juan GONZALEZ LOPEZ,	Université de Grenade, Espagne.	
Jihane TELLAL	Faculté des sciences El Jadida UCD	trash_x_purple@hotmail.fr
Jilali EL HAJRI	Faculté des sciences El Jadida UCD	
José Joaquin MORENO CASCO,	Université d'Almería, Espagne.	
Khadija AHAYOUN	Faculté des Sciences, Kenitra	k.ahayoun@yahoo.fr
Khadija CHEDAD	BIOMARE - Faculté des sciences El Jadida UCD	chedadkhadija@yahoo.fr
Khadija El FALAKI	Faculté des sciences Aïn chock	elfalaki_khadija@yahoo.fr
Khadija OUMASKOUR	Faculté des sciences El Jadida UCD - Doctorant	khadija_jadida@yahoo.fr
Khaled CHABCHI	Autorité locale 4ème Arr - El Jadida	
Khalid BAROU	Faculté des sciences El Jadida UCD - Doctorant	khalid_barou@yahoo.fr
Khalid DIGUA	Faculté des Sciences et Techniques Mohammedia	k.digua@yahoo.fr
Khalid ESSAMADI	FST Settat	essamadi2002@yahoo.fr
Khalid MEHDI	Université Chouaib Doukkali- El Jadida	
Khalil BENKHOJA	Faculté des sciences El Jadida UCD	
Lahoucine BENZINE	REGIE AUTONOME MULTI- SERVICES AGADIR (RAMSA)	l.benzine@ramsa.ma
Laila BENASSER	Faculté des Sciences de Kénitra CHIMIE	
Laila LARAKI	Office National de l'Eau Potable	llaraki@onep.org.ma
Laila OUKHATTAR	BIOMARE Faculté des sciences El Jadida Doctorante	
Laila ZIDA	Ministère de l'Industrie du Commerce et des Nouvelles Technologies	
Lalla Amina SEMLALI	Université Chouaib Doukkali- El Jadida	l.a.semlali@hotmail.fr
Lamyia ZOUAKI	Faculté des sciences El Jadida UCD	zouaki_lamyia@live.fr
Latifa TAHRI	Institut National d'Hygiène - Rabat	tahrilat@yahoo.com

Layachi KHAMLICHE	Faculté des sciences El Jadida UCD	
Loubna ELABED	Secrétariat d'Etat Chargé de l'Eau et de l'Environnement Rabat	Sinfo@environnement.gov.ma
Mamma IDAMINE	Institut National d'Hygiène - Rabat	mam-Ida@hotmail.com
Marc ROBIN	Université de Nantes - France	
Miloud SABBAR	Faculté des sciences El Jadida UCD	
Mohamed KOUAM	Université Chouaib Doukkali - El Jadida	
Mohammed ATER	Université Abdelmalek Essaadi, Tétouan.	
Mohammed Aziz EL AGBANI	Institut Scientifique - Rabat	elagbani@israbat.ac.ma
Mohammed BENAZIZ	El Jadida	
Mohammed BOUKRAICHI	COSUMAR	m.boukraichi@cosumar.co.ma
Mohammed CHENNAOUI	AREF Abda-Doukkala - MICROBIOLOGIE	
Mohammed DAKKI	Institut Scientifique - Rabat	
Mohammed DOURRACHAD	ASSABAH – El Jadida	
Mohammed EL HASSANI	Université Sidi Mohammed Ben Abdallah - Fès	
Mohammed EL KRATI	Faculté des sciences El Jadida UCD	
Mohammed FEKHAOUI	Institut Scientifique, Rabat	fekhaoui@israbat.ac.ma
Mohammed HAFIDI	Université Cadi Ayyad - Marrakech	
Mohammed KABIL	Faculté des Sciences - UCD	
Mohammed KHODARI	BIODIVERSITE CONSULTNG, AML - Rabat	mkhodari@yahoo.fr
Mohammed LOKHNATI	L'OPINION – El Jadida	
Mohammed MERZOUKI	Faculté des sciences Dhar El Mahraz, Fès	merzoukimo@yahoo.fr
Mohammed MONKADE	Faculté des sciences El Jadida UCD - PHYSIQUE	
Mohammed MOUHDANE	Faculté des sciences El Jadida UCD	mouhdanemohammed@yahoo.fr
Mohammed MOUNTADAR	Faculté des sciences El Jadida UCD	mountadar@caramail.com
Mohammed RAMDANI	Institut Scientifique Rabat	mramdani@idrabat.ac.ma
Mohammed RIHANI	BIOMARE - Faculté des sciences El Jadida UCD	rihani_mohammed@yahoo.fr
Mohammed SAADALLAH	Chef de Service Etude des process d'épuration, Office Nationale de l'Eau Potable	msaadallah@onep.org.ma
Mohammed SAHABI	Faculté des sciences El Jadida UCD - GEOLOGIE	
Mostafa KANDIL	Faculté des sciences El Jadida UCD	kandilmostafa@yahoo.fr
Mounir WAJEM	Faculté des sciences El Jadida UCD - PHYSIQUE	
Mustapha CHAMI	Faculté des sciences El Jadida UCD	Chamichimyster_@hotmail.com

N. AMEUR	Laboratoire de Toxicologie, Institut National d'Hygiène, Rabat	
Nabila BOUJABER	BIOMARE - Faculté des sciences El Jadida UCD - Doctorant	nabila_boujaber@yahoo.fr
Naima LOTFI	Faculté des sciences El Jadida UCD - BIOLOGIE	
Najat ELKHIATI	Faculté des Sciences Ain Chock-Casablanca	nelkhiati@gmail.com
Najib EL OUARTI	Commune Kénitra	ouarnaj@yahoo.fr
Najla EL AAFI	Université Mohammed V -Rabat	najlaelaafi@yahoo.fr
Najwa HASSOU	BIOMARE - Faculté des sciences El Jadida UCD - Doctorant	hassounajwa@yahoo.fr
Naoual BERGACH	Cadi Ayyad, département de chimie Marrakech	b.naoual@gmail.com
Naoufal LEGZIRI	Faculté des sciences El Jadida UCD	nnaawfal@gmail.com
Nawal EL BADA	Faculté des sciences El Jadida UCD - Doctorant	Elbada.nawal@gmail.com
Nezha BARAKATE	Laboratoire de Toxicologie, Institut National d'Hygiène, Rabat	barakaten@yahoo.fr
Noâma ABOUMOUARIK	BIOMARE - Faculté des sciences El Jadida UCD - Doctorant	Aboumoudrik.noama@hotmail.fr
Nourddine BRIMA	Sevice Régional de l'Environnement à El Jadida	
Nourddine HARICH	Faculté des sciences El Jadida UCD	harichnourdin@yahoo.fr
Nourddine RADOUANI	Faculté des sciences El Jadida UCD - PHYSIQUE	
Omar ASSOBBHEI	BIOMARE - Faculté des sciences El Jadida UCD	assobhei1@yahoo.fr
Otmane KADIRI	Faculté des sciences El Jadida UCD	otkad@hotmail.com
Piet LENS	UNESCO- Institute for Water Education Wageningen University, Pays – Bas.	
Rachid EDDAOUDI	ENSA d'Agadir, Université Ibn Zohr	eddaoudi@univ-ibnzohr.ac.ma
Rachid NMILA	Faculté des sciences El Jadida UCD	
Rachid TELLAL	Faculté des sciences El Jadida UCD	
Rafiq DAHRA	Faculté des sciences El Jadida UCD	Rofo_1000@hotmail.com
Rekia BENLAHSEN	Faculté des sciences El Jadida UCD	
S. SNOUCI	Laboratoire de Toxicologie, Institut National d'Hygiène, Rabat/Maroc	
Saâd NIZAR	Faculté des sciences de Tunis	nizarsaad2001@yahoo.fr
Said EL KHYARI	Faculté des sciences El Jadida UCD	
Said MOUKHLISSI	BIOMARE - Faculté des sciences El Jadida UCD - Doctorant	moukhliissi.said@yahoo.fr
Sami SAYADI	Centre de Biotechnologie de Sfax, Tunisie.	
Samira ETAHIRI	BIOMARE - Faculté des sciences El Jadida UCD	setahiri@hotmail.com

Samira KHLIFI	BIOMARE - Faculté des sciences El Jadida UCD	samkhlifi@hotmail.com
Sanae AZENNOUD	Faculté des sciences El Jadida UCD	Sana_061@hotmail.com
Sannia GIOVANNI	Université de Naples Frederico II, Italie	
Siham ELQARMOUDI	Faculté des sciences El Jadida UCD	Siham_bilogie@yahoo.com
Sofia SATTAR	Université Hassan II Casa	sattarsofia@live.fr
Soraia EL BAZ	Faculté des Sciences Semlalia Marrakech	soraiaelbaz@yahoo.ca
Souad ABOUDRAR	Faculté de médecine et de pharmacie Rabat	souadabouddrar@yahoo.fr
Soumaya IRAQUI	Ministère de l'industrie du commerce et des nouvelles technologies - Rabat	
Soumia AMIR	Université Sultan Moulay Slimane	amirs@fstbm.ac.ma
Yassine HAJJY	AREF - Ouardigha	
Younes FARID	BIOMARE - Faculté des sciences El Jadida UCD	
Younes KARHAT	Faculté des sciences Aïn chock	y.karhat@yahoo.fr
Youssef SALAMA	BIOMARE - Faculté des sciences El Jadida UCD - Doctorant	salama.youssef@gmail.com



REMERCIEMENTS

Le comité d'organisation présente ses remerciements très chaleureux à l'Académie Hassan II des Sciences et Techniques qui a soutenu et parrainé le 2^e Symposium international sur les biotechnologies environnementales, et exprime ses vifs remerciements aux institutions et entreprises ci-dessous qui ont bien voulu apporter leur concours pour la réussite de cette manifestation scientifique.



Ministère de l'Education Nationale,
de l'Enseignement Supérieur, de
la Formation des Cadres et de la
Recherche Scientifique



Association Marocaine de Limnologie



Faculté des Sciences El Jadida



Projet LIFE 05 TCY/MA 0000141



Réseau National des Sciences
et Techniques de la Mer



Projet LIFE 06 TCY/MA 000254

Achevé d'imprimer : mars 2011

Imprimerie Lawne

Tél. : 0537207111/12 Fax. : 0537207712

11, rue de Dakar, Rabat - 10040 Maroc