

I. *Atriplex nummularia*

1.1. Origine de l'espèce

Atriplex nummularia Lindl. est un arbuste vivace, appartenant à la famille des Amaranthacées, et originaire d'Australie. Il est rencontré dans toutes les zones arides et semi-arides du monde (Franclét et Le Houérou, 1971) et qui a été introduit en Afrique du Nord vers la fin du 19^{ème} siècle. Cette espèce a été souvent utilisée particulièrement à des fins ornementales et pastorales (Le Houérou, 1992) (**Figure 1**) et pour la protection du sol contre l'érosion (Ezzahiri et al., 1986).

Selon Par-Smith (1982), elle est l'espèce la plus largement répandue du genre *Atriplex* et elle est subdivisée en trois sous-espèces:

- subsp. *nummularia*;
- subsp. *omissa* Par-Smith;
- subsp. *spathulata* Par-Smith.



Figure 1. Aspect général d'un arbuste d'*A. nummularia*.

1.2. Description

A. nummularia est un arbuste érigé, ascendant, plus au moins rameux, de 1 à 3 m de haut, plante dioïque se propageant souvent par marcottage (Franclet et Le Houérou, 1971).

Cette espèce est caractérisée par un système racinaire bien développée composée d'une racine principale pivotante et des racines latérales horizontales (Van der Baan, 2008). Ses racines peuvent s'enfoncer dans le sol à plus de 3m et s'étendre jusqu'à 10m (Jones, 1970).

Les feuilles sont alternes, de 2.5 à 5 cm de longueur sur 2 à 5 cm de largeur (**Figure 2**), de couleur gris verdâtre pétiolées, à poils vésiculeux blanchâtres et trinervées (Benabid, 2000).

Les individus femelles sont plus feuillus que les mâles et perdent leurs feuilles plus tardivement (Saadani, 1988).

En effet, les feuilles de la plante sont couvertes par des cuticules épaisses jouant un rôle très important dans la réduction de l'eau par transpiration. En plus, et en raison de son système racinaire ramifié et profond, la plante peut exploiter de l'eau du sol à des niveaux parfois très profonds (Ezzahiri et al., 1986).

Selon Van der Baan (2008), les fleurs mâles et femelles sont portées sur des plantes différentes, mais se trouvent parfois sur la même plante.

Inflorescences mâles en épis aphyllés, groupées en panicules terminales. Inflorescence femelles en grappes feuillées. Valve fructifère presque libre, arrondie, épaisse et indurée à la base (Franclet et Le Houérou, 1971).

1.3. Systématique de l'espèce

D'après Chadefaud et Emberger (1960), *A. nummularia* appartient au :

Règne : Végétal

Sous-règne : Phanérogames

Embranchement : Spermaphytes

Sous-embranchement : Angiospermes

Classe : Dicotylédones

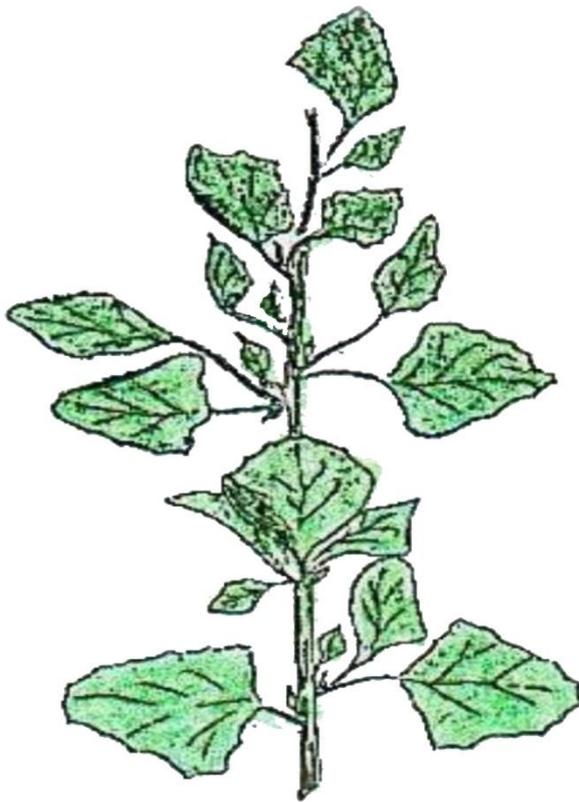
Famille : Amaranthaceae (Ex : Chenopodiaceae)

Genre : *Atriplex*

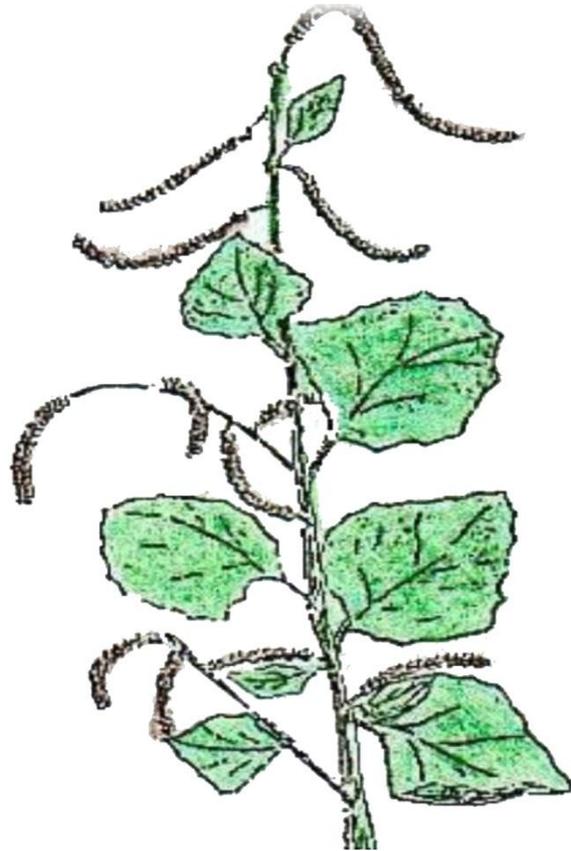
Espèce : *Atriplex nummularia* Lindl.

Nom commun: Old man saltbush, Arroche nummulaire.

Nom arabe : G'taf.



Plante femelle



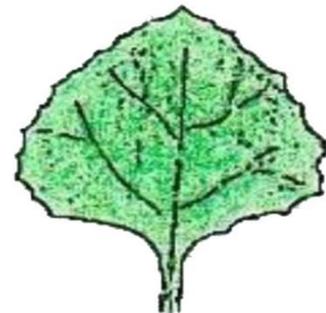
Plante mâle



Fruit (4-7 x 3-8mm)



Feuille (1.5-3 x 2.5-3cm)



Feuille (2.5-5 x 2-5 cm)

Figure 2. Schématisation des différentes parties d'*A. nummularia* (Mâalem, 2002)

1.4. Ecologie

La croissance végétative d'*A. nummularia* est forte au printemps et ralentie en été, la chute des feuilles a lieu en Août-Septembre (Le Houérou, 2002).

A.nummularia est particulièrement adaptée aux sols profonds limoneux à limono-argileux de salure faible à modérée sous des pluviosités variant de 150mm à 200mm (El Aich, 1987). En outre il a été observé que cet arbuste a pu survivre sur des sols qui n'ont reçu que 50 mm de pluies seulement. Cette aptitude de persistance dans des conditions de sécheresse, réside dans le fait que la plante possède des caractéristiques morphologiques et physiologiques capables de tolérer des conditions d'aridité extrêmes (Ezzahiri et al., 1986).

Elle supporte la submersion pendant de longues périodes; en Afrique du Nord, on a observé qu'elle peut survivre à des périodes d'inondation supérieures à trois mois (Mulas et Mulas, 2004). Elle évite les sables grossiers et les sols squelettiques. Sous des pluviosités < à 150 mm un appoint d'eau est nécessaire soit par la présence d'une nappe phréatique à moins de 10 m de profondeur ou par irrigation (Le Houérou, 2002).

El Aich (1987), a signalé qu'*A. nummularia* résiste bien à des températures de -10 C et peut tolérer les fortes gelées.

La repousse après le broutage est rapide et très abondante grâce à la forte production des bourgeons épicorniques. La limite la plus consistante dans l'utilisation de l'espèce est sa faible résistance au surbroutage (Mulas et Mulas, 2004).

Après une défoliation totale, il faut à la plante 8 à 10 mois de repos, avant qu'elle ne se reprenne. D'un autre côté, si on ne l'utilise pas pour le pâturage, cette espèce peut vivre au maximum 12 à 15 ans. Des coupes de rajeunissement à environ 20-40 cm tous les 5 ans sont nécessaires (Mulas et Mulas, 2004).

1.5. Propagation

1.5.1. Par semis en pépinière

La technique de mise en place la plus utilisée est la transplantation à partir de plants obtenus en pépinière (Van der Baan, 2008). La semence doit être trempée dans l'eau pendant deux à trois jours avant le semis, afin de lessiver le sel qui réside dans l'enveloppe de la graine. La température optimale pour la germination est de 15 à 20 ° C et la graine ne doit pas être plantée plus de 5 mm de profondeur. Semer en Août ou Septembre et garder le sol humide. Lorsque les plantes atteignent la hauteur de 15 à 20 cm, elles peuvent être transplantées (Van der Baan, 2008). Il est déconseillé d'effectuer cette transplantation par temps froid (reprise lente), par contre il est conseillé de multiplier les arrosages en périodes ventées. Les transplantations seront effectuées de préférence à l'automne (plants issus d'un semis de printemps) ou au printemps (plants issus d'un semis d'octobre). La transplantation de

jeunes plants à racines nues est possible en prenant bien soin de disposer convenablement les racines, quand la transplantation s'effectue à partir de plants plus âgés, il convient alors de les rabattre afin de limiter le feuillage (Francllet et Le Houérou, 1971).

Les plants peuvent être placés sans arrosage si le terrain est bien humidifié jusqu'à 50 cm de profondeur au moins. Un bon tassement du sol autour des mottes et des racines est indispensable à la reprise. On aura recours à l'irrigation si le terrain est sec, surtout pour les plants à racines nues. La densité de plantation est très variable, dans la littérature on trouve de 625 à 10000 pieds/ha avec cependant des chiffres moyens de 1000 à 2500 pieds/ha (Mulas et Mulas, 2004).

1.5.2. Par bouturage

A. nummularia peut être également propagée à partir de boutures en particulier au printemps par opposition à l'été (Malan et Rethman, 1997). Les jeunes tiges devraient avoir une longueur plus de 25cm et être plantées dans un sol sablonneux. Il faut garder les boutures humides et après six semaines, les racines se développeront et peuvent être transplantées après quatre autres semaines (Van der Baan, 2008). Le même auteur recommande que les plantes d'*A. nummularia* ne devraient pas être pâturées dans la première saison de leur transplantation. Après cela, elles pourraient être pâturées pour encourager le développement d'une forme buissonnante.

1.6. Production

A. nummularia est réputé très productif. Sur de bons sols et sous des pluviosités moyennes annuelles comprises entre 200 et 400 mm, la production atteint 2000 à 5000 kg de MS/ha/an dont 50% consommable. Son utilisation à l'irrigation même avec des eaux relativement chargées a donné des rendements > à 5000 kg MS/ha/an (Le Houérou, 1986).

D'après Francllet et Le Houérou (1971), *A. nummularia* peut dès la première année produire 3700 kg/ha de MS verte sur des sols lourds et sous un bioclimat aride supérieur à hivers tempérés. Cette production peut atteindre 5800 kg en 2^{ème} année.

1.7. Valeur nutritionnelle

Les nombreuses recherches réalisées ont démontré la grande valeur nutritionnelle du fourrage d'*A. nummularia*, surtout caractérisée par un contenu protéique comparable à celui du foin de luzerne (Mulas et Mulas, 2004).

Des essais menés en Arabie Saoudite ont montré que parmi les différentes espèces d'*Atriplex* utilisées, *A. nummularia* produit la plus grande quantité de biomasse et contient un taux important de protéines brutes (Hyder, 1981). Abou El Nasr et al. (1996), au cours d'essais effectués en Egypte, ont

obtenu des taux de protéines brutes égales à 12,7%, à 9,1% et à 11,8%, respectivement pour le fourrage, le foin et l'ensilage d'*A. nummularia*.

La composition en éléments nutritifs d'*A. nummularia* est illustrée dans le tableau suivant (Tableau1) :

Tableau 1. La composition moyenne d'*A. nummularia* sur une base de matière sèche (Van der Baan, 2008).

Eléments	% M S
Protéines brutes	22,93
Gras	3.05
Minéraux	19,77
Hydrates de carbone	40,58
Fibres	13.77

1.8. Intérêts

1.8.1. Intérêts écologiques

Nedjimi (2012), a montré que les *Atriplex* généralement et en raison de leur rusticité, palatabilité et appétibilité ainsi que leur richesse en protéines brutes, dotées d'une biomasse aérienne et racinaire assez importante, constituent un outil efficace et relativement peu coûteux dans la lutte contre l'érosion et la désertification des sols surtout en zones steppiques.

D'après Mulas et Mulas (2004), *A. nummularia* est actuellement l'espèce la plus importante pour les projets de plantation et de lutte contre la désertification dans les régions arides grâce à son bon rendement, sa grande résistance aux maladies et par sa propagation facile.

Les *Atriplex* peuvent aussi contribuer à la désalinisation des sols dans les régions arides (McKell, 1975), du fait que ce genre absorbe et accumule le sel en quantités notables contribuant ainsi à son extraction du sol (Kinet et Bajji, 1998).

1.8.2. Intérêts fourragers et économiques

Dans les régions arides et semi arides, les espèces d'*Atriplex* constituent un excellent fourrage pour le cheptel, notamment en saison de disette (Rahmoune et al., 2004), surtout *A. nummularia* que les expériences ont démontré qu'elle peut offrir une valeur nutritive adéquate et même elle conserve relativement cette valeur tout au long de l'année (Ezzahiri et al., 1986).

Il a été démontré que la technique de culture entre bandes arbustives à base d'*A. nummularia* (**Figure 3**) améliore le rendement de la culture intercalaire et offre un fourrager disponible important et mobilisable surtout en période de disette (Acherkouk et El Houmaizi, 2013). En plus, *A. nummularia* a l'avantage de servir pour les ménages ruraux comme combustible. En effet, à partir de la quatrième année de sa plantation, cet arbuste fourrager fournit du bois de feu utilisé comme source d'énergie pour la cuisson et le chauffage. Il a été démontré qu'au Maroc et dans le cadre du Projet de Développement des Parcours et de l'Élevage dans l'Oriental (PDPEO), la quantité du bois du feu récoltée par hectare tous les 3 ans est estimée à 1.5 tonnes. Cette production pourrait contribuer à la préservation et à la limitation de la surexploitation des autres espèces arbustives (Ben Hafoune, 2012). Par ailleurs, *A. nummularia* a eu un effet positif sur le taux de croissance de la laine et du poids corporel des moutons nourris dans des conditions d'engraissement contrôlées (Mulas et Mulas, 2004).

Ben Salem et al. (2004), rapportent que les *Atriplex* (*A. nummularia* et *A. halimus*), sont considérés en Afrique du Nord comme des ressources fourragères capables de subvenir aux besoins des ovins et caprins élevés dans des conditions difficiles sans recours aux aliments conventionnels, notamment les concentrés (**Figure 4**). De même les *Atriplex* sont des espèces très appréciées par les camélidés (Rahmoune et al., 2004). Cet intérêt fourrager vient du fait que son bois possède un grand pouvoir calorifique (Falasca et al, 2013).



Figure 3. Culture en bandes d'*Atriplex nummularia* avec des céréales (Mulas et Mulas, 2004).



Figure 4. Moutons broutant *A. nummularia* (Mulas et Mulas, 2004).

II. Le cadmium

2.1. Les métaux lourds

Au sens large, les métaux lourds comprennent les éléments dont le numéro atomique est supérieur à 20 et qui témoignent de propriétés métalliques (ductilité, conductivité, stabilité en tant que cations, spécificité de ligands...) (Bidar, 2007). Ils sont définis comme des éléments possédant une masse volumique supérieure à 6 g cm^{-3} (Pinto et al., 2015). L'appellation est cependant discutée car les métaux lourds sont réputés toxiques alors que certains sont des oligo-éléments (Cu, Fe, Zn) et que d'autres sont en réalité des métalloïdes (Se, As) (Migeon et al., 2011).

2.2. Identification du cadmium

Le nom du cadmium (Cd) a pour origine *cadmia* en latin et *kadmeia* en grec. Il fut découvert à partir de la calamine, en 1817 par les chimistes allemands Friedrich Stromeyer et Karl Hermann (Andujar et al., 2010 ; Tran et Popova, 2013). C'est un élément métallique présent de façon naturelle dans la croûte terrestre. Il est considéré avec trois autres métaux (l'arsenic, le plomb et le mercure) comme étant très toxiques de point de vue environnemental (Damy, 2011).

Il s'agit d'un élément relativement rare dans la croûte terrestre (0.2 mg/kg), et facilement assimilable par les végétaux (Magali, 2007).

Cet élément n'est pas essentiel au développement des organismes animaux ou végétaux. En revanche, ses propriétés physiques et chimiques, proches de celles du zinc et du calcium, lui permettent de traverser les barrières biologiques et de s'accumuler dans les tissus (Zorrig, 2011).

2.3. Propriétés

2.3.1. Propriétés physiques

Le cadmium est un métal blanc-bleuâtre, mou, très malléable, très ductile et résistant à la corrosion (Alexander et al., 2009 ; Chagra, 2010). Son point de fusion est d'environ 321°C et son point d'ébullition est d'environ 765°C . Le cadmium a également la propriété d'émettre des vapeurs bien en dessous de son point d'ébullition, et cela, même à l'état solide, se transformant rapidement dans l'air sous forme d'un oxyde métallique (Andujar et al., 2010).

Ce métal peut se sublimer à des températures relativement basses. Il ternit au contact de l'air et réagit avec les acides et les bases (Chagra, 2010).

Les chlorures, les nitrates et les sulfates de Cd se présentent sous forme de cristaux incolores à blancs, sont très solubles dans l'eau, les acides dilués et l'ammoniaque. Les chlorures et les nitrates sont également très solubles dans l'éthanol (Falcy et al., 2013).

2.3.2. Propriétés chimiques

Le Cd appartient au groupe II B de la classification périodique des éléments, il a un numéro atomique de 48 et une masse atomique de 112,4 g/mol (Zorrig, 2011). La masse volumique est d'environ 8,7 g/cm³, le classant de ce fait dans le groupe anciennement dénommé «métaux lourds» (Andujar et al, 2010).

L'état d'oxydation le plus fréquent est l'ion Cd²⁺ dans l'environnement (Alexander et al., 2009). Facilement volatile, il peut réagir avec les gaz tels que l'oxygène, le dioxyde de carbone, la vapeur d'eau, le dioxyde et trioxyde de soufre et l'acide chlorhydrique pour former des oxydes de Cd (CdO), des carbonates (CdCO₃), des hydroxydes (Cd(OH)₂), des sulfures (CdS) et des chlorures (CdCl₂) (Tran et Popova, 2013). Le Cd se trouve souvent associé dans les roches aux éléments du même groupe, comme le zinc et le mercure (Zorrig, 2011).

A température ordinaire et à sec, le Cd n'est pas attaqué par l'oxygène ; il s'oxyde lentement en présence d'humidité. Chauffé à des températures élevées, il brûle en émettant des vapeurs jaune-rougeâtre d'oxyde de cadmium qui sont toxiques et dangereuses pour la santé (Falcy et al., 2013).

2.4. Origine

Tran et Popova. (2013), ont rapporté que les processus naturels et les activités anthropiques peuvent contribuer tous les deux à la contamination de l'environnement par le Cd et par conséquent la contamination de la chaîne alimentaire.

2.4.1. Origine naturelle

Le Cd est présent de façon naturelle dans la croûte terrestre. Au cours des temps géologiques, cet élément a suivi un cycle qui a conduit à une distribution hétérogène de sa concentration à la surface du globe (Brignon et Malherbe, 2005).

La moyenne de Cd que renferme la croûte terrestre est de 0,1 à 0,2 mg de Cd par kg de sol sec, avec des différences importantes selon l'origine des sols. Les roches d'origine sédimentaire contenant davantage de Cd (0,3 à 11 mg/Kg) que les roches métamorphiques (0,1 à 1 mg/Kg) ou éruptives (0,1 à 0,3 mg/Kg) (Aoun, 2009).

Les processus naturels d'érosion et d'altération de la roche mère, ainsi que le transport par les fleuves et dans l'air des particules contribuent au cycle naturel du Cd (Zorrig, 2011). Le volcanisme de surface et sous-marin participe aussi à la libération du Cd dans l'environnement (Martin-Garin et Simon, 2004).

D'après Tran et Popova (2013), une très grande quantité de Cd est rejetée dans l'environnement, environ 25.000 tonnes par an. Environ la moitié de cette quantité est libérée dans les rivières par suite de l'altération des roches.

L'activité volcanique est une source conséquente de libération du Cd dans l'atmosphère. Elle a été estimée à 820 tonnes par an environ. Les feux de forêts ont également été signalés comme une source naturelle d'émission atmosphérique de Cd, avec des estimations de 1 à 70 tonnes rejetées dans l'atmosphère chaque année (Tran et Popova, 2013).

2.4.2. Origine anthropique

Les principales sources anthropiques se résument dans les points suivants :

2.4.2.1. Rejets industriels

Les retombées atmosphériques provenant de l'activité industrielle et du trafic urbain contribuent à la pollution des sols et des eaux de surface et souterraines. Ces retombées représentent une source principale de contamination par le Cd dans les zones urbaines (He et al., 2005).

Le Cd est présent dans presque tous les minerais de zinc et il est obtenu industriellement comme sous-produit de la métallurgie du zinc ; la production d'une tonne de zinc s'accompagne obligatoirement à une production de 3 à 4 Kg de Cd (Juste et al., 1995).

Les autres principales sources sont le cadmiage des métaux (fer, acier et cuivre), les alliages avec l'acier (fabrication des roulements à billes), la fabrication des accumulateurs électriques au cadmium /nickel, l'industrie atomique par captage de l'excès de neutrons, la fabrication des pigments pour peintures, l'industrie des matières plastiques comme stabilisant (Sanita di Toppi et Gabrielli, 1999).

2.4.2.2. Les pratiques agricoles

a. Les pesticides et les fongicides

Les produits chimiques utilisés en agriculture, tel que les fongicides, les insecticides, les herbicides peuvent contenir plusieurs métaux toxiques comme Cu, Cd, Zn et Pb et peuvent donc contribuer à la contamination des terres agricoles (He et al., 2005).

Néanmoins, durant ces dernières années, conscients du risque avéré de ces produits chimiques, plusieurs gouvernements ont émis des réglementations limitant la présence de métaux lourds dans ces produits (Zorrig, 2011).

b. Les matières fertilisantes

L'enrichissement des sols en engrais minéraux (à cause des impuretés qu'ils renferment), essentiellement les phosphates, constitue une autre source de pollution des sols agricoles. En effet, les teneurs en Cd^{2+} des engrais phosphatés sont dans la plupart des cas supérieures aux normes. Certains engrais phosphatés contiennent plus de 50 mg de Cd / Kg (Mortvedt et Beaton, 1995 ; Aoun, 2009).

c. L'irrigation par les eaux usées

Les eaux usées, domestiques et industrielles, contiennent souvent du Cd à des concentrations plus élevées que les eaux normales. L'utilisation répétée d'eaux usées en agriculture peut donc contribuer à l'accumulation de ce métal dans les sols (He et al., 2005).

d. Épandage de boues, composts et autres produits

Ces produits proviennent de boues résiduaires urbaines, de composts d'origine résiduaire et de déchets d'industries. Ils sont valorisés par épandage pour leurs rôles fertilisants ou d'amendement. Ce type d'épandage reste faible mais les teneurs en éléments traces métalliques (ETM), et notamment en Cd, sont relativement élevées (Deportes, 2007).

Outre leur richesse en matière organique pouvant constituer un apport intéressant en éléments essentiels (N, P et K) pour les sols, les boues d'épuration et les composts des déchets urbains et industriels renferment du Cd à des niveaux parfois élevés. L'utilisation de ces engrais insuffisamment purs en agriculture est une des causes de la pollution des sols par le Cd (McBride, 2004).

2.5. Facteurs influençant la biodisponibilité du cadmium dans le sol

La biodisponibilité d'un métal signifie son accessibilité pour les organismes vivants. Plusieurs paramètres physico-chimiques comme la forme du Cd dans le sol, le pH du sol ainsi que la richesse du sol en colloïdes organiques ou minéraux peuvent jouer un rôle important dans la biodisponibilité du Cd dans la solution du sol et donc dans sa biodisponibilité pour les organismes vivants (Zorrig, 2011 ; Bidar, 2007).

2.5.1. Le pH

Le pH du sol est un facteur prépondérant dans le comportement des métaux car il contrôle la totalité des processus de précipitation, d'adsorption et de complexation des métaux. Pour de nombreux auteurs, le pH est l'une des plus importantes caractéristiques car il influence non seulement la chimie des métaux mais aussi, leurs interactions avec les phases solides du sol (Weng et al., 2005).

Plusieurs études ont identifié que la mobilité du Cd dans le sol est en relation avec l'acidité du sol. L'abaissement du pH favorise sa mobilité. Ainsi, l'adsorption du Cd par le sol peut être multipliée par 3 lorsque le pH augmente d'une unité (Brignon et Malherbe, 2005).

Pour Bidar (2007), l'influence du pH sur le comportement des métaux dans le sol n'est pas aussi simple, car d'autres constituants du sol, tels que la teneur en matière organique, en carbonate, en phosphate, peuvent modifier sensiblement le pH du sol.

2.5.2. La température du sol

La température du sol dépend en premier lieu de la météorologie, et donc du climat, mais elle est également liée à l'activité biologique et influence rétroactivement la formation de complexes avec des ligands inorganiques en modifiant l'activité de l'élément en solution (Deneux-Mustin et al., 2003). Haghiri (1974) montre que l'augmentation de la température favorise le prélèvement du Cd par les plantes.

2.5.3. La texture de sol

Le transfert du Cd peut être plus ou moins rapide en fonction de la perméabilité du sol. La macroporosité ou les fissures vont engendrer un transfert rapide du polluant vers les nappes. Le transfert latéral va s'effectuer dès que l'infiltration de l'eau est insuffisante et se réalisera par le ruissellement sur le sol. Ces transferts jouent un rôle primordial dans la pollution des eaux souterraines et superficielles (Robert, 1996).

2.5.4. La matière organique

Les sols ont un rôle très important dans l'atténuation du Cd car ils possèdent les composantes minérales et organiques qui interviennent dans la rétention des métaux. De nombreuses études ont démontré que les minéraux argileux et la matière organique contribuent à l'immobilisation du Cd dans les sols. Toutefois, il s'est également avéré que la présence de concentration élevée de matières organiques dissoutes dans les produits de lixiviation du sol pouvait augmenter la mobilité du Cd et donc représenter un risque pour la qualité de l'eau des nappes phréatiques (Zorrig et al., 2010).

2.5.5. Les micro-organismes

Les micro-organismes peuvent également jouer sur la mobilité du Cd dans les sols. Ainsi, les substances organiques produites par certains micro-organismes peuvent agir comme « chélates » et immobiliser le Cd (Aoun, 2009).

Les microorganismes, associés ou non aux racines des plantes, peuvent aussi influencer le comportement des métaux au voisinage des racines. En effet, un grand nombre de microorganismes sont présents dans les horizons superficiels et dans la rhizosphère. Ces microorganismes mettent en œuvre divers mécanismes (nutrition, besoin énergétique, respiration/fermentation, tolérance aux métaux...) qui interviennent sur la solubilisation et l'insolubilisation des éléments dans les sols en modifiant directement leur statut (soluble/insoluble, oxydé/réduit) (Deneux-Mustin et al., 2003).

2.6. Action du cadmium sur les plantes

Chez les plantes, le Cd n'a aucune fonction biologique connue (Pokorny et al., 2004), et il est toxique à de faibles concentrations (De la Rosa et al., 2004). Les symptômes que présente une plante cultivée en présence de Cd sont l'inhibition de la croissance, la diminution de sa biomasse, la chlorose, la nécrose, la perturbation du statut hydrique (Ben Hassine et Bouzid, 2008), la déficience en phosphore et en azote, l'accélération de la sénescence, l'apparition du retard dans le développement des jeunes pousses et des perturbations de la photosynthèse (Clemens, 2006).

2.6.1. Sur la croissance et le développement

La réduction de croissance est une des réponses les plus fréquentes et la première observable lorsque des plantes sont soumises à un stress métallique (Adriano, 2001). Ce sont les organes qui sont directement en contact avec les substances toxiques, par conséquent (les racines des plantes), qui présentent rapidement des modifications détectables de leurs paramètres de croissance (Baker et Walker, 1989).

L'effet toxique du Cd sur la croissance de la plante se manifeste par une réduction du développement de différentes parties des plantes (Aoun, 2009), affectant ainsi la production de la biomasse (Zorrig et al., 2010). Selon Arduini et al. (1994), La réduction de croissance peut résulter d'une inhibition de la division cellulaire, d'une diminution de l'élongation cellulaire ou de ces deux processus simultanés.

Rascio et al. (2008) ont rapporté que le traitement de plants de riz avec le Cd a conduit à l'inhibition de la croissance des racines et des altérations de leur morphogénèse. Chez les plants de pois, le stress en Cd a causé des troubles à l'allongement des racines et au processus mitotique et également des aberrations chromosomiques des bouts de racine (Fusconi et al., 2007).

2.6.2. Sur la photosynthèse

Le Cd affecte sérieusement l'appareil photosynthétique (Clemens, 2006), la diminution de la capacité photosynthétique par le Cd peut être due essentiellement à une désorganisation structurale des chloroplastes (Djebali et al., 2005 ; Rascio et al., 2008).

La diminution de l'activité photosynthétique en présence de Cd pourrait être aussi due à une diminution de la teneur des parties aériennes en autres pigments comme le β -carotène ou les xanthophylles (Larbi et al., 2002).

L'exposition à long terme au Cd produit au niveau des feuilles, l'apparition du phénomène de chlorose due à une diminution de la teneur en chlorophylle (Cosio et al., 2005 ; Liu et al., 2010).

2.6.3. Sur la nutrition minérale

Les effets néfastes du Cd pourraient aussi être liés à une altération de l'absorption et de la distribution des éléments minéraux indispensables pour le fonctionnement de la plante. En effet, la présence du Cd dans le milieu provoque des perturbations d'assimilation de certains éléments minéraux par la plante (Benavides et al., 2005).

Le Cd peut altérer l'absorption de minéraux par son action sur la disponibilité des minéraux dans le sol (soit par substitution, soit par compétition au niveau des sites d'absorption membranaire) ou par une réduction de la population de microbes au niveau de la rhizosphère (Moreno et al., 1999).

Des perturbations de la nutrition minérale en présence de Cd ont été rapportées dans plusieurs études. Par exemple, Il a été démontré que le Cd intervient dans l'absorption, le transport et l'utilisation de plusieurs éléments comme le Ca, Mg, P et K et de l'eau par les plantes (Das et al., 1997). Egalement, le traitement avec le Cd a induit une carence en Fe chez la betterave à sucre (Chang et al., 2003). Chez des plants de pois, l'absorption de P, K, S, Ca, Zn, Mn, et B a été fortement inhibée après exposition au Cd (Metwally et al., 2005). De plus, le traitement des plants d'orge avec 1 μ M de Cd a diminué la concentration de P, K, Ca, Mg, Cu, Fe, Mn, Zn, Mo et B dans les racines, alors que les concentrations de ces éléments dans les feuilles n'ont pas été diminués en comparaison avec le témoin (Guo et al., 2007). Une diminution de l'absorption de Ca et K par le Cd a été observé chez une espèce hyperaccumulatrice de Cd, *Atriplex halimus* subsp. *schweinfurthii* (Nedjimi et Daoud, 2009b).

Le Cd affecte également l'accumulation du Zn chez les plantes. En effet, une augmentation des teneurs en zinc chez les plantes en présence du Cd a été décrite chez différentes espèces végétales, telles que la laitue (Zorrig et al., 2010). Cette augmentation pourrait correspondre à une stratégie de protection développée par la plante. Elle pourrait être expliquée aussi par une induction directe ou indirecte de l'expression des systèmes de transport de zinc par le Cd (Zorrig et al., 2010).

2.6.4. Sur le statut hydrique

De nombreuses études ont mis en évidence une perturbation importante du statut hydrique des plantes traitées au Cd. Un excès de Cd perturbe plusieurs métabolismes physiologiques au sein de la plante tels que l'absorption d'eau, l'évapotranspiration ou encore la respiration (Wang et al., 2008). Pour Barcelo et al. (1988), la toxicité des métaux peut affecter la perméabilité de la membrane

plasmique, ce qui implique une réduction de la teneur en eau, en particulier le Cd qui intervient dans l'équilibre hydrique.

2.6.5. Stress oxydatif (Synthèse des ROS)

De nombreuses études ont montré que la présence de métaux en fortes concentrations dans les cellules végétales, engendre une augmentation de la production d'espèces réactives de l'oxygène (ROS) (Wu et al., 2003).

Les ROS sont des formes réduites de l'oxygène (O_2) qui résultent soit de l'activation de O_2 qui donne l'oxygène singulet (1O_2), soit du transfert de un, deux ou trois électrons de O_2 pour former respectivement un radical superoxyde (O_2^-), un peroxyde d'hydrogène (H_2O_2) et un radical hydroxyl (OH^-) (Mittler, 2002).

Les ROS sont de puissants agents oxydants capables d'altérer toute une série de cibles biologiques importantes, avec comme conséquence la modification des domaines fonctionnels des biomolécules : inhibition de l'activité enzymatique, perturbation du métabolisme végétal (notamment la photosynthèse et la respiration), oxydation de protéines, altération des membranes cellulaires via l'induction de phénomènes de peroxydation lipidique, altération de l'ADN, pouvant conduire à la mort cellulaire (Devi et Prasad, 2004).

Le Cd, à l'inverse des métaux de transition tels que le fer et le cuivre, ne participe pas directement à la production d'espèces réactives de l'oxygène (ROS) (Aoun, 2009), mais il génère un stress oxydatif en interférant avec le système de défense antioxydant (Benavides et al., 2005). Selon Caçoilo Corticeiro et al. (2006), les dommages que provoque le Cd sont l'augmentation de la concentration cellulaire des ROS et la réduction du pouvoir antioxydant de la cellule.

III. La phytoremédiation

3.1. Historique

L'idée d'utiliser des plantes pour extraire les métaux lourds et leurs composantes fut introduite en 1983 (Henry, 2000). C'est dans les années 1990 que le concept de la phytoremédiation émerge comme une nouvelle technologie qui utilise les plantes vertes et des microorganismes associés (bactéries, champignons) pour le nettoyage d'un environnement pollué par les métaux, les métalloïdes, les radionucléides et les xénobiotiques organiques (Aoun, 2009).

3.2. Définition de la phytoremédiation

Etymologiquement, le terme phytoremédiation est issu du grec *phyto* qui signifie plante et du latin *remedium* qui signifie corriger un méfait (Bert et Deram, 1999 ; Prasad, 2004 ; Ghosh et Singh, 2005).

La phytoremédiation est définie comme étant un groupe de technologies qui utilise les plantes (arbres, arbustes, plantes cultivables, etc.) et de leurs microorganismes associés, d'amendement du sol et de techniques agricoles, pour réduire, enlever, dégrader ou immobiliser les contaminants présents dans les sols, les boues, les sédiments, les eaux de surface, les eaux souterraines ainsi que les eaux usées (McCutcheon et Shnoor, 2003 ; Marmiroli et al., 2006 ; Ajibade et al., 2013).

Ces techniques sont applicables à une variété de contaminants (organiques et inorganiques) (Hettiarachchi et al., 2012), incluant les hydrocarbures pétroliers, les solvants chlorés, les métaux, les radionucléides, les nutriments et le pentachlorophénol (Vishnoi et Srivastava, 2008).

Il faut noter que les contaminants organiques peuvent être dégradés mais que les polluants inorganiques peuvent seulement être dilués, concentrés ou déplacés mais pas transformés en produits moins toxiques car ils ne sont pas biodégradables (Rudolph, 2010).

3.3. Techniques de la phytoremédiation

La phytoremédiation comprend plusieurs techniques parmi lesquelles : la phytoextraction, la phytovolatilisation, la phytostabilisation, la rhizofiltration, la phytodégradation et la rhizodégradation (Prasad et Freitas, 2003 ; Schnoor, 2011) (**Figure 5**).

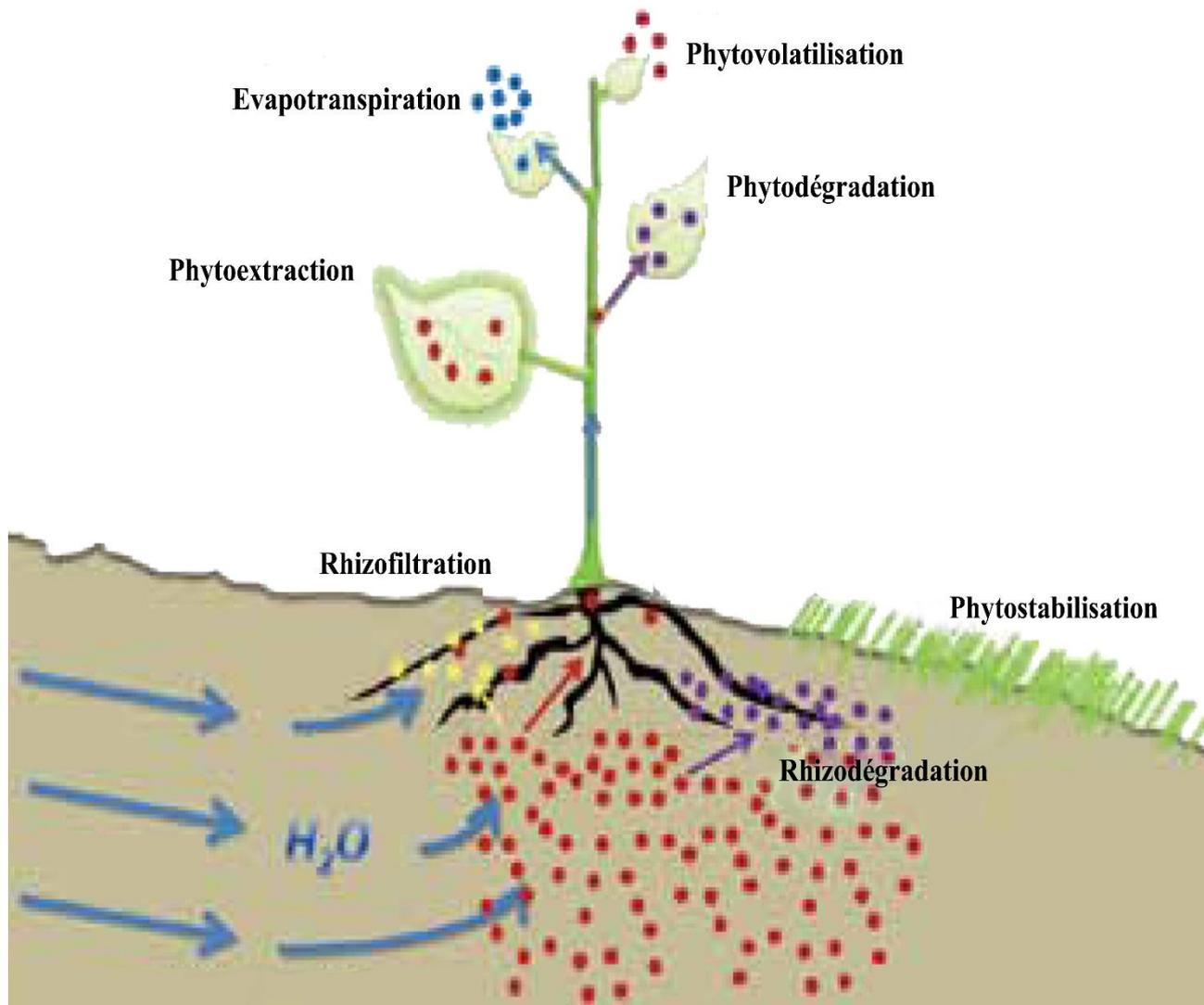


Figure 5. Techniques de la phytoremédiation (Hettiarachchi et al., 2012).

3.3.1. La phytostabilisation

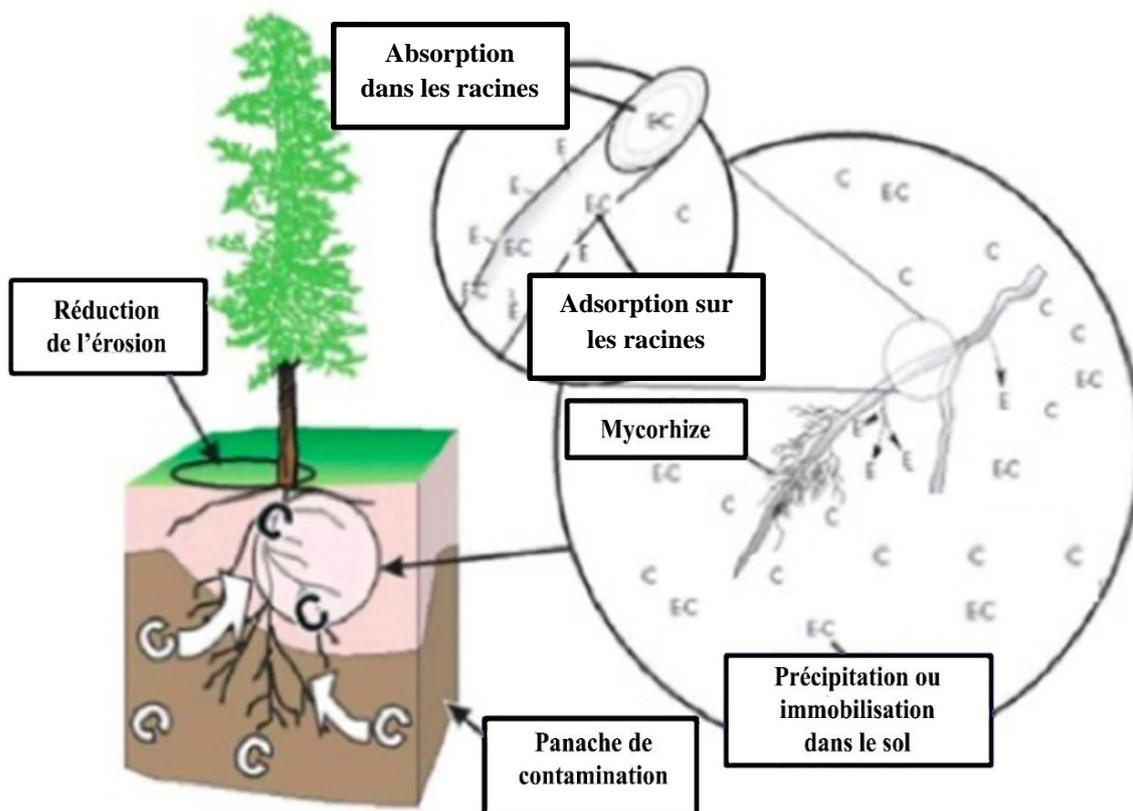
La phytostabilisation est une technique de phytoremédiation qui n'a pas vocation à «nettoyer» les sols mais à immobiliser et séquestrer les contaminants dans le sol ou les eaux souterraines (**Figure 6**). Cette immobilisation se fait par l'absorption et l'accumulation par les racines, l'adsorption dans les racines ou la précipitation dans la rhizosphère à l'aide d'espèces végétales tolérantes aux milieux pollués (Salt et al., 1998). La présence de ces plantes permet de réduire les processus d'érosion et de ruissellement de particules porteuses de polluants et les processus d'entraînement de ces polluants en profondeur (Barceló et Poschenrieder, 2003).

Cette technique est très efficace lorsque l'immobilisation rapide des polluants est nécessaire pour préserver l'eau souterraine et de surface et lorsque l'élimination de la biomasse n'est pas nécessaire.

Cependant l'inconvénient majeur est que, le contaminant reste dans le sol comme il est, et nécessite donc un suivi régulier (Ghosh et Singh, 2005).

Pour être une bonne candidate à la phytostabilisation, une plante doit présenter les caractéristiques suivantes (Bert et Deram, 1999) :

- Tolérer les métaux du site à remédier ;
- Tolérer les conditions de culture de ce site ;
- Accumuler préférentiellement les polluants dans leur racines pour éviter la pénétration de ces contaminants dans des niveaux trophiques plus élevés ;
- Avoir de nombreuses racines moyennement profondes, qui stabilisent bien le sol.



C : contaminants

E : exsudats (enzymes, alcools, phénols, hydrates de carbone et acides)

Figure 6. Schéma de la phytostabilisation (ITRC, 2001).

3.3.2. La phytoextraction

C'est une méthode de décontamination pour les composés inorganiques non biodégradables tels que les métaux, les métalloïdes ou les radionucléides. Cela consiste à utiliser des plantes ayant la capacité d'absorber le contaminant pour le stocker dans leurs parties aériennes (Singh et al., 2012) (**Figure 7**). Ces plantes dites hyperaccumulatrices, sont capables d'accumuler plus de 1% de métaux dans leurs tissus (ce pourcentage est calculé sur la matière sèche de la plante) (Susarla et al., 2002). Il s'agit ainsi de cultiver ces plantes, les couper, les sécher, de les incinérer puis de récupérer les cendres. La pollution est ainsi concentrée et maîtrisée (Cluis, 2004).

Cette technique ne permet pas de dégrader le contaminant, mais d'empêcher sa dispersion dans les sols, les nappes phréatiques et l'air (Kvesitadze et al., 2006).

Deux stratégies sont actuellement développées pour une phytoextraction réussie des sols contaminés par les métaux lourds et autres polluants :

a. La phytoextraction naturelle ou continue: elle est basée sur les capacités génétiques et physiologiques des plantes spécialisées dans l'absorption, la translocation et la tolérance des métaux (Salt et al., 1997).

b. La phytoextraction assistée : cette méthode est dite aussi « **phytoextraction induite** », est basée sur l'utilisation de chélateurs artificiels permettant à des plantes non hyperaccumulatrices mais de biomasse importante d'absorber des teneurs élevées en métaux à partir d'un site pollué en augmentant la mobilité et l'absorption du contaminant métallique (Aoun, 2009).

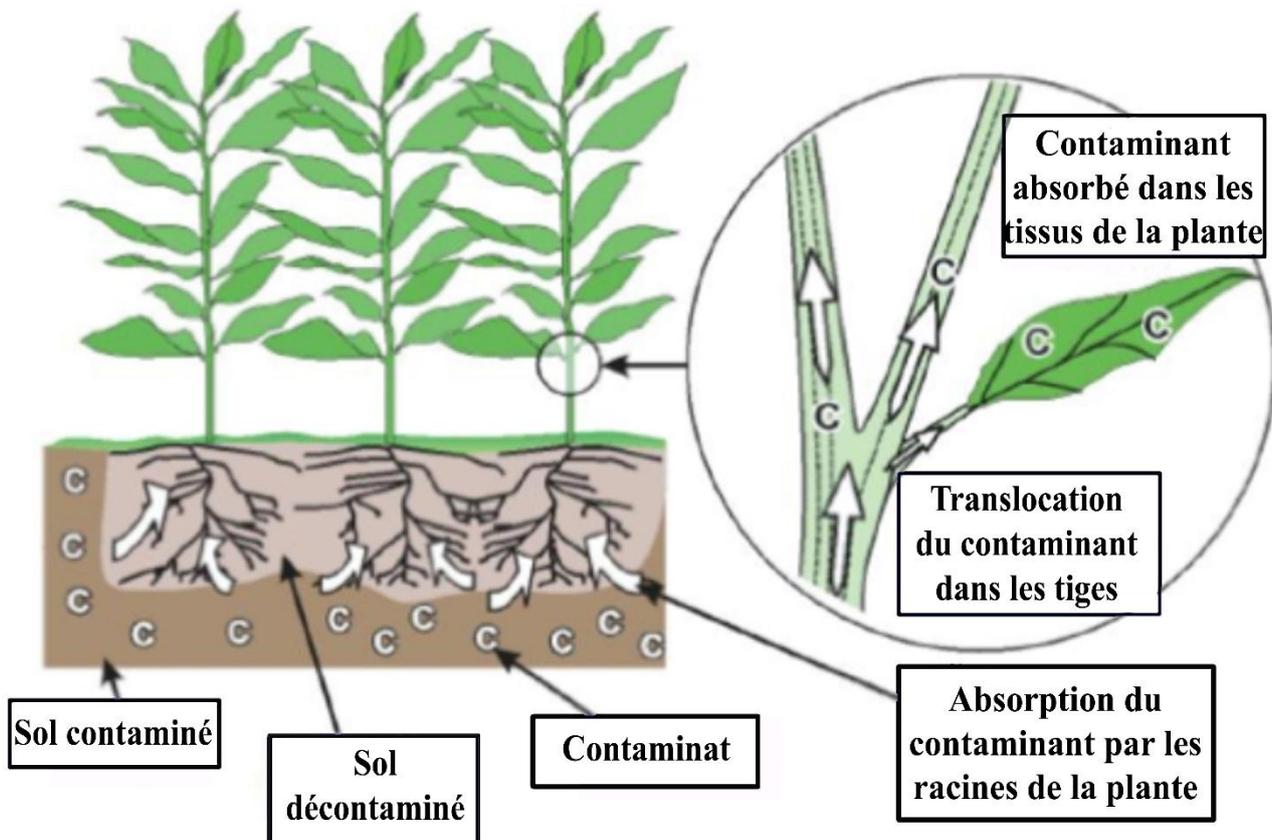
Parmi ces deux procédés, la phytoextraction assistée est la plus développée. Cependant la phytoextraction continue commence à être appliquée pour la dépollution des métaux lourds (zinc, cadmium, nickel) et des métalloïdes (sélénium, arsenic). Les deux stratégies ont fait l'objet d'essais en plein champ et les résultats bien qu'encourageants, nécessitent encore plus d'effort pour améliorer le processus (Jemal et Gorbali, 2002).

Selon Rulkens et al. (1998), l'avantage de cette technologie est qu'elle est considérée comme la meilleure approche pour éliminer la contamination du sol, sans détruire sa structure et sa fertilité. Les inconvénients majeurs de l'utilisation des espèces hyperaccumulatrices sont représentés par une croissance lente avec une faible production de biomasse et un système racinaire peu profond (Brooks, 1994).

Une plante idéale pour cette technique, doit posséder les caractéristiques suivantes (Vangronsveld et al., 2009) :

- a. Tolérance d'accumulation des métaux lourds,
- b. Croissance rapide et biomasse d'accumulation importante,

- c. Accumulation préférentielle des polluants dans les parties aériennes,
- d. Facile à récolter.



C : contaminants

Figure 7. Processus de phytoextraction (ITRC, 2001)

3.3.3. La phytovolatilisation

La phytovolatilisation est définie comme étant l'utilisation des plantes pour extraire les polluants du sol et les transformer en composés volatiles peu ou pas toxiques puis les éliminer par évapotranspiration dans l'atmosphère (Alkorta et al., 2004 ; Sarwat, 2012) (**Figure 8**).

Ce phénomène peu fréquent a été mis en évidence surtout pour la transformation du sélénium, du mercure et de quelques solvants chlorés (Moussavou Moudouma, 2010).

La phytovolatilisation du Hg et du Se présente plusieurs avantages : les composés volatiles du Se comme le diméthylsélénide sont 500 à 600 fois moins toxiques que la forme inorganique du Se qui se trouve naturellement dans le sol (De Souza et al., 2000), cette technique présente également l'avantage de ne pas nécessiter la récolte de la biomasse puisque les contaminants sont dispersés dans l'atmosphère (Dechamp et Meerts, 2003 ; Pilon-Smits, 2005).

Par contre cette technologie a l'inconvénient de ne pas avoir contrôle sur la destination parcourue par les éléments volatiles issus de la phytovolatilisation (Robinson et al., 2006). En plus, les éléments volatilisés du Hg ou du Se seront probablement recyclés par les précipitations et donc retourneront vers le sol, les lacs et les océans reprenant ainsi la production des formes inorganiques (par exemple le méthyl-mercure) par les bactéries anaérobies (Henry, 2000).

Les espèces utilisées ne doivent pas obligatoirement être des hyperaccumulatrices de sélénium, mercure ou arsenic mais elles doivent être capables de produire des composés volatiles à partir de ces éléments (Vanobberghen, 2011).

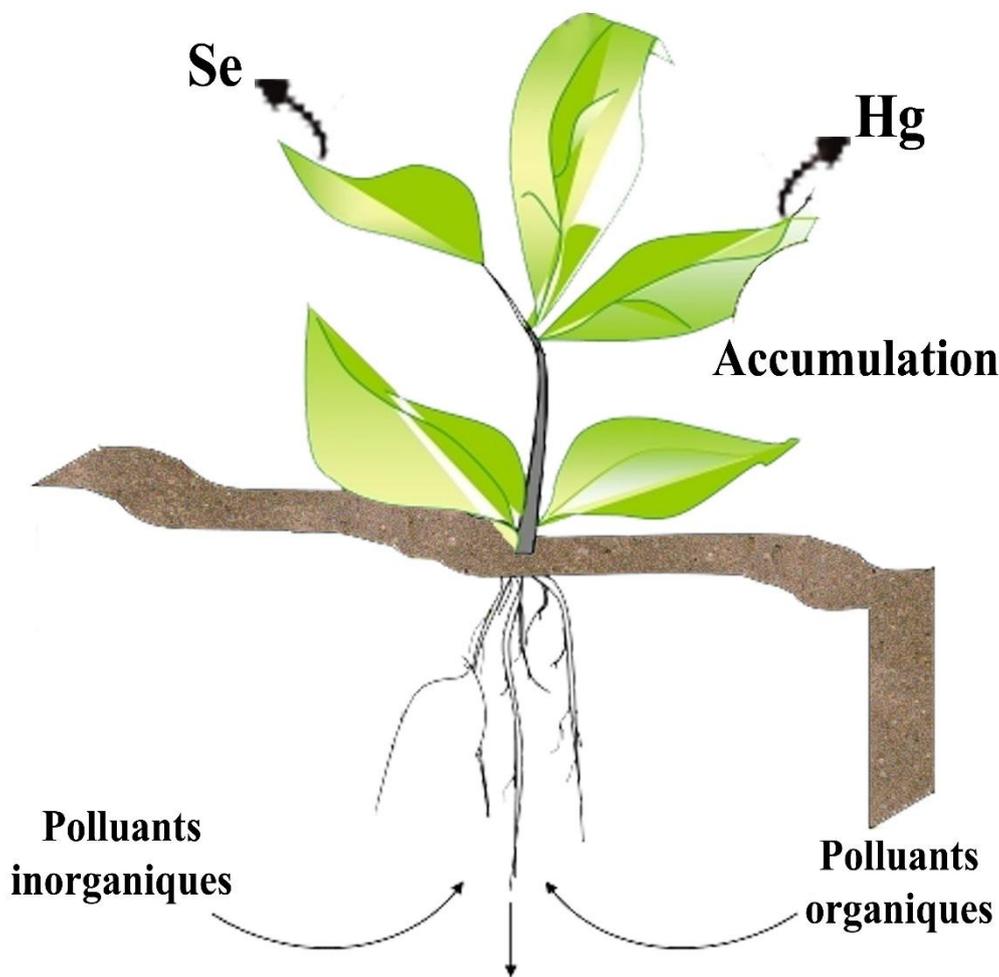


Figure 8. La phytovolatilisation.

3.3.4. La rhizofiltration

Egalement nommée phytofiltration, c'est l'utilisation des plantes (terrestres et aquatiques) pour absorber, concentrer et précipiter des métaux toxiques ou des éléments radioactifs qui polluent les nappes et les cours d'eau, dans leurs racines (Kvesitadze et al., 2006) (**Figure 9**).

La capacité d'absorption des différents ions métalliques par les racines est une propriété commune à toutes les plantes. Par contre certaines plantes sont plus efficaces que d'autres au niveau de leur capacité d'absorption racinaire. Les meilleurs résultats ont été obtenus avec des variétés de tournesol (*Helianthus annuus* L.), avec de la moutarde indienne (*Brassica juncea*), le tabac (*Nicotiana tabacum* L.), les épinards (*Spinacia oleracea* L.) et le maïs (*Zea mays* L.). Surtout le tournesol et la moutarde indienne, qui présentent une grande capacité à éliminer le plomb de l'eau (4 – 500 mg/l pour la moutarde) (Raskin et Ensley, 2000). De plus, Salt et al. (1995), signalent que le tournesol est une plante très efficace en rhizofiltration, elle a été utilisée pour traiter l'uranium, le strontium, le césium, le cobalt et le zinc jusqu'à l'obtention de concentrations en dessous des standards acceptables.

Bien que davantage utilisée pour les contaminants inorganiques, la rhizofiltration a également été appliquée aux eaux contenant des polluants organiques (herbicides, nitrotoluène, hydrocarbures...). Ces composés peuvent être métabolisés et la rhizofiltration devient alors de la phytodégradation (Chaudhry et al., 1998).

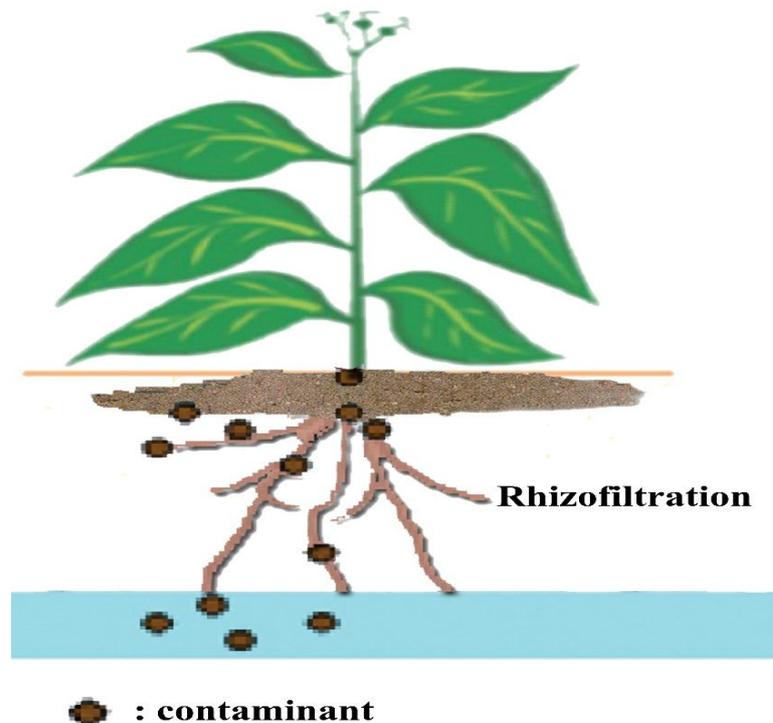


Figure 9. Mécanisme de rhizofiltration (modifiée de : Campos et al., 2008)

3.3.5. La phytodégradation

Egalement connue sous le nom phytotransformation, c'est l'utilisation des capacités métaboliques de certaines plantes pour dégrader et transformer complètement des polluants organiques contenus dans les sols ou dans l'eau (Newman et Reynolds, 2004 ; Vishnoi et Srivastava, 2008) (**Figure 10**). Les polluants sont donc absorbés et dégradés par la plante, pour ensuite être métabolisés pour sa propre croissance (Kvesitadze et al., 2006 ; Roy et al., 2007). Cette dégradation peut avoir lieu dans la plante (ce qui suppose alors l'adsorption du contaminant au préalable), ou en dehors de la plante via la production d'enzymes extra racinaires (exsudats) (Colombano et al., 2010).

Cette technique peut être valorisée pour accélérer l'élimination des polluants organiques difficilement dégradables, comme certains produits phytosanitaires, les produits issus de l'industrie pétrolière ou des solvants chlorés (Chaîneau et al., 2000).

L'avantage de la phytodégradation est qu'elle offre un grand pouvoir d'assainissement des sites contaminés par les composés organiques, contrairement aux contaminants métalliques, les composés organiques peuvent être dégradés chimiquement en produits inoffensifs, et même minéralisés, soit dissociés en molécules de CO_2 et H_2O (Meagher, 2000).

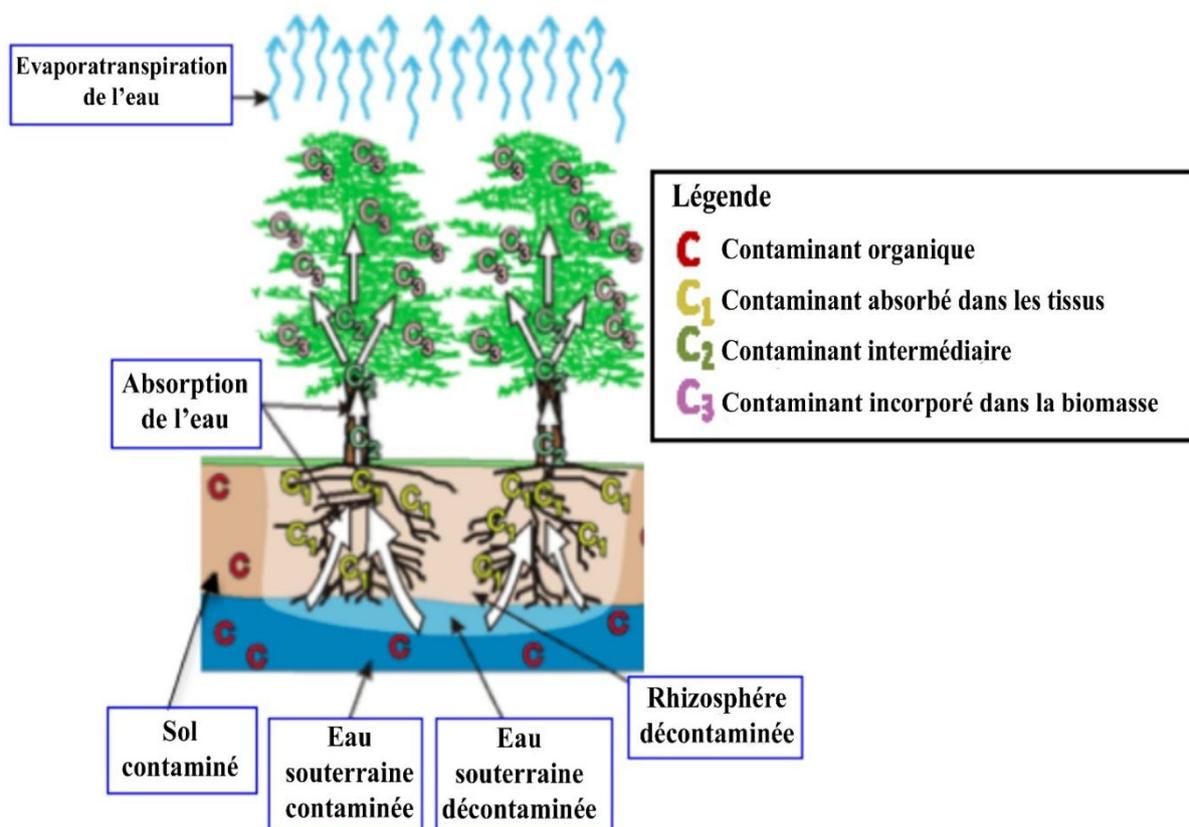


Figure 10. Processus de phytodégradation (ITRC, 2001).

3.3.6. La rhizodégradation

La rhizodégradation, aussi nommée phytostimulation, est un traitement biologique d'un polluant organique grâce à l'activité des bactéries et des champignons de la rhizosphère de certaines plantes vasculaires (Susarla et al., 2002) (**Figure 11**). La rhizosphère est une zone à forte densité et activité microbiennes formée par les racines et le sol avoisinant (Moussavou Moudouma, 2010).

Les plantes peuvent modifier les propriétés physico-chimiques et biologiques de la rhizosphère par la sécrétion d'exsudats par les racines et par la pénétration des racines dans le sol ce qui favorise la création de zones aérées stimulant la dégradation aérobie par les microorganismes (Chevrier, 2013). Ces composés (sucres, acides aminés, acides gras, nucléotides, enzymes, etc.) qui varient selon les espèces ont une influence positive sur les populations de microorganismes (Shimp et al., 1993). Ainsi, lorsqu'un site est planté par une gamme variée d'espèces, on pourrait retrouver une quantité et une activité plus importantes des microorganismes, ce qui entraîne une augmentation de la biodégradation des contaminants dans le sol (Susarla et al., 2002). Certains microorganismes (levures, champignons ou bactéries) ont la capacité de dégrader des contaminants organiques comme les solvants et les hydrocarbures afin de les utiliser comme source de nutrition et d'énergie (Hazrat et al., 2013).

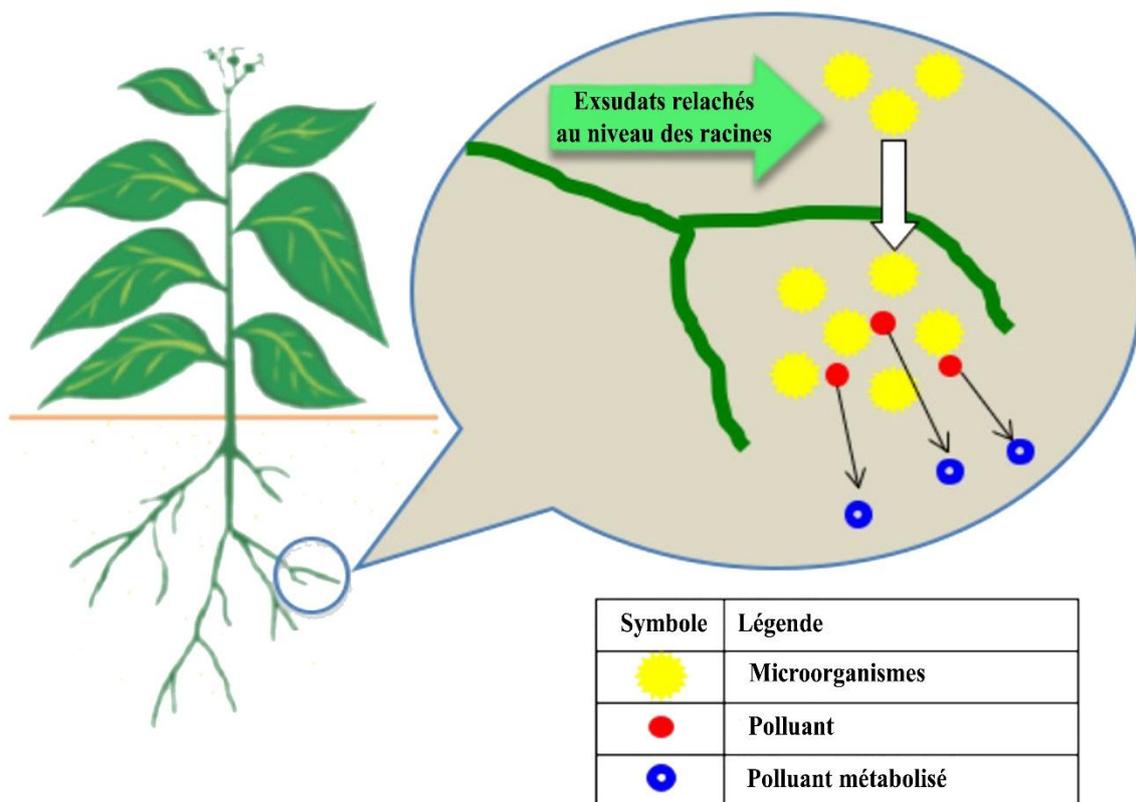


Figure 11. Mécanisme de rhizodégradation (Chevrier, 2013).

3.4. Avantages et contraintes de le phytoremédiation

3.4.1. Avantages

La phytoremédiation est de plus en plus utilisée de nos jours puisqu'elle contribue à la décontamination des sols sans nécessiter aucune excavation (EPA, 2012). En plus d'être reconnue comme un choix économique comparativement aux techniques de décontamination conventionnelles (Yang et Yanju, 2011 ; Baldwin et Butcher, 2007), la phytoremédiation est largement acceptée par le grand public puisque peu d'impacts y sont associés (Chevrier, 2013). Elle est considérée comme une dépollution verte car elle respecte et restaure l'environnement et représente une alternative aux méthodes classiques trop destructives et polluantes (Ould Rabah, 2012).

Plusieurs autres avantages sont attribués à cette technique de décontamination, dont la quantité de résidus générés par la phytoremédiation. Cela dit, lorsque l'on a recours à des technologies classiques, le volume de matière à enfouir ou à incinérer est plus élevé que si l'on utilise la phytoremédiation (réduction de plus de 95 %) (Forget, 2004 ; Ghosh et Singh, 2005).

De plus, l'utilisation de la phytoremédiation est applicable à une grande variété de sites contaminés. Que ce soit pour une contamination organique ou inorganique, une contamination au niveau des sols ou encore dans les eaux souterraines, la phytoremédiation est maintenant une option à considérer (Alkorta et al., 2004). Sans oublier que la présence de végétation sur un site contribue à réduire ou prévenir l'érosion et procure un avantage visuel au paysage (Vishnoi et Srivastava, 2008).

L'énergie utilisée pour décontaminer les sites où des techniques de phytoremédiation ont lieu, est le soleil, ce qui est avantageux pour l'environnement puisque les techniques traditionnelles vont plutôt opter pour une énergie polluante. Par exemple pour l'excavation, c'est l'essence qui fait rouler la machinerie et qui malheureusement pollue énormément et créer des dérangements sonores (Chevrier, 2013).

En plus de n'utiliser aucune énergie fossile lors de la décontamination, la phytoremédiation a en général un impact positif sur l'environnement. En effet, les végétaux sont reconnus pour améliorer la qualité de l'air et leur capacité de séquestrer les gaz à effet de serre (Gratão et al., 2005).

3.4.2. Contraintes (limites)

Comme toute technique de décontamination des sols, la phytoremédiation comporte certaines limites avec lesquelles il faut composer (Forget, 2004). Une des premières contraintes est le contact entre la rhizosphère et les contaminants présents dans le milieu à décontaminer (Ould Rabah, 2012).

La capacité des plantes à atteindre une certaine profondeur dépend de l'espèce végétale et des conditions géomorphologiques et climatiques. Certaines espèces d'arbres comme le peuplier ont des racines qui potentiellement peuvent atteindre une profondeur de 4 mètres dans les sols tandis que celles des arbustes et des annuelles vont être plus superficielles (Ghosh et Singh, 2005).

La phytoremédiation se restreint aux sites présentant une contamination peu profonde et dont les concentrations sont relativement faibles pour que les plantes soient en mesure de croître de façon convenable afin de capter tous les contaminants (Ghosh et Singh, 2005). Les polluants absorbés par les végétaux peuvent aussi présenter un risque potentiel pour l'environnement puisqu'ils peuvent se retrouver dans la chaîne alimentaire si les animaux ingèrent des plantes contaminées (Alkorta et al., 2004).

Selon Chevrier (2013), le séjour des végétaux influence aussi la phytoremédiation puisque plusieurs années peuvent être nécessaires afin d'atteindre un niveau de décontamination acceptable. Ce temps qui peut aller jusqu'à des dizaines d'années dépend de plusieurs facteurs: du niveau et du type de la pollution, du nombre et du type de plantes utilisées, de la taille et de la profondeur du site pollué, du type de sol et des conditions climatiques locales (Rudolph, 2010).

Finalement, bien que certaines plantes soient reconnues pour accumuler des quantités élevées de contaminants, le choix des plantes en phytoremédiation doit être réfléchi (Rudolph, 2010). Cela dit, il est préférable de ne pas opter pour des plantes qui ne sont pas natives au site où la décontamination a lieu et d'utiliser celles qui possèdent une croissance rapide et celles qui sont faciles à récolter. Ces précautions vont contribuer au maintien de la biodiversité déjà en place (Ghosh et Singh, 2005).

IV. Réponses des végétaux face à la toxicité des métaux

4.1. Différentes stratégies utilisées

Trois stratégies ont été proposées par Baker (1981) afin d'expliquer la tolérance des plantes aux métaux. Il s'agit de l'exclusion, de l'indication et de l'accumulation voire de l'hyperaccumulation (Figure 12).

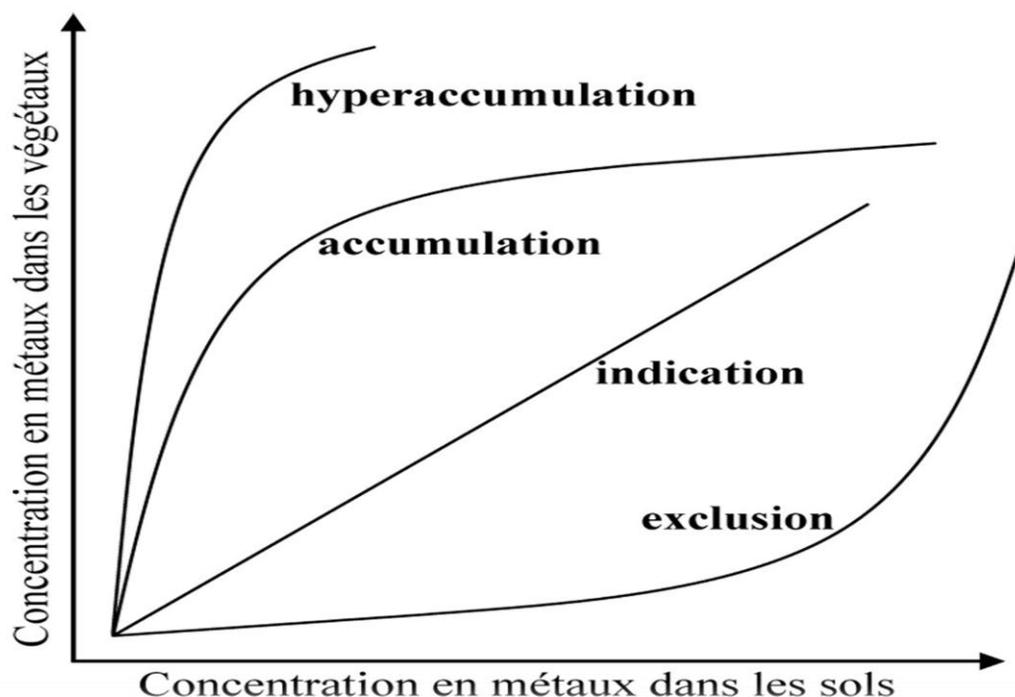


Figure12. Les différentes réponses des plantes aux métaux lourds dans le sol (Baker, 1981).

4.1.1. L'exclusion

Les mécanismes d'exclusion empêchent la pénétration des métaux dans les cellules racinaires (Ghosh et Singh, 2005), évitant ainsi les dommages des sites métaboliques sensibles. Avant d'atteindre la surface racinaire, les éléments sont soumis aux conditions spécifiques de la rhizosphère. Les exsudats racinaires contenus dans cette dernière sont composés notamment de polysaccharides de très haute masse moléculaire (mucilages), d'acides organiques, d'acides aminés et de phytosidérophores, qui ont la capacité de se complexer aux métaux (Marschner, 1995).

Pour Remon (2006), les « excluders » présentent une faible concentration foliaire, maintenue constante par régulation du transport depuis les racines aux feuilles tant que la concentration dans le

sol reste relativement peu élevée. Dans le cas contraire, le mécanisme de régulation est dépassé et une accumulation importante a lieu entraînant la mort de l'individu.

4.1.2. L'indication

Les plantes indicatrices sont des espèces qui accumulent le métal dans leurs parties aériennes et généralement reflètent le niveau du métal dans le sol. Elles tolèrent le niveau de concentration des métaux en produisant des composés de liaison métalliques intracellulaires (chélateurs), ou en modifiant la compartimentation de métaux en les stockant dans les organes non sensibles (Ghosh et Singh, 2005). Remon (2006), rapporte que dans cette stratégie, les concentrations racinaires et foliaires en métaux sont en équilibre, et proportionnelles aux teneurs du sol.

4.1.3. L'accumulation et l'hyperaccumulation

L'accumulation est la capacité des plantes à absorber les métaux lourds en fortes quantités même à de très faibles concentrations des métaux dans le sol et les séquestrer dans leurs tissus (Baba Ahmed, 2012 ; Mnasri et al., 2015).

L'hyperaccumulation est une stratégie utilisée par les métallophytes qui ont la capacité d'accumuler les métaux à des concentrations inhabituelles chez les végétaux. Les teneurs accumulées dans ces espèces sont 100 fois supérieures à celles observées dans les plantes non-accumulatrices (Bidar, 2007). Les espèces hyperaccumulatrices peuvent concentrer les métaux dans leurs parties aériennes, à des niveaux dépassant ceux du sol (Ghosh et Singh, 2005).

Environ 400 espèces hyperaccumulatrices ont été répertoriées. Ces espèces appartiennent à : la famille des Astéracées, des Brassicacées (*Thlaspi caerulescens*, *Arabidopsis halleri*), des Caryophyllacées, des Cypéracées, des Cunouniacées, des Fabacées, des Flacourtiacées, des Lamiacées, des Poacées, des Violacées (*Viola calaminaria*, *Hybanthus floribundus*) et des Euphorbiacées (Cosio et al., 2005).

Les caractéristiques d'une espèce hyperaccumulatrice sont souvent controversées. Cependant, Cui et al. (2007), ont décrit ces espèces selon quatre caractéristiques :

- Les concentrations en métaux des parties aériennes doivent être 10 à 500 fois supérieures à celles des végétaux non contaminés.
- Pour la plupart des éléments, le seuil de concentration des parties aériennes est de l'ordre de 1000 µg /g de MS, excepté pour Zn (10000 µg /g MS), Cd (100 µg /g MS) et Au (1 µg /g MS).
- Les concentrations en métaux des parties aériennes sont très largement supérieures à celles des racines.
- Le rapport entre les teneurs en métaux des parties aériennes et celles du sol (facteur de bioaccumulation ou coefficient d'enrichissement) doit être supérieur à 1.

4.2. Mécanismes de défense (de détoxification)

Les mécanismes conduisant à la défense des plantes face aux métaux lourds (et donc au Cd), peuvent être divisés en deux stratégies (Tran et Popova, 2013) :

- **La stratégie d'évitement** par laquelle les plantes se protègent du stress métallique en limitant le prélèvement de Cd ;
- **La stratégie de tolérance** qui fait référence aux réactions permettant l'accumulation et le stockage de Cd.

Les différents aspects de la tolérance sont abordés dans cette partie de façon à comprendre la physiologie de la plante vis-à-vis ce métal :

4.2.1. La chélation

A l'intérieur de la cellule, l'excès de métaux absorbés peut faire l'objet d'une association à des ligands organiques afin de maintenir ces ions à un niveau d'activité particulièrement bas dans le cytosol (Sbartai et al., 2012).

Selon Jemal et Ghorbal, (2002), le rôle de ces ligands spécifiques est de réduire la concentration des ions métalliques dans les compartiments intracellulaires et par conséquent, leur phytotoxicité. Chez les plantes, il existe plusieurs types de ligands : acides organiques, acides aminés et peptides. Deux classes de peptides sont capables de fixer des métaux lourds :

a) Les phytochélatines

Les phytochélatines (PCs) sont des peptides de faible poids moléculaire qui présentent une forte affinité pour les métaux bivalents (Clemens, 2006). Les PCs sont synthétisées à partir du glutathion par la phytochélatine synthase. Leur synthèse est stimulée en réponse à l'exposition à différents ions métalliques et le Cd en est le plus puissant activateur (Benavides et al., 2005).

Le Cd forme avec les phytochélatines des complexes de faible masse moléculaire (Low Molecular Weight (LMW)). Le complexe PC-Cd (LMW) n'affecte pas le métabolisme au niveau du cytoplasme. Il est acheminé vers la vacuole. Une fois dans la vacuole, les complexes PC-Cd (LMWs) s'agrègent les uns aux autres par des ponts sulfures pour former des complexes de masse moléculaire élevée (High Molecular Weight (HMW)) (Clemens, 2006) (**Figure 13**). Ce cycle se termine par la dissociation de ses complexes, à cause du pH vacuolaire, provoquant la libération des ions Cd^{2+} qui seront pris en charge par les acides organiques présents, tels que le malate, le citrate ou encore l'oxalate. Les PCs sont recyclées et réexportées dans le cytoplasme pour capter d'autres ions et les réacheminer dans la vacuole (Sanità di Toppi et Gabrielli, 1999).

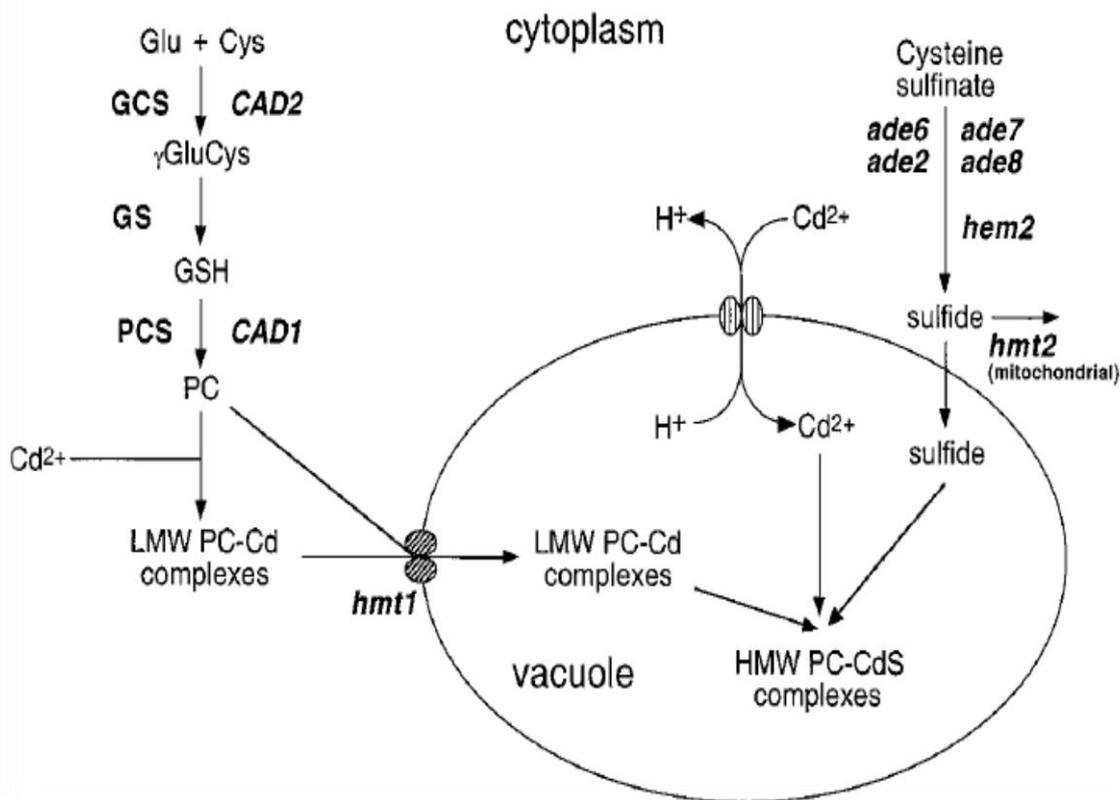


Figure 13. Formation et accumulation de complexes phytochélatines-métal à haut poids moléculaire (HMW PC-CdS) dans les vacuoles à partir de l'exemple des ions cadmium Cd^{2+} (Cobbett, 2000).

b) Les métallothionéines

Les métallothionéines (MT) sont des protéines caractérisées par leur richesse en cations métalliques (essentiellement Cu et/ou Zn) et en résidus cystéines. Elles sont ubiquitaires chez les organismes vivants (Shah et Nongkynrih, 2007). Le rôle précis des MT dans la réponse aux métaux lourds est encore débattu, mais de nombreuses recherches ont montré qu'elles pourraient être impliquées dans certains mécanismes de tolérance, notamment vis-à-vis du Cd et du Cu (Remon, 2006).

c) Autres chélateurs

Outre les métallothionéines et les phytochélatines d'autres composés semblent être impliqués dans la complexation des ions métalliques au niveau cellulaire: les acides carboxyliques, les acides organiques comme le citrate, l'oxalate ou le malate et les acides aminés comme l'histidine et la proline. Ils peuvent avoir un rôle important dans la tolérance des plantes aux métaux et dans la détoxification de ces éléments (Clemens, 2001 ; Nedjimi et Daoud, 2009a).

4.2.2. La compartimentation vacuolaire

Les métaux lourds restent rarement dans le cytoplasme où ils peuvent générer des effets toxiques. Certaines protéines utilisant des métaux comme cofacteurs ont cependant besoin d'une concentration minimale de ces éléments pour leur fonctionnement et leur renouvellement. Cependant, chez les plantes non tolérantes, les métaux lourds peuvent s'accumuler dans le cytoplasme avec des conséquences létales. Chez les plantes tolérantes, la vacuole constitue généralement le lieu de stockage majoritaire car elle est moins sensible aux oxydations que des organites comme les chloroplastes (Moussavou Moudouma, 2010).

Plusieurs études ont montré que la vacuole est le site d'accumulation de certains métaux lourds comme le Zn et le Cd (Ernest et al., 1992). Sanita di Toppi et Gabrielli (1999), ont rapporté que la compartimentation vacuolaire limite la circulation des ions du Cd dans le cytosol et les séquestre dans des régions restreintes. Vogeli-Lange et Wagner (1990), travaillant sur des feuilles de tabac ont montré que le complexe Cd-PCs et la totalité du Cd présent dans le protoplaste, étaient localisés dans la vacuole. Pour ces auteurs, les phytochélatines ne joueraient pas un simple rôle de chélateur dans le milieu cytoplasmique, mais seraient probablement impliquées dans le transport du métal vers la vacuole.

4.2.3. Le système antioxydant

Les métaux lourds peuvent induire indirectement des dommages cellulaires par la surproduction de ROS. Afin de limiter les effets néfastes et potentiellement létaux des ROS, les végétaux supérieurs utilisent un système de protection et de détoxification, appelé système antioxydant. Il se compose de molécules telles que des caroténoïdes, des composés phénoliques et azotés, contenant des sulfures, des peptides, ainsi que de différentes enzymes (Vichnevetskaia et Roy, 1999).

Selon Mediouni et al. (2009), pour contrer la toxicité métallique, les cellules de la plante produisent des antioxydants tels que : l' α -tocophérol, le β -carotène, le glutathion (GSH) et l'ascorbate en plus d'autres enzymes antioxydantes : superoxyde dismutase (SOD), ascorbate peroxydase (APX), catalase (CAT) et glutathion réductase (GR) qui participent dans l'élimination des espèces réactives de l'oxygène.

4.2.4. Autres stratégies de défense

D'autres stratégies pourraient être impliquées dans la tolérance des plantes aux métaux lourds en général comme la réduction de l'absorption (Meharg et Macnair 1992), l'efflux actif à partir du cytoplasme (Kim et al., 2007) et la fixation des métaux dans le compartiment apoplasmique (Salt et al., 2000).

Pour le Cd, l'accumulation de ce métal dans les feuilles âgées pourrait également être considérée comme une stratégie de tolérance au Cd. En général, la teneur en Cd dans les feuilles augmente avec l'âge des feuilles. Par exemple, chez *Armeria maritima*, la teneur en Cd des feuilles âgées est 3 à 8 fois supérieure à celle des jeunes feuilles (Dahmani-Müller et al., 2000). L'accumulation du Cd dans les trichomes pourrait également être considérée comme une stratégie de tolérance au Cd (Salt et al., 1995).