

Mme SAIDI NADIA

Laboratoire des Géosciences Appliquée

Equipe : Pollution & Phytoremédiation

Faculté des Sciences

KENITRA - MAROC-

Tel : 19 212 61 22 91 83

Fax : 19 212 37 37 27 70

e-mail : abdelhakboua@yahoo.com

ESSAIS DE PHYTOREMEDIATION PAR VETIVER GRASS

(Vetiveria zizanioides)

Présentée par SAIDI NADIA

I- INTRODUCTION

Les métaux lourds, qui se trouvent sous forme de traces dans les sols naturels, peuvent atteindre de très fortes concentrations dans certains substrats pollués par les activités humaines. Notamment, le zinc, le plomb, le cadmium et le cuivre sont présents dans les résidus d'extraction de minerais accumulés autour des exploitations minières. Leur présence dans les sols modifie considérablement la composition floristique des sites, ne permettant l'installation que d'un nombre limité d'espèces supportant leur toxicité (Antonovics et al., 1971 ; Gartside et McNeilly, 1974).

La restauration des sols pollués par les métaux lourds au moyen des techniques physico-chimiques est très coûteuse. Cependant, depuis quelques années, de plus en plus d'études sont menées sur la réhabilitation des sols contaminés par les métaux lourds. La capacité de certaines plantes à tolérer ou même à accumuler des métaux a permis d'ouvrir de nouvelles voies de recherche sur le traitement des sols dont la finalité est la phytoremédiation (Raskin et al., 1994 ; Salt et al., 1995).

Parmi ses techniques, la phytoextraction, qui consiste à utiliser des récoltes successives d'espèces hyperaccumulatrices de métaux pour tenter de dépolluer les sols. L'hyperaccumulation étant la capacité d'une espèce végétale à très fortement concentrer les métaux dans ses parties aériennes (Salt et al., 1998). Mais cette technique présente une contrainte ; celle de devoir traiter et confiner les plantes hyperaccumulatrices.

Une autre technique de la phytoremédiation est la phytostabilisation qui cherche à confiner la pollution à l'aide d'espèces végétales tolérantes aux milieux pollués et dont la couverture stabiliserait les couches des sols, limitant ainsi la dispersion des métaux lourds par ruissellement, par percolation et par le vent (Salt et al., 1998).

Dans cette partie du travail, nous nous sommes intéressés à une espèce de plante tolérante aux métaux et sur son potentiel en tant qu'outil de stabilisation des sols et qui permettrait de restaurer les sites étudiés. Cette espèce est *Vetiveria zizanioides* (Vetiver grass).

II- MATERIEL ET METHODES

II-1-PRESENTATION DES SITES D'ECHANTILLONNAGE POUR LES ESSAIS DE PHYTOREMEDIATION

La région d'étude est localisée dans la Haute Moulouya, elle s'agit d'un district plombifère qui correspond à un ancien site d'exploitation de minerais de zinc et de plomb et comprend (Figure 1) :

* La région minière de Zaïda qui correspond à un gisement de plomb dans des grès et des conglomérats arkosiques (Lauzac, 1970), elle est située au NW de Midelt à 30 Km à l'Ouest du massif d'Aouli.

Dans cette zone, deux sites d'échantillonnage ont été choisis : M2 situé en bordure de l'Oued Moulouya à 5 Km de la mine Zaida et le site Zaida qui correspond aux résidus miniers.

* La région minière d'Aouli, située à 30 Km au NE de la ville de Midelt. Cette zone est largement recoupé par l'Oued Moulouya. La principale minéralisation est composée de galène, de cérusite et de barytine. On note également la présence de la chalcosite, chalcopirite, malachite, azurite, pyrite, limonite, goethite (Emberger, 1965).

Les sites choisis dans cette région sont: M3 aouli, situé au niveau de la mine ; M3a, localisé au niveau d'un bassin de décantation à 2 Km en aval de la mine, M3b sed, situé 1 km après le bassin de décantation au niveau de l'Oued Moulouya et M3b sol, 2 km après le bassin de décantation loin de l'Oued.

* La région minière de Mibladen est située à 15 Km au SW d'Aouli. Le principal minerai de cette zone est composé de pyrite, blende, barytine, galène fortement transformé en

cérusite et/ou angléssite (Felenc et Lenoble, 1965). Dans cette aire, il y a présence d'une fonderie et la végétation est complètement détruite.

Quatre sites d'échantillonnages ont été choisis, ils correspondent aux résidus de fonderie: Mibladen 1 (Mib 1), Mibladen 2 (Mib 2), Mibladen 4 (Mib 4) et Mibladen 5 (Mib 5).

Les stations d'échantillonnage ont été choisies de manière à représenter l'état global des sols des régions de la Haute Moulouya, en particulier les zones les plus exposées à l'influence minière.

Ces sites sont caractérisés par une végétation très dégradée voire absente sur les résidus de fonderie.

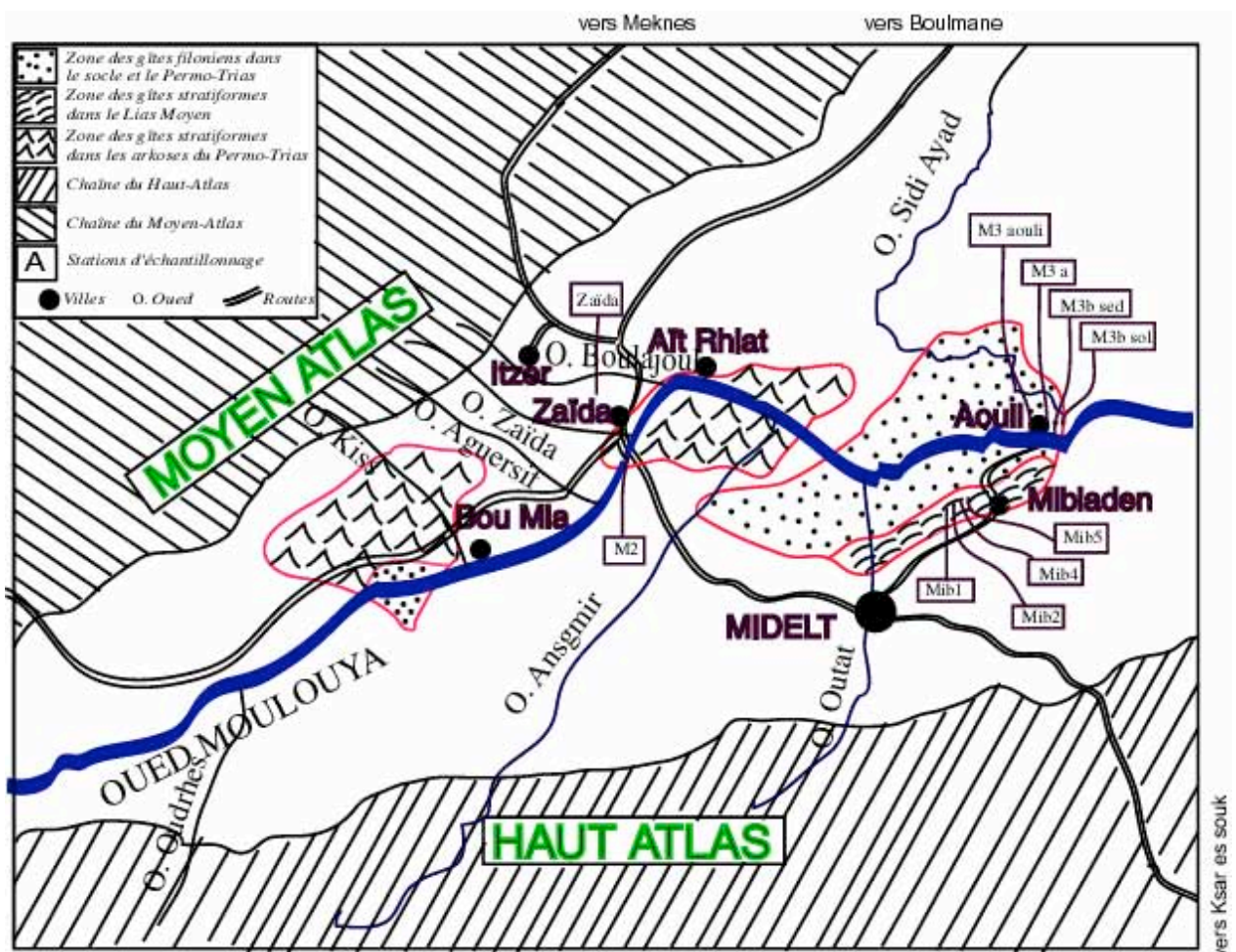


Figure 1. Carte de localisation des sites d'échantillonnage

II-2-ANALYSES DES METAUX LOURDS DANS LES DIFFERENTS SUBSTRATS

A chaque site prospecté, des échantillons de sol ont été prélevés, séchés à l'air puis tamisés (< 2 mm) et ensuite broyés (<180 µm). Le sol finement moulu est ensuite minéralisé dans un mélange HCl et HNO₃ concentré (3 : 1).

Les concentrations en cadmium, cuivre, plomb et zinc sont analysées par ICP-MS (inductively coupled plasma mass spectrometry).

II-3- MESURE DU pH

10 g de sol auxquels nous avons ajouté 50 ml d'eau distillée sont agités à l'aide d'un agitateur magnétique. Après 30 minutes de décantation, le pH du surnageant est mesuré à l'aide d'un pH-mètre (Moreno et al., 1996).

II-4- ESPECE VEGETALE UTILISEE

Notre choix est porté sur une espèce tolérante : *Vetiveria zizanioides* originaire d'Asie.



Photo 1. *Vetiveria zizanioides*

Vetiver grass est une graminée de la famille des Poaceae (graminée) (Photo 1). Elle ne fleurit pas, ne se propage pas et se réplique par propagation végétative (Vietmeyer, 1993). Avec ses caractéristiques morphologiques, physiologiques et écologiques uniques incluant sa tolérance aux niveaux élevés en métaux lourds et aux conditions défavorables telles que la sécheresse, l'inondation, les températures extrêmes de -14°C à 55°C , Vetiver grass a un rôle clef dans la protection de l'environnement.

La technologie de Vetiver grass est simple, pratique et peu coûteuse ; elle est devenue un modèle des systèmes biologiques pour la conservation du sol et de l'eau, pour la stabilisation des pentes et la réhabilitation durant le 21^e siècle (Grimshaw, 1997 ; Xu, 1997). Plantée en haie, elle est efficace dans le ralentissement et l'étalement de l'écoulement de l'eau, elle stoppe l'érosion, conserve l'humidité du sol et emprisonne le sédiment.

En plus, le système racinaire extrêmement profond rend Vetiver très tolérante à la sécheresse et fortement approprié à la stabilisation des pentes raides.

II-5- ESSAIS DE PHYTOREMEDIATION

L'objectif de la phytoremédiation est de favoriser l'installation des espèces, c'est à dire la survie et la croissance.

Six kg de chacun des substrats contaminés ont été introduits dans des pots en matière plastique. Deux pousses pour chaque substrat sont utilisées pour l'expérience. Les pots ont été introduits dans une serre non contrôlée. Les plantes ont été arrosées deux fois par semaine durant les deux premières semaines, ensuite l'arrosage quand c'est nécessaire.

II-6-COLLECTE DU MATERIEL VEGETAL ET MESURE DES TENEURS EN METAUX LOURDS

Seules les parties aériennes des plantes ont été récoltées 110 jours après transplantation de *V. zizanioides*. Les parties aériennes ont été rincées à l'eau du robinet puis à l'eau distillée pour éviter toute contamination des feuilles en métaux lourds due à un contact entre les feuilles et le substrat. Elles ont été mises individuellement dans des sachets en papier numérotés puis placés à l'étuve à 70°C pendant 48 heures.

La matière sèche produite par pot de chaque espèce a été broyée et homogénéisée pour les analyses. 0,2 g de chaque échantillon sont minéralisés par 10 ml de HNO_3 ultra pur. Les

concentrations en Cd, Cu, Pb et Zn sont analysées par ICP-MS au Laboratoire de Géofluides-Bassin-Eau (Montpellier II, France).

II-7-ANALYSES STATISTIQUES

Toutes les analyses statistiques ont été effectuées sur logiciel Statistix (test t).

III- RESULTATS ET DISCUSSION

III-1- METAUX LOURDS ET NIVEAU DE CONTAMINATION DANS LES DIFFERENTS SUBSTRATS

III-1-1- Concentrations en métaux lourds dans les différents substrats

Les concentrations en cadmium, en cuivre, en plomb et en zinc dans les différents substrats ainsi que les valeurs de pH sont résumées dans le tableau 1.

Les résultats obtenus montrent que les valeurs du pH varient entre 7,51 et 8,1. Cette tendance à l'alcalinité résulte de la présence des carbonates dans la région d'étude. Des résultats similaires ont été rapportés par Pichtel et al. (2000) pour des sols de fonderie de plomb aux USA et les auteurs les ont attribués à la présence des carbonates.

Quant aux teneurs en métaux lourds dans les différents substrats, elles sont très variables, il y a des différences considérables des concentrations dans et entre les sites, montrant ainsi la nature hétérogène des sols miniers.

Tableau 1. Analyses de la composition des substrats utilisés dans notre expérience. Les concentrations en métaux lourds sont exprimées en mg kg^{-1} de terre sèche (ou parties par million = ppm)

Région	Site	pH	Substrat	Cd	Cu	Pb	Zn
Zaida	M2	7,9	Sol	2	38	51	236
	Zaida	7,51	Résidus miniers	0,2	56	3061	113
Aouli	M3 aouli	8,12	Sédiment	0,3	18	859	234
	M3a	7,9	Sol	0,69	258	293	372
	M3b sed	8,13	Sédiment	8	101	601	2090
	M3b sol	7,87	Sol	34	50	827	10740
Mibladen	Mib 1	7,66	Résidus de fonderie	28	1899	73936	1459
	Mib 2	7,7	Résidus de fonderie	21	444	52749	8258
	Mib 4	7,56	Résidus de fonderie	1046	482	29580	300055
	Mib 5	8,1	Résidus de fonderie	863	334	3031	409741

La région minière de Zaida se caractérise par des teneurs qui varient entre 113 et 236 mg kg^{-1} pour le Zn, entre 51 et 3061 mg kg^{-1} pour le Pb, entre 38 et 56 mg kg^{-1} pour le Cu et entre 0,2 et 2 mg kg^{-1} pour le Cd.

Quant à la région d'Aouli, les analyses en métaux lourds montrent des concentrations qui varient entre 234 et 10740 mg kg^{-1} pour le Zn, entre 293 et 859 mg kg^{-1} pour le Pb, entre 18 et 258 mg kg^{-1} pour le Cu et entre 0,3 et 34 mg kg^{-1} pour le Cd. Les teneurs les plus élevées en Zn et en Cd sont enregistrées dans le substrat du site M3b sol, celles en Pb dans le substrat du site M3 aouli et en Cu dans le sol du site M3a. Ces teneurs se trouvent dans la gamme de variation des concentrations rapportées par Li et Thornton (1993) dans une mine de Pb-Zn en Grande Bretagne.

A l'inverse des autres régions, la région de Mibladen, où il y a présence d'une fonderie, se caractérise par des fortes teneurs en Zn qui varient entre 1459 et 409741 mg kg^{-1} , entre 3031 et 73936 mg kg^{-1} pour le Pb, entre 334 et 1899 mg kg^{-1} pour le Cu et entre 21 et 1046 mg kg^{-1} pour le Cd. Bien que semblant excessives, des valeurs de cet ordre sont fréquemment reportées. Baker et al. (1994) ont même trouvé des concentrations supérieures à celles des substrats de Mibladen dans les sols des sites miniers à Pennines en Grande Bretagne.

Cette variation considérable dans les concentrations dans et entre les sites a été trouvée également dans plusieurs régions minières. Ernst et Nelissen (2000) ont montré que les concentrations en métaux totaux dans les sols orogéniques, qui sont les résultats des activités minières et des fonderies, sont élevées et très différentes par site. Des concentrations élevées en Zn variant entre 329 et 25800 mg kg⁻¹ ont été trouvés dans les sols d'une mine Pb-Zn en Corée (Jung et Thornton , 1996). Par ailleurs, Li et Thornton (1993) ont rapporté des concentrations en Zn atteignant 45900 mg kg⁻¹ dans la région minière de Shipham en Grande Bretagne. En outre, Wierzbicka et Panufnik (1998) ont trouvé que les résidus miniers au Sud de la Pologne contiennent 40000 mg kg⁻¹ de Zn. Ce qui rentre dans l'intervalle de variation des résidus de Mibladen.

Pour le Pb, Li et Thornton (1993) ont rapporté des concentrations en cet élément variant de 3280 à 28900 mg kg⁻¹ dans une région minière Pb-Zn en Grande Bretagne. Barry et Clark (1978) ont trouvé plus de 41250 mg kg⁻¹ de Pb dans le sol d'une exploitation minière dans les Yorkshire Pennines, Grande Bretagne. Sieghardt (1987) cité par Wenzel et Jockwer (1999) rapporte que le sol minier de Bleiberg-Kreuth en Australie contient entre 16700 et 24700 mg kg⁻¹. Au USA, Levy et al. (1992) ont montré que le Pb des sols contaminés près de Leadville au Colorado oscille de 46 à 49000 mg kg⁻¹. Par ailleurs, Pichtel et al. (2000) ont trouvé des valeurs en Pb qui varient entre 55480 et 140500 mg kg⁻¹ dans des résidus de fonderie de Pb aux USA. Ces teneurs sont de même ordre de grandeur que celles des résidus de Mibladen.

Par ailleurs, Lindsay (1979) a trouvé que le Pb a une affinité chimique relativement forte avec les carbonates, ce qui explique les fortes teneurs enregistrées dans les différents sites.

Quant au Cu, Bennisse et al. (2004) ont rapporté des teneurs atteignant 424 mg kg⁻¹ dans une région minière Draâ Sfar située au nord-ouest de Marrakech. Par ailleurs, des concentrations atteignant 1400 mg kg⁻¹ ont été trouvées près du site minier de Sambo en Corée (Jung et Thornton, 1996).

Pour ce qui est le cas du Cd, Li et Thornton (1993) ont rapporté que des concentrations en cet élément dans les sols prélevés à partir d'une ancienne région minière Pb-Zn en Grande Bretagne atteignant 372 mg kg⁻¹. Dans une région plombière en Belgique, le Cd atteint une valeur de 650 mg kg⁻¹ (Ye et al., 1997). Fuge et al. (1993) ont trouvé des valeurs de 980 mg kg⁻¹ de Cd dans des sols près des mines métallifères au Pays de Galles et Peters & Shem (1992) ont rapporté des valeurs entre 900 et 1500 mg kg⁻¹ de Cd près des exploitations des fonderies. De telles valeurs sont similaires à celles de Mibladen.

Le Cd est considéré parmi les métaux les plus toxiques et il est sensible aux conditions de pH (Kabata-Pendias et Pendias, 1992 ; Chlopecka et al., 1996 ; Ma et Rao, 1997). Quand les valeurs de pH sont supérieures à 7, le Cd forme des minéraux comme l'otavite (CdCO_3) et aussi CdO et Cd(OH)_2 (Kabata-Pendias et Pendias, 1992 ; McBride, 1994 ; Holm et al., 1996).

Par ailleurs, durant le processus de désagrégation, le Cd rentre en solution et, en plus de Cd^{2+} , il peut former des ions complexes (CdOH^+ , CdHCO_3^+ , Cd(OH)_3^- et Cd(OH)_4^{2-}), des complexes organiques et des chélates (Kabata-Pendias et Pendias, 1992). Les espèces monovalentes peuvent être biodisponibles pour le prélèvement par la plante dans les sols alcalins (Pichtel et al., 2000).

En résumé, les sols des différents sites présentent des concentrations élevées en Cd, Cu, Pb et Zn par comparaison avec les moyennes mondiales des sols non contaminés (Cd $0,35 \text{ mg kg}^{-1}$; Cu 30 mg kg^{-1} ; Pb 35 mg kg^{-1} ; Zn 90 mg kg^{-1} ; Bowen, 1979). Ces concentrations élevées sont dues à la minéralisation naturelle et aux activités minières du passé. De tels résultats sont similaires à ceux trouvés par Marples (1979), Thomas (1980), Matthews (1982) et Matthews & Thornton (1982).

Ainsi, nous constatons que les résidus de la fonderie de Mibladen ont les teneurs les plus élevées. Li et Thornton (1993), Bloemen et al. (1995) et Dudka et al. (1995 ; 1996) ont montré que les régions qui sont à proximité des fonderies sont extrêmement polluées par les émissions des particules riches en métaux durant le processus de la fusion et leur accumulation subséquente à la surface du sol. Par ailleurs, Li et Thornton (2001) ont montré que les sols des sites de fonderies causent plus des problèmes environnementaux que dans les régions minières du fait que dans ces zones les métaux sont plus mobiles et biodisponibles.

La concentration critique du sol est définie comme étant la valeur au-dessus de laquelle la toxicité est possible. Kabata-Pendias et Pendias (1984) considèrent que les valeurs au-dessus desquelles le sol est critique sont les suivantes : 8 mg kg^{-1} (Cd), 125 mg kg^{-1} (Cu) et 400 mg kg^{-1} pour le Pb et le Zn. Nous avons constaté qu'à l'exception du substrat du site M2 de la région de Zaida, il y a au moins un métal qui présente une concentration au-dessus du niveau critique dans les différents échantillons.

Ainsi, la concentration en Cd est au-dessus du niveau critique dans le sol du site M3b sol de la région d'Aouli et les substrats de la région de Mibladen. La teneur en Cu excède le niveau critique dans les différents substrats de Mibladen et dans le sol du site M3a de la région d'Aouli. Pour le Pb, sa concentration dépasse de loin le seuil critique au niveau de tous

les substrats de Mibladen, d'Aouli et de Zaida ; l'exception faite du site M2 de la région de Zaida et du site M3a de la région d'Aouli.

La concentration en Zn est dans les normes pour les substrats des sites M2, Zaida, M3 aouli et M3a. Par contre, les autres échantillons présentent des teneurs qui dépassent de loin la concentration critique.

III-1-2- Index de pollution des métaux lourds dans les sols

Des travaux ont montré que la contamination métallique à la surface des sols est associée à un cocktail de contaminants plutôt qu'un seul métal. Ainsi, le concept d'un index de pollution a été introduit dans plusieurs études pour identifier une contamination multi-éléments aboutissant à une augmentation de la toxicité des sols par l'assemblage de plusieurs métaux (Nimick et Moor, 1991 ; Jung, 1995 ; Chon et al., 1998).

Selon Chon et al. (1998), l'index de pollution du sol est calculé par le rapport des concentrations des métaux dans le sol par rapport aux normes suggérées par Kloke (1979) et qui correspondent aux niveaux tolérables dans le sol:

$$I.P = (Cd/3 + Cu/100 + Pb/100 + Zn/300) / 4$$

Dans le cas de notre étude, l'index de pollution est calculé pour les régions de Zaida et Aouli, les résultats de cet index sont représentés dans le tableau 2. Nous constatons à l'exception du sol du site M2, tous présentent un index de pollution supérieur à 1. Ils sont ainsi considérés contaminés. Jung (2001) a trouvé le $I.P > 1$ dans les sols d'une région minière en Corée, ils sont contaminés par plusieurs éléments et sont recommandés pour qu'ils soient traités. Le même résultat a été trouvé par Lee et al. (2001) dans la région minière de Daduk en Corée.

Ainsi, il a été observé que de larges quantités de métaux lourds sont présentes dans la région minière de la Haute Moulouya. Ces métaux fournissent une source de dispersion continue et sont à l'origine de la contamination des sols avoisinants.

Tableau 2. Index de pollution des différents sols

Substrats	M2	Zaida	M3 aouli	M3a	M3b sed	M3b sol
Index de pollution	0,58	7,9	2,4	1,74	4,16	13,97

III-3- CROISSANCE DE VETIVER GRASS ET TENEURS EN METAUX LOURDS

III-3-1- Croissance de Vetiver grass

Le présent résultat montre que Vetiver grass s'établit avec succès sur les dix types de substrats (Photo 2). Aucun symptôme visible de toxicité n'a été observé malgré les fortes teneurs en Cd (1046 mg kg^{-1}), en Cu (1899 mg kg^{-1}), en Pb (73936 mg kg^{-1}) et en Zn ($409741 \text{ mg kg}^{-1}$) que présentent les substrats de Mibladen. De tels résultats sont concordants avec les travaux de Chen et al. (2000) qui confirment la tolérance de Vetiver grass à ce groupe de métaux.

Par ailleurs, les travaux de Truong (1997) ont montré que Vetiver grass est extrêmement tolérante aux niveaux toxiques d'arsenic, de cadmium, de chrome et de nickel dans le sol. Cette graminée est aussi capable de tolérer une variété de polluants dans le sol et dans l'eau (Truong et Claridge, 1996 ; Truong et al., 1996 ; Truong et Baker, 1998 ; Pinthong et al., 1998 ; Zheng et al., 1998).

III-3-2- Teneurs en métaux lourds dans les parties aériennes de Vetiver grass

Les analyses des métaux dans les parties aériennes de Vetiver grass sont résumées dans le tableau 3 et montrent des teneurs en Cd qui varient entre $0,01$ et $0,56 \text{ mg kg}^{-1}$, entre $1,7$ et 7 mg kg^{-1} pour le Cu, entre $0,49$ et $55,8 \text{ mg kg}^{-1}$ pour le Pb et entre $6,8$ et 158 mg kg^{-1} pour le Zn. Nous remarquons que les teneurs les plus élevées en Cd, Pb et Zn sont enregistrées sur le site Mib 5 ; la teneur la plus élevée en Cu est obtenue sur le site Mib 2. Les différentes valeurs obtenues sont en majeure partie à l'intérieur de la gamme normale pour les plantes (Kabata-Pendias et Pendias, 1992).

En comparant les valeurs obtenues avec les concentrations critiques au-dessus desquelles les effets de toxicité sont possibles ($5-30 \text{ mg kg}^{-1}$ pour le Cd, entre $20-100 \text{ mg kg}^{-1}$ pour le Cu, entre $30-300 \text{ mg kg}^{-1}$ pour le Pb et entre $100-400 \text{ mg kg}^{-1}$ pour le Zn, Kabata-Pendias et Pendias, 1992), nous constatons que les teneurs qui sont dans cette gamme critique sont : le Pb et le Zn sur le site d'échantillonnage Mib 5. Pour le Zn, il a été montré qu'une concentration de 100 mg kg^{-1} dans le fourrage est considérée être chroniquement toxique aux animaux (Dudka et al., 1995). Le niveau de zinc trouvé dans le site d'échantillonnage Mib 5 est bien au-dessus de la concentration toxique dans le fourrage. Ce résultat est similaire à

celui trouvé en Gipuzkoa en Espagne chez *Lolium sp*, une graminée, où la concentration en Zn dépasse de loin le niveau critique (Maiz et al., 2000).

De point de vue écotoxicologique, le transfert des métaux vers les parties aériennes est une propriété non désirable puisque les métaux qui s'accumulent peuvent passer dans la chaîne alimentaire par le biais des herbivores. Ainsi chez *Vetiver grass*, la translocation des métaux vers les parties aériennes apparaît être limitée, la plante ne risque donc pas de contaminer les animaux qui la consomment à l'exception du Zn sur le site Mib 5.

Tableau 3. Concentrations des métaux lourds dans les parties aériennes de *Vetiver grass* (mg kg⁻¹)

Région	Site	Cd	Cu	Pb	Zn
Zaida	M2	0,015	2,08	0,49	6,83
	Zaida	0,06	6,9	19,6	20,78
Aouli	M3 aouli	0,016	2,53	2,7	8,09
	M3a	0,01	1,7	1,1	7,28
	M3b sed	0,01	1,8	0,8	6,81
	M3b sol	0,06	2,3	8,23	25,5
Mibladen	Mib 1	0,043	3,4	18,48	11,37
	Mib 2	0,12	4,83	9,8	24,27
	Mib 4	0,24	1,72	23,65	36,17
	Mib 5	0,56	2,64	55,75*	157,94*

* Les valeurs comprises dans la gamme des concentrations critiques pour les plantes (Kabata-Pendias et Pendias, 1992).



- a -



- b -

Photo 2. Croissance de Vetiver grass sur les différents substrats

- a - Au moment de l'implantation

- b - Après croissance

III-3-3-Concentrations en métaux lourds dans les sols rhizosphériques

Les teneurs en métaux lourds dans les différents sols rhizosphériques sont données dans le tableau 4.

Nous constatons que généralement, il y a une diminution de la concentration en zinc dans le sol rhizosphérique par rapport au sol normal avant culture. Cette diminution est expliquée par le prélèvement du zinc par la plante. Ceci est bien visible dans la région de Zaida où la teneur en Zn dans la plante sur le substrat de Zaida est trois fois supérieure à celle du substrat du site M2. De tels résultats sont similaires à ceux trouvés par Luo et al. (2000) et qui expliquent cette diminution par le prélèvement du Zn par la plante.

Pour le plomb, sa concentration augmente dans le sol rhizosphérique par rapport au sol non rhizosphérique sur la plupart des substrats. Cette augmentation pourrait être expliquée par une immobilisation de ce métal au niveau de la rhizosphère. Ce résultat a été également trouvé chez une espèce de Poaceae, *Phragmites australis* qui est expliquée selon St-Cyr et Crowder (1990) par une immobilisation de ce métal par co-précipitation au niveau de la rhizosphère.

Ainsi, pour les quatre métaux, on note généralement une diminution des teneurs en métaux lourds dans les sols rhizosphériques comparés aux sols non rhizosphériques. Ceci pourrait être attribué à une détoxification du métal (Kabata-Pendias & Pendias, 1992).

Cependant, l'analyse statistique a montré que comme dans le cas des autres plantes, ces augmentations ou diminutions ne sont pas significatives.

Tableau 4. Concentrations en métaux lourds dans le sol rhizosphérique de Vetiver grass (mg kg⁻¹)

Région	Site	Sol	Cd	Cu	Pb	Zn	
Zaida	M2	SAC*	2	38	51	236	
		SR**	0,2	15	143	54	
	Zaida	SAC	0,2	56	3061	113	
		SR	0,5	44	6762	69	
Aouli	M3 aouli	SAC	0,3	18	859	234	
		SR	0,5	14	875	186	
	M3a	SAC	0,69	258	293	372	
		SR	0,2	20,5	555	84	
	M3b sed	SAC	8	101	601	2090	
		SR	0,6	21	263	741	
	M3b sol	SAC	34	50	827	10740	
		SR	0,2	29	594	321	
	Mibladen	Mib 1	SAC	28	1899	73936	1459
			SR	5,08	409	47212	1816
Mib 2		SAC	21	444	52749	8258	
		SR	24,54	382	44208	8684	
Mib 4		SAC	1046	482	29580	300055	
		SR	1187	425	39764	209364	
Mib 5		SAC	863	334	3031	409741	
		SR	1053	316	4536	274996	

* SAC : sol avant culture

** SR : sol rhizosphérique

Ainsi, les résultats de cette expérience ont montré que Vetiver grass a une bonne capacité de s'installer et de se développer sur des substrats contaminés par du Cd, Cu, Pb et Zn (Tableau 1).

Il a été montré que la technologie de Vetiver Grass est simple, pratique et peu coûteuse et elle est probable qu'elle va devenir un des modèles des systèmes biologiques pour la conservation des sols et de l'eau, pour la stabilisation des pentes et pour la réhabilitation durant le 21^e siècle (Grimshaw, 1997 ; Xu, 1997). D'un autre côté, Grimshaw (1993) a montré que la technologie de Vetiver grass est simplement l'établissement d'une barrière étroite de la graminée sous forme de haie d'un côté à l'autre d'une pente. Une fois

appliquée correctement, la technologie est pertinente sur des pentes allant de 1 % à plus de 100 %. Une haie bien établie de Vetiver grass ralentira l'écoulement des précipitations en l'étalant uniformément et piègera les sédiments pour créer des terrasses naturelles. En outre, Vetiver qui se propage d'une manière végétative, est une plante non envahissante et par conséquent elle est fortement recommandée. En Zambie, les haies de la graminée sont restées intactes plus de 60 ans (Grimshaw, 1993). De plus, plusieurs travaux ont montré que Vetiver grass ne réduit pas le rendement des récoltes adjacentes (Bharad, 1993 ; Yoon, 1993). Les expériences en Colombie indiquent qu'aucune perte de rendement de Manioc (Euphorbiaceae) poussant auprès d'une bordure de haies de Vetiver n'a été constatée tandis qu'il y a eu une réduction de 33 % dans le rendement auprès des haies d'une autre graminée, Pennisetum purpureum (Laing et Ruppenthal, 1991).

Dans plusieurs pays, la technologie de Vetiver grass a été utilisée d'une manière très efficace pour la protection environnementale ; elle a été d'une grande ampleur dans la péninsule Ibérique (Truong, 1999). Selon cet auteur, sous le climat méditerranéen, le succès dépend entièrement de la phase d'établissement.

Par ailleurs, la plante a été utilisée dans le contrôle de l'érosion et de lessivage dans un ancien site de remblai près de la Brisbane en Australie (Truong, 1999). De plus, la recherche et les applications sur le terrain en Queensland (Australie) ont montré que Vetiver grass est convenable pour la réhabilitation des régions contaminées (Truong et Baker, 1997).

Dans d'autres pays, comme les Philippines et la Thaïlande, des expériences ont démontré que Vetiver peut survivre dans un milieu extrêmement hostile comme les déchets industriels ou miniers. Dans ces pays, les rangées de Vetiver sont plantées pour délimiter les lieux de dépôts de ces déchets pour protéger les terrains avoisinants. En Chine, il y a un développement considérable de la technologie de Vetiver grass, la plante a été introduite dans la plupart des provinces côtières et au sud de la Chine (Chen et al., 2000). En Afrique du sud, Vetiver contribue à la réhabilitation des rejets acides des mines d'or et des rejets des mines de diamant extrêmement sodique et ceci sous des conditions très dures à savoir les faibles précipitations et les variations de température de moins de zéro à 75°C (Truong, 1997).

Les travaux de Chen et al. (2000) ont présenté les résultats d'une phytoremédiation par Vetiver du sol contaminé par du cadmium, cuivre, plomb et zinc. Les plantes qui hyperaccumulent les métaux lourds sont une option très intéressante en phytoremédiation, si la faible biomasse peut être augmentée. La suggestion qui dérive de l'étude de Chen et al. (2000) : la possibilité de transférer les gènes hyperaccumulateurs à Vetiver qui a une

biomasse très élevée. Ceci créera une nouvelle variété de plante avec une combinaison de gènes qui conduira à un progrès révolutionnaire dans la technologie de phytoremédiation.

III-4- SYSTEME RACINAIRE

Une plante est considérée comme un bon candidat pour la phytoremédiation si en plus de son pouvoir de décontamination, elle possède un bon potentiel de stabilisation du sol. Ce dernier est fonction du développement et de l'architecture du système racinaire.

Chez Vetiver grass, le système racinaire est massif, robuste et fibreux sur les différents substrats étudiés (Photo 3). En outre, il est vertical et non envahissant. Il est souvent massif et peut atteindre une profondeur de 3 mètres. Vietmeyer (1993) a montré qu'il peut créer une barrière majeure dans le sol en profondeur.

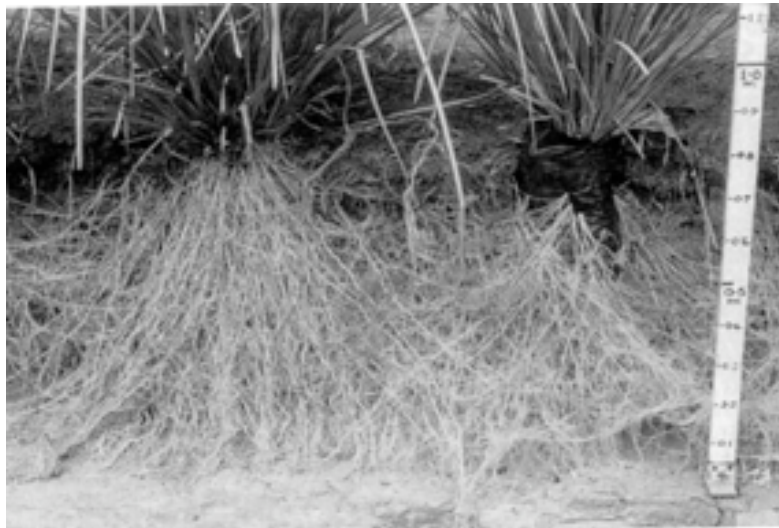


Photo 3. Architecture racinaire de Vetiver grass

IV- IMPLICATIONS DE L'ESPECE ETUDIEE EN PHYTOREMEDIATION

Une décontamination des sols chargés en métaux par les méthodes biologiques est très longue (Ernst, 1995) et n'élimine que moins de 1% du métal durant un siècle (Ernst, 1988).

Il est donc plus raisonnable de contrôler les sites contaminés par les métaux lourds par leur revégétalisation. Ainsi, on aboutira à un établissement rapide du couvert végétal en semant des plantes tolérantes aux métaux. Ainsi, la dispersion des éléments métalliques par l'érosion par le vent ou par l'eau et leur percolation aux eaux souterraines peuvent être empêchées et les sols ainsi revégétalisés peuvent même parvenir à donner un aspect esthétique du paysage. Par ailleurs, Salt et al. (1995) ont montré qu'une meilleure phytostabilisation immobilisera les métaux lourds dans le sol via le prélèvement racinaire ou la précipitation.

Vetiver grass a montré une bonne capacité d'installation et de développement sur les différents substrats. Son système racinaire très développé favorise la stabilisation des couches du sol. Par conséquent, cette graminée apparaît une bonne candidate pour la phytostabilisation et pour la réhabilitation des régions contaminées par le cadmium, le cuivre, le plomb et le zinc.

En Australie, Vetiver grass a été utilisée pour la réhabilitation des régions contaminées par l'arsenic, le cadmium, le chrome, le cuivre et le nickel (Truong, 1994). Après l'échec de la réhabilitation des talus d'un vieux remblai avec la végétation locale, Vetiver s'est développée facilement avec l'application de l'azote et du phosphore au moment de la plantation. Après 12 mois, les pentes se sont stabilisées, les arbres et les arbustes indigènes ont été ensuite plantés pour compléter les travaux de réhabilitation. Dans ce cas, Vetiver grass agit en tant que plante pionnière.

La réhabilitation par Vetiver grass s'est faite également dans une mine de charbon où le substrat est salin, fortement sodique et extrêmement appauvri en N et P. Un autre cas, c'est celui des remblais des mines d'or où le résidu est acide (pH 2,2 à 3,5) et très appauvri en nutriments, la revégétation de ces terres est très difficile, ce qui entraîne une mise à nu du sol qui devient facilement érodé. Afin de résoudre une telle problématique, un apport d'engrais et un chaulage ont été appliqués. La croissance de Vetiver a alors été multipliée par un facteur de 10 (Truong et Baker, 1996).

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Antonovics J., Bradshaw A.D. & Turner R.G. 1971.** Heavy metal tolerance in plants. *Advances in Ecological Research*, 7, 1-85.
- Baker, A.J.M.; Reeves, R.D. & Hajar, A.S.M. 1994.** Heavy metal accumulation and tolerance in British populations of the metallophyte *Thlaspi caerulescens* J. & C. Presl (Brassicaceae). *New Phytologist*, 127, 61-68.
- Barry, S.A.S. & Clark, S.C. 1978.** Problems of interpreting the relationship between the amounts of lead and zinc in plants and soil on metalliferous wastes. *New Phytologist*. 81: 773-783.
- Bennisse, R. ; Labat, M. ; ElAsli, A. ; Brhada, F. & Qatibi, A. 2004.** Rhizosphere bacterial populations of metallophyte plants in heavy metal-contaminated soils from mining areas in semiarid climate. *World Journal of Microbiology & Biotechnology*, 00: 1-7.
- Bharad, G.M. 1993.** *Vetiver News Letter*: 10 octobre 1993. Asia Technical Department, The World Bank, Washington DC.
- Bloemen, M.L.; Markert, B. & Lieth, H. 1995.** The distribution of Cd, Cu, Pb and Zn in topsoils of Osnabrück in relation to land use. *The Science of the Total Environment*, 166, 137-148.
- Bowen, H.J.M. 1979.** *Environmental Chemistry of the Elements*. Academic Press, New York, pp. 49-62.
- Chen, H.M. ; Zheng, C.R.; Tu, C. & Shen, Z.G. 2000.** Chemical methods and phytoremediation of soil contaminated with heavy metals. *Chemosphere*, 41, 229-234.
- Chlopecka, A. ; Bacon, J.R.; Wilson, M.J. & Kay, J. 1996.** Forms of cadmium, lead and zinc in contaminated soils from south west Poland. *Journal of Environmental Quality*, 25: 69-79.
- Chon, H.T.; Ahn, J.S. & Jung, M.C. 1998.** Seasonal variations and chemical forms of heavy metals in soils and dusts from the satellite cities of Seoul, Korea. *Environ. Geochem. Health*, 20: 77-86.
- Dudka, S.; Piotrowska, M.; Chlopecka, A. & Witek, T. 1995.** Trace metal contamination of soils and crop plants by the mining and smelting industry in Upper Silesia, South Poland. *Journal of Geochemical Exploration*, 5: 237-250.
- Dudka, S.; Piotrowska, M. & Terelak, H. 1996.** Transfer of cadmium, lead and zinc from industrially contaminated soil to crop plants: a field study. *Environmental Pollution*, 94 : 181-188.
- Emberger, A. 1965.** Colloque sur les gîtes stratiformes (Notes & M. Serv. Géol. Maroc, N° 181). Introduction à l'étude des minéralisations plombifères de la Haute Moulouya, pp 167-174.
- Ernst, W.H.O. 1988.** Decontamination of mine sites by plants: an analysis of the efficiency. In *Environmental Contamination 3rd Int. Conf. Venice* (ed. A.A.Orio.), pp. 305-310. CEP Consultants, Edinburgh.

- Ernst, W.H.O. 1995.** Sampling of plant material for chemical analysis. *Sci. Tot. Environ.* 176: 15-24.
- Ernst, W.H.O. & Nelissen, H.J.M. 2000.** Life-phase of a zinc- and cadmium-resistant ecotype of *Silene vulgaris* in risk assessment of polymetallic mine soils. *Environmental Pollution* 107: 329-338.
- Felenc, R. & Lenoble, J.P. 1965.** Le gite de plomb de Mibladen. Notes et Mémoires. Service géologique. Maroc, N°181.
- Fuge, R.; Pearce, F.M.; Pearce, N.J.G. & Perkins, W.T. 1993.** Geochemistry of Cd in the secondary environment near abandoned metalliferous mines. Wales. *Appl. Geochem. Spec.* Iss. 2: 29-35.
- Gartside, D.W. & McNeilly, T.B. 1974.** The potential for evolution of heavy metal tolerance in plants. II: Copper tolerance in normal populations of different plant species. *Heredity*, 32: 335-348.
- Grimshaw, R.G. 1993.** Soil and moisture conservation in Central America, Vetiver Grass Technology, Observations from visits to Panama, Costa Rica, Nicaragua, El Salvador, Honduras, and Guatemala. July 4-16 (1993). Asia Technical Department, The World Bank, Washington DC.
- Grimshaw, R.G. 1997.** Vetiver grass technology and its application in China. *Vetiver Newsletter*, 1: 4-6.
- Holm, P.E. ; Andersen, B.B.H. & Christensen, T.H. 1996.** Cadmium solubility in aerobic soils. *Soil Science Society of America Journal*, 60: 775-780.
- Jung, M.C. 1995.** Environmental contamination of heavy metals in soils, plants, waters and sediments in the vicinity of metalliferous mine in Korea. Unpubl. PhD thesis, Univ, London, pp. 189-317.
- Jung, M.C. & Thornton, I. 1996.** Heavy metal contamination of soils and plants in the vicinity of a lead-zinc mine Korea. *Appl. Geochem.* 11: 53-59.
- Jung, M.C. 2001.** Heavy metal contamination of soils and waters in and around the Imcheon Au-Ag mine, Korea. *Applied Geochemistry*, 16: 1369-1375.
- Kabata-Pendias, A. & Pendias, H. 1984.** Trace elements in soils and plants. CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Kabata-Pendias, A. & Pendias, H. 1992.** Trace elements in soils and plants, 2nd Edition. CRC press, Boca Raton, FL, 365 p.
- Kloke, A. 1979.** Content of arsenic, cadmium, chromium, fluorine, lead, mercury and nickel in plants grown on contaminated soil. Paper presented at United Nations-ECE Symp.
- Laing, D.R. & Ruppenthal, M. 1991.** *Vetiver News Letter* : 8, June 1992, Asia Technical Department, The World Bank, Washington DC.

- Lauzac, F. 1970.** Le gisement de plomb de Zeïda (Maroc central) : Paléogéographie et contrôles structuraux. Extrait de la chronique des Mines et de la Recherche Minière. N°391.
- Lee, C.G. ; Chon, H.T. & Jung, M.C. 2001.** Heavy metal contamination in the vicinity of the Daduk Au-Ag-Pb-Zn mine in Korea. *Appl. Geochem.* 16: 1377-1386.
- Li, X. & Thornton, I. 1993.** Multi-element contamination of soils and plants in old mining areas, U.K. *Applied Geochemistry*, 2: 51-56.
- Lindsay, W.L. 1979.** *Chemical Equilibria in Soils.* Wiley Interscience, Wiley, New York.
- Lloyd-Thomas, D.H. 1995. Heavy metal hyperaccumulation by *Thlaspi caerulescens* J & C Presl. PhD thesis, University of Sheffield, UK.
- Luo, Y.M.; Christie, P. & Baker, A.J.M. 2000.** Soil solution Zn and pH dynamics in non-rhizosphere soil and in the rhizosphere of *Thlaspi caerulescens* grown in a Zn/Cd-contaminated soil. *Chemosphere*, 41: 161-164.
- Ma, L.Q. & Rao, G.N. 1997.** Chemical fractionation of cadmium, copper, nickel, and zinc in contaminated soils. *Journal of Environmental Quality*, 26: 259-264.
- Maiz, I.; Arambarri, R.; Garcia, E. & Millan, E. 2000.** Evaluation of heavy metal availability in polluted soils by two sequential extraction procedures using factor analysis. *Environmental Pollution*, 110 : 3-9.
- Marples, A.E. 1979.** The occurrence and behaviour of cadmium in soils and its uptake by pasture grasses in industrially contaminated and naturally metal-rich environments. Ph.D. thesis. University of London.
- Matthews, H. 1982.** The distribution of cadmium and associated elements in the soil-plant system at sites in Britain contaminated by mining, smelting and metal-rich bedrock. Ph.D. thesis. University of London.
- Matthews, H.J. & Thornton, A.K. 1982.** Seasons and species variation in the content of cadmium and associated metals in pasture at Shipham. *Plant Soil*, 66: 191-193.
- Mc Bride, M.B. 1994.** *Environmental Chemistry of Soils.* Oxford University Press, New York, NY.
- Moreno, J.L.; Garcia, C.; Hernandez, T. & Pascual, J.A. 1996.** Transference of heavy metals from a calcareous soil amended with sewage-sludge compost to Barley plants. *Bioresource Technology*, 55: 251-258.
- Nimick, D.A. & Moor, J. M. 1991.** Prediction of water-soluble metal concentrations in fluvially deposited tailings sediments, Upper Clark Fork Valley, Montana, USA. *Applied Geochem.* 6: 635-646.
- Peters, R.W. & Shem, L. 1992.** Use of chelating agents for remediation of heavy metal contaminated soil. In: Vande-grift, G.F., Reed, D.T., Tasker, I.R. (Eds.), *Environmental Remediation Removing Organic and Metal Ion Pollutants*, pp. 70-84.

- Pichtel, J.; Kuroiwa, K. & Sawyerr, H.T. 2000.** Distribution of Pb, Cd and Ba in soils and plants of two contaminated sites. *Environmental Pollution*, 110: 171-178.
- Pinthong, J.; Impithuksa, S. & Ramlee, A. 1998.** The capability of vetiver hedgerows in decontamination of agrochemical residues: a case study on the production of cabbage at Nong Hoi Development Center. In: *Proceedings of the First International Conference on Vetiver*. Chiang Rai, Thailand, pp. 91-98.
- Raskin, I.; Kumar, N.P.B.A.; Dushenkov, S. & Salt, D.E. 1994.** Bioconcentration of heavy metal by plants. *Current Opinion in Biotechnology*, 5: 285-290.
- Salt, D.E. ; Blaylock, M. ; 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.
- Salt, D.E.; Smith, R.D. & Raskin, I. 1998.** Phytoremediation. *Annual Review of Plant Physiology and Molecular Biology*, 49: 643-668.
- St-Cyr, L. & Crowder, A.A. 1990.** Manganese and copper in the root plaque of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. Ex Steudel. *Soil Science*, 149: 191-198.
- Thomas, J.F.A. 1980.** Shipham Survey Comitee. Soil Contamination at Shipham-Report on Studies Completed in the Village and Advice to Residents. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, London.
- Truong, P. 1994.** Vetiver grass, its potential in the stabilisation and rehabilitation of degraded and saline lands. Ed.V.R. Squire and A.T.Ayoub: *Halophytes a resource for livestock and for rehabilitation of degraded land* Kluwer Academics Publisher, Netherlands., 293-296.
- Truong, P. & Baker, D. 1996.** Vetiver grass for the stabilisation and rehabilitation of acid sulfate soils. *Proceedings, Second National Conference on Acid Sulfate Soils, Coffs Harbour, Australia*, pp. 1968.
- Truong, P. & Claridge, J. 1996.** Effects of heavy metal toxicities on Vetiver growth. *Proc. First Int. Vetiver Conf. Thailand* (in press).
- Truong, P.; Gordon, I. & Baker, D. 1996.** Tolerance of Vetiver grass to some adverse soil conditions. *Proc. First Int. Vetiver Conf., Thailand* (in press).
- Truong, P. 1997.** An Overview of Research, Development and Application of the Vetiver Grass System (VGS) Overseas and in Queensland. *The Vetiver Workshop, Queensland, Australia*.
- Truong, P. & Baker, D. 1998.** Vetiver grass system for environmental protection. *Pacific Rim Vetiver Network: Technical Bulletin N° 1, 1998/1, Bangkok, Thailand*.
- Truong, P. 1999.** A tool Against Environmental Degradation and Desertification in Iberia. *Vetiver Grass Technologie*. Turner, 1969

- Vietmeyer, N.D. 1993.** Vetiver grass. A thin green line against erosion. Board on Science and Technology for International Development. National Research council. National Academy Press. Washington, D.C. 171 pp.
- Wenzel, W.W. & Jockwer, F. 1999.** Accumulation of heavy metals in plants grown on mineralised soils of the Austrian Alps. *Environmental Pollution*, 104: 145-155.
- Wierzbicka, M. & Panufnik, D. 1998.** The adaptation of *Silene vulgaris* to growth on a calamine waste heap (S. Poland). *Environmental Pollution*, 101: 415-426.
- Xu, L., 1997.** Recent development of vetiver technology in China Vetiver Network (CVN). *Vetiver Newsletter* 1, 8-12.
- Ye, Z.H.; Baker, A.J.M.; Wong, M.H. & Willis, A.J. 1997.** Zinc, lead and cadmium tolerance, uptake and accumulation by *Typha latifolia*. *New Phytologist*, 136: 469-480.
- Yoon, P.K. 1993.** A look see at Vetiver in Malaysia: A second Progress Report. *Vetiver News Letter*: 10 octobre 1993. Asia Technical Department, The World Bank, Washington DC.
- Zheng, C.R. ; Tu, C. & Chen, H.M. 1998.** Preliminary experiment on purification of eutrophic water with vetiver. In: *Vetiver Research and Development*. Agriculture Sci. and Tech. Press, China, pp. 81-84.