

REVÉGÉTALISATION DE SITES MINIERS ET VALORISATION DE BOUES DE  
STATIONS D'ÉPURATION :  
CAS DE LA NOUVELLE-CALÉDONIE

Par  
Olivier LAROCHE

Essai présenté au Centre Universitaire de Formation en Environnement en vue de  
l'obtention du grade de maître en environnement (M.Env.)

Sous la direction de Pascal Pagand

CENTRE UNIVERSITAIRE DE FORMATION EN ENVIRONNEMENT  
UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE

Sherbrooke, Québec, Canada, juillet 2011

## SOMMAIRE

Mots clés : revégétalisation, restauration minière, valorisation, boues de STEP, biosolides, fertilisant organique, sol latéritique, Nouvelle-Calédonie.

En Nouvelle-Calédonie, le développement économique est grandement lié à l'exploitation du nickel. Cette dernière possède en effet près du dixième des richesses mondiales. L'extraction intensive exercée au cours du 20<sup>e</sup> siècle a toutefois laissé des cicatrices importantes à travers le paysage et causé de nombreux dégâts environnementaux, notamment sur la faune et la flore des maquis miniers ainsi que sur la vie aquatique des rivières et lagons calédoniens. Afin de réparer ces torts, plusieurs efforts sont aujourd'hui réalisés par l'industrie minière et les collectivités. La réhabilitation des sites passant par leur revégétalisation, de nombreux essais de plantation ont été réalisés.

Le rétablissement d'un couvert végétal sur sol minier se bute cependant à plusieurs difficultés liées principalement au faible pouvoir agronomique de ces sols. Afin de surmonter ces difficultés, l'apport d'un amendement organique constitue une solution particulièrement intéressante. Par ailleurs, la Nouvelle-Calédonie produit près 600 tonnes de biosolides/an qui, à défaut d'être valorisées, doivent être éliminées à grand coût dans les sites d'enfouissement. Alors que l'enfouissement des boues STEP comporte de nombreux inconvénients, leur valorisation comme amendement organique en restauration minière pourrait offrir des bénéfices considérables. L'objectif de l'essai consiste à démontrer l'intérêt de cette voie de valorisation ainsi qu'à réaliser une liste exhaustive des autres amendements et engrais organiques qui pourraient potentiellement être utilisés. Il vise également à fournir des recommandations sur l'encadrement de la revégétalisation, la fertilisation des sols miniers et sur l'application des biosolides.

L'essai aura pu démontrer que des amendements au *Code minier*, notamment en ce qui concerne la réhabilitation de sites, sont nécessaires afin d'assurer une meilleure protection environnementale. Aussi, l'adoption de textes législatifs et réglementaires permettant d'encadrer l'application des boues STEP en restauration minière est une condition importante à la réussite de cette voie de valorisation. Finalement, l'essai aura permis de confirmer le potentiel intéressant des biosolides pour la revégétalisation, mais aussi que ces dernières devraient idéalement subir un traitement tel que le compostage et un apport en engrais organiques riches en phosphore et en calcium afin de mieux répondre aux besoins des sols latéritiques et des plantes ainsi que d'assurer la sécurité de la population.

## **REMERCIEMENTS**

Premièrement, j'aimerais remercier mon directeur d'essai M. Pascal Pagand, sans qui la réalisation de ce travail n'aurait pu se faire. Son hospitalité, sa convivialité et son dévouement m'auront permis de m'intégrer rapidement à mon nouvel environnement et de m'impliquer à fond dans ce projet.

Ensuite, j'aimerais profiter de l'occasion pour remercier ma famille qui, malgré mes brèves et rares visites au cours des dernières années, a toujours su me soutenir dans mes démarches.

Pour terminer, un merci spécial à tous mes collègues de la maîtrise qui m'auront permis de passer de très bons moments en très bonne compagnie, malgré les nombreux efforts et les sacrifices qu'on put exiger ces deux dernières années d'étude.

## TABLE DES MATIERES

<b>INTRODUCTION .....</b>	<b>1</b>
<b>CHAPITRE 1 : MISE EN CONTEXTE.....</b>	<b>4</b>
<b>1.1 Présentation de l'archipel calédonien et de ses caractéristiques édaphiques</b>	<b>4</b>
<b>1.2 L'exploitation minière en Nouvelle-Calédonie: d'hier à aujourd'hui.....</b>	<b>7</b>
<b>1.3 Évolution des méthodes d'exploitation et de restauration.....</b>	<b>8</b>
<b>1.4 Cadre légal et institutionnel de l'exploitation minière.....</b>	<b>11</b>
1.4.1 Code minier.....	11
1.4.2 Fonds Nickel .....	13
1.4.3 Code de l'environnement des provinces Nord et Sud.....	13
<b>CHAPITRE 2 : IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX RÉSIDUELS DE L'INDUSTRIE MINIÈRE.....</b>	<b>14</b>
<b>2.1 Impacts généraux de projet minier à ciel ouvert .....</b>	<b>14</b>
2.1.1 Phases d'un projet minier .....	15
2.1.2 Impacts environnementaux résiduels .....	16
<b>2.2 Particularités de l'environnement néo-calédonien et conséquences relatives         .....</b>	<b>21</b>
2.2.1 Propriétés climatiques.....	21
2.2.2 Conséquences .....	22
2.2.3 Propriétés édaphiques .....	22
2.2.4 Conséquences .....	25
2.2.5 Propriétés biologiques .....	26
2.2.6 Conséquences .....	29
2.2.7 Propriétés socioéconomiques.....	30
2.2.8 Conséquences .....	31
<b>2.3 Synthèse .....</b>	<b>31</b>
<b>CHAPITRE 3 : REVÉGÉTALISATION .....</b>	<b>32</b>
<b>3.1 Définition et lien entre revégétalisation et phytorestauration .....</b>	<b>32</b>
<b>3.2 Bénéfices de la revégétalisation .....</b>	<b>33</b>
<b>3.3 Revégétalisation en Nouvelle-Calédonie.....</b>	<b>33</b>
3.3.1 Évolution des techniques de revégétalisation.....	34
3.3.2 Contraintes rencontrées.....	36
<b>CHAPITRE 4 : FERTILISANTS ORGANIQUES ET REVÉGÉTALISATION .....</b>	<b>40</b>
<b>4.1 Terminologies et définitions .....</b>	<b>40</b>
<b>4.2 Fertilisants adaptés à la restauration minière.....</b>	<b>41</b>
<b>4.3 Types d'amendement organique et propriétés .....</b>	<b>42</b>
4.3.1 Amendements d'origine animale.....	42
4.3.2 Amendements d'origine végétale.....	43
4.3.3 Tourbe de sphaigne .....	43
4.3.4 Boues STEP .....	44
4.3.5 Compost.....	44
4.3.6 Synthèse .....	45
<b>4.4 Types d'engrais organiques et leurs propriétés.....</b>	<b>46</b>
<b>4.5 Expériences d'amendement .....</b>	<b>46</b>
4.5.1 Particularités des boues STEP .....	47
4.5.2 Synthèse .....	52

<b>CHAPITRE 5 : FERTILISATION ET RESTAURATION MINIÈRE EN NOUVELLE-CALÉDONIE .....</b>	<b>53</b>
<b>5.1 Contexte de la fertilisation en restauration minière .....</b>	<b>53</b>
5.1.1 Revégétalisation de mines .....	55
5.1.2 Végétalisation de verse à scories .....	56
5.1.3 Risques environnementaux .....	56
5.1.4 Synthèse .....	57
<b>5.2 Facteurs à considérer lors du choix de l'amendement organique .....</b>	<b>57</b>
5.2.1 Amendements organiques disponibles et implications économiques .....	57
5.2.2 Cadre législatif .....	59
5.2.3 Propriétés et besoins des sites miniers dégradés .....	60
5.2.4 Qualité de l'amendement .....	60
5.2.5 Contamination en semis .....	62
5.2.6 Opinion publique .....	63
<b>5.3 Synthèse .....</b>	<b>63</b>
<b>CHAPITRE 6 : RECOMMANDATIONS ET PERSPECTIVES .....</b>	<b>64</b>
<b>6.1 Dispositions législatives et réglementaires de la restauration minière .....</b>	<b>64</b>
<b>6.2 Dispositions législatives et réglementaires sur l'épandage des boues STEP .....</b>	<b>65</b>
<b>6.3 Fertilisation des sites miniers .....</b>	<b>67</b>
<b>6.4 Perspectives de recherche et de développement pour la valorisation des boues de STEP .....</b>	<b>70</b>
<b>CONCLUSION .....</b>	<b>71</b>
<b>RÉFÉRENCES .....</b>	<b>73</b>
<b>ANNEXE 1 .....</b>	<b>94</b>
<b>ANNEXE 2 .....</b>	<b>96</b>
<b>ANNEXE 3 .....</b>	<b>101</b>
<b>ANNEXE 4 .....</b>	<b>105</b>

## LISTE DES FIGURES ET DES TABLEAUX

Figure 1.1	Localisation des massifs de roches ultramafiques.....	4
Figure 1.2	Coupe schématique d'un profil type de sol issu de roches ultramafiques....	6
Figure 1.3	Évolution de la production de minerai de nickel en Nouvelle-Calédonie.....	8
Figure 1.4	Coupe d'une verse à stériles latéritiques.....	9
Figure 2.1	Taux de recouvrement de familles floristiques sur terrain minier exploité et non exploité.....	30
Figure 3.1	Étapes de la végétalisation d'anciens sites miniers en Nouvelle-Calédonie.....	35
Figure 5.1	Photos des parcelles expérimentales de la mine Claudette au jour de la plantation et après 1,5 ans de croissance.....	55
Figure 5.2	Photos des parcelles expérimentales de végétalisation sur scories sur le site de Doniambo avec et sans amendement en boues de STEP.....	56
Tableau 2.1	Principaux minéraux sulfureux susceptibles de se retrouver dans les rejets miniers.....	17
Tableau 2.2	Analyse chimique de l'horizon racinaire (0-20 cm) de quatre catégories de sols de maquis sur roches ultramafiques.....	24
Tableau 2.3	Caractéristiques physico-chimiques de différents horizons de quatre sols de maquis sur roche ultramafiques.....	24
Tableau 2.4	Conditions du sol et effets sur les végétaux.....	25
Tableau 2.5	Analyse de divers paramètres des boues STEP de la station de Koutio....	26
Tableau 2.6	Comparaison des teneurs foliaires en N, P et K des dicotylédones arbustives des maquis et des forêts sur des substrats ultramafiques et des teneurs foliaires les plus courantes de ces éléments, observées chez les plantes à fleurs.....	27
Tableau 3.1	Composition physico-chimique de différents substrats d'anciennes mines.....	37
Tableau 3.2	Composition physico-chimique de différents <i>topsoils</i> .....	38
Tableau 4.1	Propriétés chimiques de différents amendements.....	45
Tableau 4.2	Valeurs fertilisantes d'engrais organiques.....	46
Tableau 5.1	Analyse de divers paramètres des boues STEP de la station de Koutio....	61

Tableau 6.1	Teneurs limites en composés-traces organiques dans les boues.....	66
Tableau 6.2	Valeurs limites de concentration en éléments-traces des boues.....	66
Tableau 6.3	Valeurs limites de concentration en éléments-traces dans les sols.....	66

## **LISTE DES ACRONYMES, DES SYMBOLES ET DES SIGLES**

ADEME	Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie
ASA	American society of agronomy
CDE	Calédonienne des eaux
CEC	Capacité d'échange cationique
CET	Centre d'enfouissement technique
CNRT	Centre national de recherche technologique sur le nickel et son environnement
CNUCED	Conférence des Nations Unies sur le commerce et le développement
DDR	Direction du développement rural
DIMENC	Direction de l'industrie des mines et de l'énergie de Nouvelle-Calédonie
DOM-TOM	Domaine et territoire d'outre-mer
EIE	Étude d'impact environnemental
ELAW	Environmental law alliance worldwide
EMSE	École national supérieur des mines
GIEC	Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat
IAC	Institut agronomique néo-calédonien
IARC	Centre international de recherche sur le cancer
IFREMER	Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer
INERIS	Institut national de l'environnement industriel et des risques
IRD	Institut de recherche pour le développement
ISEE	Institut de la statistique et des études économiques
ITAVI	Institut technique de l'aviculture
ITP	Institut technique du porc
IWA	International water association
LANO	Laboratoire organique de Normandie

MEEDDM	Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de la mer
MTH	Million de tonnes humides
RNO	Réseau nation d'observation de la qualité du milieu marin
SLN	Société Le Nickel
SMC	Société des mines et carrières
STEP	Station d'épuration
UNC	Université de la Nouvelle-Calédonie
UNESCO	Organisation des Nations Unies pour l'éducation, la science et la culture
US EPA	Agence de protection environnementale des États-Unis

## LEXIQUE

Biosolide	Sous-produit du traitement des eaux usées municipales (Environnement Canada, 2009).
Déchets verts	Ils représentent les déchets organiques provenant de l'entretien des terrains publics (espaces verts, zones récréatives, etc.) et privés (jardins, serres, etc.). Ils sont constitués de feuilles mortes, gazon, résidus des tailles d'arbustes et de haies, d'élagage, etc. (ADEME, s. d.d.)
Hotspot	Selon la définition d'usage de Norman Myers, un hotspot se définit par un site contenant une très grande biodiversité, un fort taux d'endémisme et dont la survie de plusieurs espèces est menacée (Spicer, 2009)
Humus	Couche supérieure du sol formé par la décomposition de matière organique lors du processus d'humification (van Breemen and Burman, 2002).
Latérite	Ensemble des matériaux meubles riches en oxydes, en hydroxydes de fer et en aluminium, constituant les sols provenant de l'altération poussée des roches sous climat tropical (L'Huillier et <i>al.</i> , 2010).
Loi organique	Loi relative à l'organisation et au fonctionnement des pouvoirs publics (Dictionnaire juridique, 2011)
Maquis minier	Formation végétale arbustive et herbacée plus ou moins buissonnante, située sur des roches ultramafiques (Province Sud, 2008a).
Merlon	Levée de matériaux, rapportés, rocheux ou terreux, constitués le long du côté ravin, des pistes de roulage (L'Huillier et <i>al.</i> , 2010).
Mycorhize	Association entre racine et champignon (Raven and <i>al.</i> , 2003).
Péridotite	Roche magmatique, comprenant deux catégories de roches, les harzburgites et olivines, composés principalement de silicates de fer et de magnésium (L'Huillier et <i>al.</i> , 2010)
Phytorestauration	Désigne l'ensemble des technologies qui utilisent les plantes comme principal agent de traitement des pollutions et vise à restaurer les ressources essentielles que sont l'eau, les sols et l'air, mais aussi la valeur sociale, économique, écologique et paysagère des sites traités (Dictionnaire de l'environnement, 2010).
Roche ultramafique	Roche ignée de couleur foncée, à faible concentration de silicate (moins de 45 %), et à haute teneur en fer et magnésium (Webster's online dictionary, 2011).

Saprolite	Roche produite par altération chimique d'une roche mère, due à l'action du climat. Elle contient les structures de la roche d'origine et de nouvelles structures dues à l'altération chimique. Elle peut être enrichie en nickel dans le cas de l'altération des péridotites. (L'Huillier et <i>al.</i> , 2010)
Scorie	Sous-produit de la fusion métallurgique, composé principalement de silicates et d'oxydes métalliques (LAROUSSE, 2011a).
Siccité	Représente le pourcentage massique de la matière sèche. Caractère de ce qui est sec (LAROUSSE, 2011b).
Site dégradé	Site ayant subi une détérioration de ces propriétés physiques, chimiques et/ou biologiques.
Sol latéritique	Sol rouge vif à rouge brun, très riche en oxyde de fer et en alumine, formé sous climat tropical. Pauvre en matière organique, en silice et en éléments nutritifs fertilisants (Ca, Mg, K, Na). Il s'agit d'un sol impropre à la culture. (LAROUSSE, 2011c)
Spéciation allopatrique	Spéciation due à une séparation géographique d'une espèce en deux ensembles (L'Huillier et <i>al.</i> , 2010).
Stérile minier	Produit constitué par les sols et roches excavés lors de l'exploitation d'une mine, après récupération de la partie commercialement valorisable qui constitue le minerai (Actu-Environnement, 2010).
Technosol	Sol majoritairement constitué de matériaux faits par l'homme (Food and Agriculture Organization, 2006).
Terril	Amoncellement des déblais (stériles) d'une mine (Le Dictionnaire, s. d.).
Topsoil	Couche arable superficielle du sol (les 10 à 50 premiers centimètres) (CNRT, 2009). Partie superficielle du sol dans laquelle la vie biologique est la plus active (L'Huillier et <i>al.</i> , 2010).
Verse	Ouvrage où sont stockés les résidus miniers (L'Huillier et <i>al.</i> , 2010).

## INTRODUCTION

Avec près d'un dixième des réserves mondiales de nickel et une production dépassant les 100 000 t/an, la Nouvelle-Calédonie représente l'un des plus importants acteurs de cette ressource minière (Conférence des Nations Unies sur le commerce et le développement (CNUCED), 2006). Pour l'archipel calédonien, la production du nickel représentait plus 907 millions \$CAN en retombés économique en 2006 (Institut de la statistique et des études économiques (ISEE), 2010a) et contribuait pour près de 10 % du PIB en 2009 (ISEE, 2010a). Ajoutant à cela une part de 11,8 % au secteur de l'emploi en 2009, le secteur minier constitue sans aucun doute l'un des piliers économiques de la Nouvelle-Calédonie (ISEE, 2010b).

Malheureusement, les intérêts économiques liés à l'exploitation minière s'accompagnent bien souvent d'impacts indésirables non négligeables sur l'environnement. Exploitées à ciel ouvert, les mines de nickel subissent préalablement un décapage des couches de surface (notamment la zone arable) pour accéder au minerai résultant en la destruction du couvert végétal originel. Ce faisant, le couvert végétal est extirpé et détruit. De plus, lors du processus d'extraction et de purification du minerai, d'importantes quantités de scories sont produites et accumulées. L'amoncellement de ces rebus inertes et stériles ainsi que le remblaiement des mines avec les couches superficielles de sol préalablement extraites et dévégétalisées, représentent des risques importants d'érosion éolienne et hydrique. En effet, emportés par les eaux de ruissèlement, ces matériaux finissent éventuellement par ensevelir la végétation des berges, engorger les rivières, augmenter la turbidité de l'eau des exutoires et du littoral puis affecter la faune et la flore aquatique (Jaffré *et al.*, 1977; Dupon, 1986; Danloux et Laganier, 1991).

Suite à la prise de conscience des dégâts environnementaux engendrés par le boom d'exploitation du nickel des années 70 en Nouvelle-Calédonie, de nombreux efforts ont été déployés afin d'apporter des solutions (L'Huillier *et al.*, 2010). Parmi les différentes techniques développées pour réduire l'érosion du sol, la revégétalisation des sites dégradés constitue sans nul doute une approche très prometteuse. Cette technique offre de multiples avantages tels que la réduction de la mobilité des contaminants, la protection/reconstruction des sols, la restauration écologique du milieu et présente de faibles coûts d'opération et de maintenance (Agence de la maîtrise de l'énergie (ADEME), 2006; Physafimm, 2009).

Le défi qui consiste à assurer la restauration d'un couvert végétal se bute toutefois à des conditions biotiques précaires du sol minier en général. Carencé en éléments nutritifs essentiels, en matière organique et affichant parfois des concentrations naturellement élevées de métaux lourds ou de tout autre contaminant, les sols miniers sont singularisés par une très faible fertilité, rendant difficile leur révégétalisation.

Pour cette raison, différentes sources d'amendement organique telles que résidus de scieries, déjections animales, compost et boues de station d'épuration (STEP) (aussi appelées biosolides) sont parfois utilisées afin de favoriser le développement et l'installation permanente du couvert végétal. À cet effet, la valorisation des boues STEP en tant qu'amendement organique présente plus que tout autre un intérêt particulier. Leur détournement des centres d'enfouissement permet notamment le transfert des coûts liés à l'enfouissement vers le développement d'une filière de valorisation et de contourner les nombreux inconvénients liés à leur mise en décharge tels que les risques de pollution du sol, de l'eau et de l'air, le dégagement de gaz à effet de serre, ainsi que la saturation des installations sanitaires (ADEME, s. d.a).

Face à la nécessité grandissante de gérer durablement les ressources, de préserver la biodiversité et de diminuer les impacts anthropiques sur l'environnement, il apparaît plus qu'intéressant d'étudier une technique de restauration minière qui intègre à la fois la reconstitution d'un écosystème et la mise à profit d'un rebut. Ainsi, l'objectif principal de cet essai est essentiellement de démontrer l'intérêt de la valorisation des boues STEP pour la révégétalisation d'anciens sites miniers en Nouvelle-Calédonie, ainsi qu'à fournir des recommandations quant à l'encadrement de la revégétalisation ainsi qu'à l'application des boues afin d'assurer le succès de la restauration minière.

Aussi, bien que les effets bénéfiques des boues de STEP sur la croissance des végétaux et la mobilisation des métaux aient été bien étudiés par le passé (Pietz *and al.* 1989; Logan, 1992), ses impacts sur certains paramètres propres à la Nouvelle-Calédonie sont toujours méconnus. À cet effet, un appel à projet du Centre national de recherche technologique (CNRT) sur le nickel et son environnement lancé en 2009, vise, au niveau de son troisième volet, à étudier l'effet des boues STEP sur le développement des mycorhizes, sur la fertilité des sols ainsi que sur les interactions entre la matière organique et les métaux (CNRT, 2009). L'essai vise également à répondre à l'un des objectifs d'un appel à projet du Centre national de recherche technologique (CNRT) sur le nickel et son

environnement lancé en 2009, soit la réalisation d'un bilan exhaustif des différents types d'amendements organiques utilisés et utilisables pour la restauration de sites dégradés, en conservant un intérêt particulier pour l'utilisation des boues STEP.

Ce présent essai est divisé en six chapitres dont le premier présente un bref historique du développement du secteur minier ainsi que de l'évolution de la prise en compte des effets environnementaux associés à l'industrie minière calédonienne. Le cadre législatif de l'exploitation minière sur l'exploitation et la restauration des sites y est discuté. Un survol des impacts environnementaux liés à l'exploitation minière est ensuite réalisé et les caractéristiques principales singularisant les sites dégradés sont décrites. Pour mettre en évidence la problématique observée sur le territoire calédonien, les propriétés intrinsèques du sol et de l'environnement de l'archipel y sont présentées. Le chapitre 3 démontre ensuite de quelle façon la revégétalisation peut permettre de réduire les impacts environnementaux miniers et présente le contexte de la revégétalisation en Nouvelle-Calédonie. Une définition et une présentation des différents types de fertilisants sont ensuite réalisées au chapitre 4. Ce dernier permet également de prendre conscience de la nécessité de recourir aux fertilisants pour la revégétalisation, des avantages liés aux amendements organiques à cet égard et offre une revue exhaustive des expériences d'amendement réalisées sur sols dégradés. Le chapitre 5 vise pour sa part à évaluer l'intérêt de valoriser les boues STEP en fonction du contexte particulier de la Nouvelle-Calédonie. Quant au chapitre six, il fournit des recommandations quant à revégétalisation, la fertilisation et l'utilisation des boues STEP. Il présente aussi quelques perspectives de développement et de recherche liées à la valorisation de ces boues. Pour terminer, une conclusion permettra d'effectuer un bref retour sur le travail et déterminer comment les objectifs préétablis auront été atteints.

Afin d'assurer la valeur des sources utilisées pour la rédaction de l'essai, la collecte d'informations fut effectuée via la consultation de portails scientifiques de bibliographie sur internet (Ingentaconnect, Google scholar), de sites d'éditeur (Elsevier, Springer, Wiley), d'associations de recherche (International water association (IWA), American society of agronomy (ASA)) et de portails gouvernementaux, institutionnels, d'organismes et d'agences reconnus. Des rencontres avec des chercheurs et spécialistes du domaine de la restauration minière (Institut agronomique néo-calédonien (IAC), Direction du développement rural (DDR) et de la valorisation des boues STEP (Calédonienne des eaux (CDE)) ont aussi été privilégiées pour la collecte d'informations.

## CHAPITRE 1 : MISE EN CONTEXTE

Parfois surnommée le caillou ou encore l'Île Nickel, la Nouvelle-Calédonie possède une histoire particulièrement liée à la présence et l'exploitation progressive des minerais tels que le nickel, le cobalt et le chrome. Ce chapitre vise ainsi à faire le survol de l'histoire du développement minier néo-calédonien, en commençant d'abord par présenter les généralités de l'archipel. Il permet aussi de prendre connaissance de l'évolution des méthodes d'exploitation et de restauration minière ainsi que des bases législatives qui l'encadrent.

### 1.1 Présentation de l'archipel calédonien et de ses caractéristiques édaphiques

Située près du Tropique du Capricorne en Océanie, la Nouvelle-Calédonie se trouve à quelque 2 000 km au nord de la Nouvelle-Zélande et à 1 500 km à l'est de l'Australie. Elle est constituée de plusieurs ensembles d'îles qui, au total, couvrent une superficie de 19 100 Km<sup>2</sup> (L'Huillier et *al.*, 2010). L'île principale (La Grande-Terre) s'étend sur près de 16 890 km<sup>2</sup> (Ambassade de France, s. d) et est partagée en deux provinces: la Province Nord et la Province Sud (voir la figure 1.1).

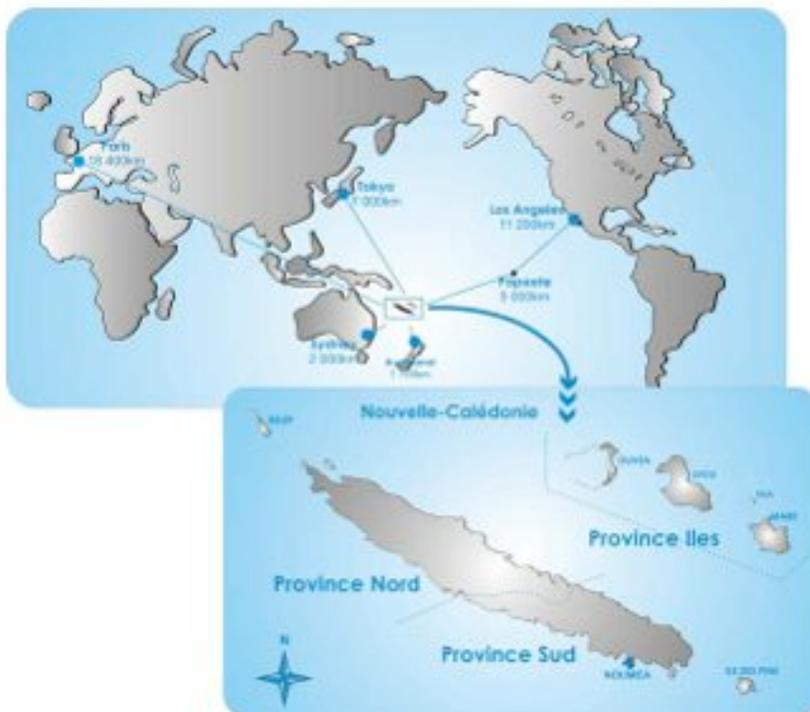


Figure 1.1 : Localisation de l'archipel néo-calédonien. Tirée de Contre-Info (2011).

Peuplée de 245 000 habitants, la Nouvelle-Calédonie constitue une collectivité *sui generis* de la République française. De ce fait, elle se distingue des autres Départements et Territoires d'outre-mer (DOM-TOM), en bénéficiant d'une plus grande autonomie et d'institutions qui lui sont propres (Vie publique, 2009; Legifrance, 2011). Un référendum local prévu pour 2014 permettra également de déterminer le maintien ou non de la souveraineté néo-calédonienne au sein de la République française. De ce fait et en conjonction avec l'Accord de Nouméa signé entre la France et la Nouvelle-Calédonie en 1998, un important transfert des compétences s'opère actuellement (Accord avenir, 2007). Notamment, plusieurs codes de lois français sont présentement repris et analysés afin d'être annexés au système législatif néo-calédonien. Ainsi, certaines réglementations liées aux mines et à l'utilisation des boues STEP ont susceptibles d'être modifiées dans les prochaines années.

Le sol de la Grande-Terre est constitué de roches ultramafiques sur près du tiers de sa superficie (Jaffré, 1993). Cette roche ignée est caractérisée par une faible teneur en aluminium, potassium, phosphore et calcium et de fortes concentrations en fer, magnésium et certains autres métaux tels que nickel, cobalt et chrome, très prisée par l'industrie minière. Elle est aussi fragmentée en de nombreux massifs aux reliefs accidentés et à forts dénivelés (voir annexe 1).

Ces massifs de roches ultramafiques peuvent être de deux types soit de péridotites et de serpentinites. Comme décrit dans L'Huillier et *al.* (2010), le premier, plus abondant, est à l'origine de la saprolite, une roche chimiquement altérée par le climat et enrichie en nickel (concentration moyenne de 1,2 à 1,6 %). La serpentinite représente également une forme altérée de la péridotite. Toutefois, sa transformation effectuée par métamorphisme en fait une roche monominérale à plus forte teneur en nickel (au-delà de 2,5 %).

En se dirigeant vers l'horizon supérieur, la couche de roche, qu'elle soit composée de serpentinite ou de saprolite, se transforme progressivement en argiles limoneuses constituées d'oxy-hydroxydes de fer et d'argiles magnésiennes. Cet horizon, appelé latérite jaune, est ensuite dominé par de la latérite rouge, un sol plus cristallisé en oxydes de fer et en oxy-hydroxydes de fer et responsables de sa couleur rouge (figure 1.2). (*Ibid.*)

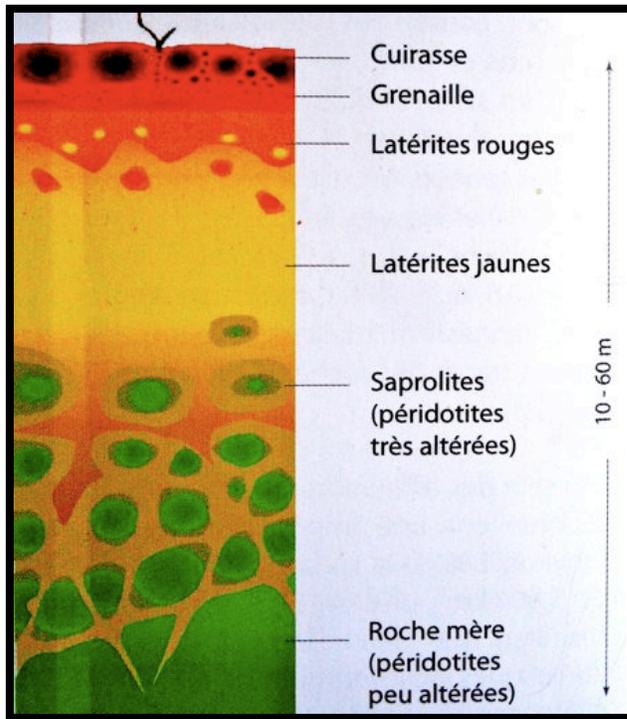


Figure 1.2 : Coupe schématique d'un profil type de sol issu de roches ultramafiques. Tirée de L'Huilier et *al.* (2010, p. 36)

Au niveau de l'horizon à latérites rouges, la teneur en fer et chrome est très élevée et tend à diminuer graduellement en se dirigeant vers les horizons inférieurs. À l'inverse, la concentration en magnésium, silice, cobalt, manganèse et nickel tend à augmenter en se rapprochant de la roche mère. Le pH est relativement acide en surface (4,7 à 6,4), mais celui-ci, par la présence plus marquée de magnésium en profondeur, augmente progressivement jusqu'à un niveau neutre à la base de la couche de latérites jaunes. La capacité d'échange cationique du sol, donnant une idée de la fertilité des sols de surface, est relativement faible avec des valeurs inférieures à 15 mEq/100g (Latham, 1980; Bourdon et *al.*, 1993) qui tendent également à augmenter avec la présence d'argile magnésienne en profondeur. De plus, la teneur en base échangeable du sol est très faible. Seul le magnésium + situé à la base du profil, soit au niveau de la latérite jaune, est plus mobile (L'Huilier et *al.*, 2010).

Ces caractéristiques édaphiques des massifs miniers jouent un rôle important sur l'environnement biophysique du milieu et influent également sur les conséquences de l'exploitation minière ainsi que sur les méthodes de restauration de sites. Le chapitre 2 permettra de prendre connaissance de ces implications.

## 1.2 L'exploitation minière en Nouvelle-Calédonie: d'hier à aujourd'hui

La Nouvelle-Calédonie trouve son surnom d'Île Nickel via l'importance historique de ce minerai dans son développement. Toutefois, cette dernière ne fut initialement pas convoitée pour son sol nickélifère. Proclamée colonie française par Febvrier Despointes dès 1853, la revendication de l'archipel calédonien par la France fut avant tout motivée par la guerre des drapeaux qui régnait alors entre elle et l'Angleterre, ainsi que le désir d'établir une colonie pénitentiaire permanente dans le Pacifique Sud (Bruhat, 2008).

Ce n'est qu'en 1864 qu'un ingénieur des mines, Jules Garnier, fit la découverte de la saprolite et de la latérite, roches alors inconnues constituées d'une forte teneur en nickel et en magnésium (L'Huillier et *al.*, 2010). Dès 1873, les premières extractions commencèrent au Mont Dore et dans les régions de Thio, Canala et Houailou. L'essor de la filière du nickel prendra définitivement son envol avec la création de la Société Le Nickel (SLN) en 1880 et l'ouverture successive d'usines pyrométallurgiques de traitement du minerai à Nouméa (sites de Pointe Chaleix et de Doniambo) et Thio et Doniambo (annexe 1) (*Ibid.*). À partir des années 1940, soit au moment de la mécanisation généralisée lors de la Deuxième Guerre mondiale, la production de nickel s'intensifia durablement. Elle passa alors de 200 000 tonnes de minerais saprolitiques humides en 1950 à 2 millions de tonnes humides (MTH) en 1957 (*Ibid.*). Elle atteignit un pic de production de 7,7 MTH en 1971 et depuis 1995, oscille autour de 7 MTH/an (figure 1.3) (*Ibid.*).

Depuis 2008, un nouveau procédé de traitement du nickel, soit l'hydrométallurgie, a fait son apparition en Nouvelle-Calédonie (Vale-Inco Nouvelle-Calédonie, 2008). Cette technique qui se veut moins énergivore et donc plus économique, offre actuellement de nouvelles perspectives à l'industrie minière, notamment via l'exploitation de gisements de nickel à plus faible teneur. Ces gisements, autrefois considérés comme non rentables, pourront désormais faire l'objet d'exploitation.

Mise à part l'exploitation du nickel, d'autres métaux tels le cobalt et le chrome ont fait l'objet d'exploitation dès les années 1876 et 1880. Cependant, l'ampleur de leur production se situe largement en dessous de celle du nickel. Aussi, le cobalt dont la présence est associée aux sols nickélifères dans les latérites, est aujourd'hui récupéré en tant que sous-produit du nickel. Quant au chrome, son exploitation périodique de 1880 à 1962 et de 1990 à 1992 fut largement influencée par sa rentabilité. En raison de

l'épuisement de ses gisements principaux, sa production est maintenant interrompue (L'Huillier et *al.*, 2010; Croix du sud, s. d.a).

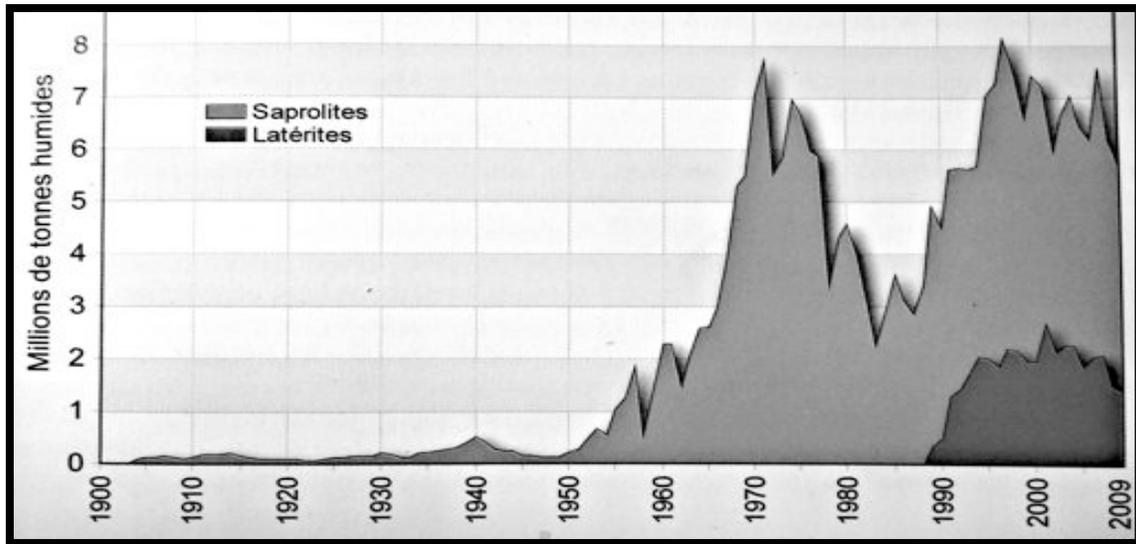


Figure 1.3 : Évolution de la production de minerai de nickel en Nouvelle-Calédonie. Tirée de L'Huillier et *al.* (2010, p. 25).

A ce jour et en combinant les données relatives au cobalt, au chrome et au nickel, ce sont plus de 3 580 titres d'exploitation qui ont été titularisés pour ces métaux en Nouvelle-Calédonie. Celles-ci couvrent une superficie de plus de 260 000 ha, soit l'équivalent de 15 % du territoire de l'Île. (L'Huillier et *al.*, 2010). Avec une aussi grande superficie exploitable et le développement de nouvelles techniques d'extraction plus économique, il est d'autant plus important pour l'avenir environnemental néo-calédonien de développer, voire d'améliorer les techniques de restauration minière afin de les rendre plus efficaces et pérennes.

### 1.3 Évolution des méthodes d'exploitation et de restauration

D'abord extrait à partir de galeries souterraines le long de filons saprolitiques, la chute progressive jusqu'en 1920 de leur teneur en nickel contraignit l'industrie minière à généraliser l'exploitation à ciel ouvert. De ce fait, pour atteindre la couche exploitable, il fut alors nécessaire d'excaver les horizons supérieurs et la végétation sus-jacente. Ce matériel indésirable constituant les déblais ou «stériles miniers» fut alors déplacé et stocké à proximité des sites. (L'Huillier et *al.*, 2010)

Le décapage du sol des tout premiers sites d'exploitation ayant été réalisé manuellement, l'impact sur l'environnement a été relativement faible. Toutefois, avec l'arrivée de

l'industrialisation et de la mécanisation en 1950, le déblaiement de la couche superficielle du sol (*topsoil*) prit une tout autre ampleur. Les minerais moins accessibles purent être excavés sur de plus grandes profondeurs, résultant en une production de stérile de plus en plus importante.

Comme il fallait trouver un endroit proche et accessible pour stocker cette matière, celle-ci fut d'abord poussée par bulldozers et déversée sur les versants rocheux. Cette technique d'excavation simple et efficace était alors réalisée sans tenir compte des nombreux impacts environnementaux générés. (*Ibid.*)

Ce n'est que vers la fin du boom du nickel en 1970 que les méthodes d'exploitation commencèrent à changer (Pitoiset, 2008). Devant la constatation des dégâts occasionnés, la prise de conscience de l'industrie et de la population sur les dangers environnementaux permit de créer en 1972, la Commission de prévention des dégâts miniers. Celle-ci avait pour rôle de veiller à la mise en œuvre d'un plan d'exploitation minimisant les impacts environnementaux lors de l'ouverture de toutes nouvelles mines. Elle veillait entre autres à ce que ce plan inclue le tracé des voies d'accès, la stabilisation des déblais et le contrôle des eaux de ruissellement (Jaffré et *al.*, 1977). L'industrie minière, notamment la SLN, développa alors de nouvelles méthodes d'exploitation plus respectueuses de l'environnement (L'Huillier et *al.*, 2010). L'utilisation de pelles hydrauliques et de camions d'évacuation vint remplacer les pelles à chenilles et bulldozers et le stockage des stériles fut réalisé en verses stabilisées et drainées (figure 1.4).

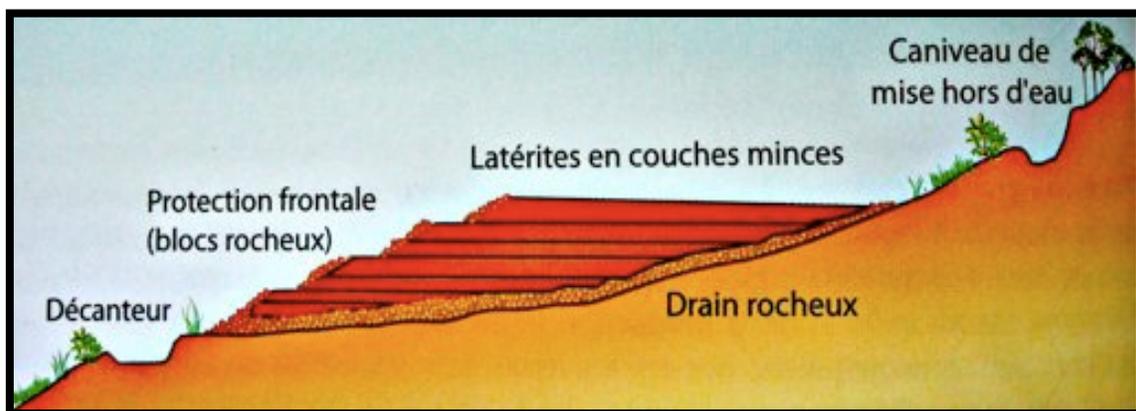


Figure 1.4 : Coupe d'une versée à stériles latéritiques. Tirée de L'Huillier et *al.*, (2010, p. 26)

Aussi, la conservation d'un merlon de terrain naturel en bordure des pistes et des zones d'extraction et la mise en place de caniveaux et de décanteurs permirent de réduire le

ruissellement et la charge en sédiments dans l'eau. Parallèlement, de nouvelles techniques de prospection et de sondage moins néfastes ont aussi été développées et une prise en charge de la réhabilitation des anciennes zones exploitées, notamment via la conservation des *topsoils* pour la revégétalisation, sont maintenant utilisées. (L'Huillier et *al.*, 2010)

Les premiers essais de revégétalisation en Nouvelle-Calédonie ont commencé dès 1971. Toutefois à cette époque, seules des espèces végétales exotiques étaient utilisées et celles-ci offraient des résultats peu convaincants. Ce n'est qu'à partir de 1988 que certaines plantes indigènes, pour la plupart endémiques, furent testées. L'utilisation d'espèces pionnières locales et mieux adaptées au milieu permit d'offrir des résultats intéressants tout en minimisant l'apport d'engrais, l'invasion d'espèces allochtones ainsi que l'implantation d'espèces locales grégaires et invasives ayant tendance à créer des groupements monospécifiques. (*Ibid.*)

Aujourd'hui encore, plusieurs recherches et expérimentations sont menées par différents acteurs du secteur minier, dont l'IAC et l'Université de la Nouvelle-Calédonie (UNC), afin d'affiner les connaissances sur les espèces végétales indigènes et d'améliorer les techniques culturales (L'Huillier et *al.*, 2010). Par ailleurs, certaines expérimentations visent à étudier l'effet des boues STEP en tant qu'amendement organique afin d'améliorer l'efficacité et la rapidité de l'établissement d'un couvert végétal, leurs effets sur les relations mycorhiziennes ainsi que sur la spéciation des métaux.

Ces boues, qui sont actuellement peu valorisées en agriculture, continuent d'être stockées ou éliminées dans les sites d'enfouissement. De ce fait, elles représentent des coûts importants pour la population et des risques notables d'impacts environnementaux (possibilité de contamination des sols, de l'eau et de l'air, dégagement de gaz à effet de serre, etc.).

De plus, la mise en application de la réglementation de la France métropolitaine sur l'élimination des boues STEP en Nouvelle-Calédonie interdit, depuis 2008, l'enfouissement de boues à siccité inférieure à 30 % (Pollizzi, 2011). Or les boues STEP produites par la Calédonienne des eaux (CDE), responsable du traitement des eaux usées du Grand Nouméa, possèdent une siccité de 15 % (Pollizzi, 2011). Afin de pouvoir éliminer ces boues par enfouissement, une dérogation de la mairie est donc nécessaire. Pour ces raisons, la valorisation des biosolides pour la restauration minière constitue une

voie très intéressante et des expériences récentes ont montré des résultats encourageants (voir chapitre 5).

#### **1.4 Cadre légal et institutionnel de l'exploitation minière**

L'exploitation minière a eu de nombreux impacts sur l'environnement néo-calédonien depuis les toutes premières années d'exploitation. Autrefois très peu règlementée, celle-ci doit maintenant se conformer à différents textes de loi et règlements. Ceux-ci sont notamment représentés par le *Code minier*, le Fonds Nickel et le *Code de l'environnement* des provinces Nord et Sud.

##### **1.4.1 Code minier**

Les premiers textes à avoir été publiés concernant l'exploitation minière en Nouvelle-Calédonie remontent en 1870, soit tout juste avant la découverte des sols nickélifères. À ce moment, les textes faisaient principalement allusion aux modalités d'obtention des concessions minières (surface, durée, redevance, etc.) et au classement des substances exploitables (L'Huillier et *al.*, 2010). Il fallut attendre jusqu'en 1999 pour qu'une loi organique prévoie la mise en place d'un schéma minier contenant les principes directeurs en matière de protection environnementale. Ce schéma de mise en valeur des richesses minières, adopté en 2008, permit ensuite la création du *Code minier* actuel, appliqué depuis le 1<sup>er</sup> mai 2009. Ce dernier regroupe et clarifie la réglementation minière en vigueur sur le cobalt, le chrome et le nickel et introduit de nouvelles dispositions en matière environnementale. Celles-ci prévoient notamment :

- la réalisation d'une étude d'impact environnemental (EIE) avant l'exploitation et la mise en place d'un schéma de réhabilitation des zones dégradées, comprenant un plan de restauration (techniques de revégétalisation utilisées, etc.) et de fermeture;
- la soumission de tout nouveau centre d'exploitation à une enquête publique et à la commission minière communale;
- l'obligation de réparer toutes dégradations dues à l'activité minière via la mise en place de garanties financières.

La garantie financière vise à assurer la remise en état et la réhabilitation des zones dégradées. Cependant, le *Code minier* ne définit les objectifs de la réhabilitation. D'après Le Floc'h and Aronson (1995), Bradshaw (1997), la Society for Ecological Restoration

(2004), et Artiola and *al.* (2004), la réhabilitation a habituellement l'objectif principal de restaurer les processus de productivité des services de l'écosystème en se servant des écosystèmes historiques ou préexistants comme modèle de référence. La réhabilitation vise donc surtout à réparer les fonctions productives de la zone dégradée plutôt que de rétablir l'intégrité biotique préexistante.

Quant à la garantie financière, celle-ci est appliquée par le prélèvement d'une partie du coût global de la réhabilitation, pour chaque tonne de minerai produit, sachant que le coût total de la réhabilitation est déterminé en fonction du tonnage exploitable. Par la suite, le recouvrement de la somme s'effectue au fur et à mesure de la réhabilitation. Ainsi, la première année de réhabilitation permet à l'entreprise de récupérer 50 % de la garantie, la deuxième année 5 %, troisième 10 %, quatrième 15 % et les 20 % restant au cours de la cinquième année. Cette façon de faire a donc l'avantage de responsabiliser les opérateurs miniers et de les inciter à entamer les travaux de réhabilitation au fur et à mesure de l'avancement de l'exploitation. (Syndex, 2005)

Afin de faire respecter les contraintes et les obligations du *Code minier*, l'article 142-1 de ce dernier prévoit la mise en place et le maintien d'une police des mines. Celle-ci a pour rôle de prévenir, de faire cesser ou de faire réparer tout dommage ou nuisance imputable aux activités de prospection, de recherche et d'exploitation minières (Gouvernement de la Nouvelle-Calédonie, 2009a)

Par ailleurs, suite aux recommandations du schéma minier, différents outils ont été mis en place pour assurer une insertion harmonieuse de l'activité minière dans l'environnement. Il s'agit notamment du Centre National de Recherche et de Technologie (CNRT), ainsi que de la charte des bonnes pratiques minières (Gouvernement de la Nouvelle-Calédonie, 2009b). Celle-ci aborde spécialement les bonnes pratiques relatives à la fermeture des sites miniers et à leur réhabilitation.

Finalement, les dispositions prises à travers le code minier obligent maintenant l'industrie minière à prendre en considération les impacts environnementaux potentiels de leurs activités. Celle-ci doit donc porter une attention particulière sur le type d'environnement qu'elle est susceptible d'affecter et s'assurer de les réhabiliter. De plus, elle est maintenant tenue de compenser financièrement pour toutes dégradations environnementales liées à ses activités.

### **1.4.2 Fonds Nickel**

Né de la délibération n°104 adoptée en avril 1989, le Fonds Nickel constitue une source de financement pour la réhabilitation des sites miniers ayant subi des dégâts environnementaux antérieurs à 1975. Ces fonds sont financés par les entreprises minières qui ont, grâce à la délibération 104, la possibilité de verser une partie de leurs impôts afin de restaurer les sites miniers dégradés dont la concession est échue et pour lesquelles aucun propriétaire solvable ne peut être identifié (mines orphelines). L'argent collecté est distribué entre les communes et géré par des comités communaux. Ceux-ci ont la responsabilité de déterminer les actions à mener avec ces fonds. Quant au Service des mines et carrières (SMC), celui-ci assure le secrétariat entre les comités communaux et offre une expertise technique des dossiers. Grâce à ce fond, plus de 2 milliards de FCFP (soit l'équivalent de 32,6 millions \$ CAD) ont pu être récupérés pour la réhabilitation de mines orphelines. (L'Huillier et *al.*, 2010)

### **1.4.3 Code de l'environnement des provinces Nord et Sud**

Afin de protéger leurs environnements respectifs, chacune des deux provinces de Grande-Terre s'est dotée d'un *Code de l'environnement*. Adopté en 2008, le *Code de l'environnement* de la province Nord prévoit entre autres la mise en place d'un dispositif de protection des espaces naturels via l'instauration d'aires naturelles protégées ainsi que la création d'une liste des espèces protégées et envahissantes du milieu. Quant au *Code de l'environnement* de la province Sud adopté en mars 2009, celui-ci, plus étoffé, contient une compilation importante des textes législatifs et réglementaires de la province en matière d'environnement. Il y est décrit et définit les aires protégées, les écosystèmes d'intérêt patrimonial, les espèces protégées, envahissantes, etc. Celui-ci contient également un nouveau dispositif visant à réglementer l'accès et l'exploitation des ressources biologiques, génétiques et biochimiques de la province. (L'Huillier et *al.*, 2010)

Au niveau de l'exploitation minière, ces codes de l'environnement permettent aux provinces de s'assurer que les espèces protégées soient préservées soit par leur transplantation dans un autre endroit, soit par leur reproduction et leur réintroduction leur de la restauration des sites. Ces codes permettent aussi d'éviter que des espèces indésirables de végétaux soient utilisées pour la revégétalisation des sites.

## **CHAPITRE 2 : IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX RÉSIDUELS DE L'INDUSTRIE MINIÈRE**

La mise en place d'un projet minier à ciel ouvert est susceptible d'engendrer de nombreux impacts directs sur l'environnement, et ce, quel que soit le minerai exploité. De plus, lors de la fermeture d'un site, plusieurs impacts indirects peuvent être occasionnés si des mesures préventives n'ont pas été prévues.

En Nouvelle-Calédonie par exemple, bien que différentes dispositions législatives permettent dorénavant d'assurer la protection de l'environnement, il n'en demeure pas moins que les nombreuses années d'exploitation minière non règlementées ont laissé leurs marques sur le paysage. Au moment d'écrire ces lignes, quelques 20 000 ha de sols dégradés par l'activité minière étaient toujours à l'abandon sur Grande Terre (1,2 % de sa surface) et seulement 296 ha auraient été restaurés depuis 1971 (DIMENC, 2006). Avec un rythme de revégétalisation actuelle de 30 à 40 ha/an (DIMENC, 2006), la restauration complète de ces anciens sites miniers pourrait prendre plus de 600 ans. Or, ces sols dénudés représentent une menace permanente pour la préservation de certains écosystèmes. Aussi, ces torts causés à l'environnement ont une importance toute particulière due aux particularités intrinsèques à l'archipel, notamment depuis que le lagon est classé au patrimoine mondial de l'humanité par l'UNESCO.

Ce chapitre permet de prendre connaissance des impacts environnementaux résiduels de l'exploitation de mines à ciel ouvert. Il permet aussi de prendre connaissance des particularités de l'environnement néo-calédonien et de comprendre comment celles-ci, combinées aux impacts des activités minières, peuvent influencer la dynamique de l'archipel. Par le fait même, il vise à démontrer l'importance de restaurer les sites miniers dégradés en Nouvelle-Calédonie.

### **2.1 Impacts généraux de projet minier à ciel ouvert**

Différentes phases composent le cycle de vie d'un projet minier. Aussi, chacune d'elles peut comporter des risques à l'égard de l'environnement et doit donc être considérée lors de la conception d'un projet. Ce volet décrit brièvement ces phases pour ensuite explorer sommairement les impacts environnementaux qu'elles peuvent générer.

## 2.1.1 Phases d'un projet minier

Le cycle de vie d'un projet minier peut être décomposé en quatre phases principales : la prospection, le développement, l'exploitation active et la fermeture de site.

### 2.1.1.1 Phase de prospection

La phase de prospection se compose des enquêtes, des études de terrain, des essais de sondage et des excavations exploratoires. Son exécution nécessite généralement le dégagement d'aires végétales afin d'accéder au terrain et permettre la circulation des véhicules. (ELAW, 2010)

### 2.1.1.2 Phase de développement

Suite à la découverte d'une source de minerai suffisamment importante et concentrée, la phase de développement est enclenchée. Celle-ci comprend la construction des routes d'accès et la préparation du site. Tout comme pour la prospection, cette phase nécessite le déblayage du couvert végétal pour être réalisée. (*Ibid.*)

### 2.1.1.3 Phase d'exploitation active

Une fois le site installé et le réseau routier complété, la phase d'exploitation active peut être lancée. Dans le cas d'une exploitation à ciel ouvert, le décapage de la zone végétale et du stérile minier sont essentiels pour accéder au minerai. Aussi est-il nécessaire d'évacuer et de stocker ce mort terrain. Or la quantité qui doit être déplacée et stockée est souvent conséquente avec des volumes généralement supérieurs à ceux issus du minerai extrait. Ainsi, le transport et le stockage de ce stérile minier doivent être réalisés avec soin afin d'impacter au minimum l'environnement. De plus lors du processus d'exploitation, il est habituellement nécessaire d'enrichir le minerai. C'est-à-dire qu'il faut augmenter sa concentration en utilisant différents procédés pouvant potentiellement affecter la qualité de l'environnement. Cet enrichissement produit inévitablement un résidu (scorie) qui nécessite d'être transporté et entreposé. Leur gestion à long terme exige donc d'empêcher leur mobilisation et dans certains cas, la lixiviation de leurs constituants potentiellement toxiques. (*Ibid.*)

### 2.1.1.4 Phase de fermeture

Finalement, la phase de fermeture du projet doit, dans le meilleur des cas, permettre le rétablissement des conditions initiales du site avant exploitation. Il s'agit d'une étape

cruciale puisque si certains impacts ne sont pas pris en charge avant le départ de l'industrie, ceux-ci peuvent occasionner des dégâts pouvant persister et s'aggraver sur plusieurs décennies, voire plusieurs siècles. (*Ibid.*)

## **2.1.2 Impacts environnementaux résiduels**

Comme mentionné précédemment, chacune des phases d'un projet minier est susceptible d'affecter directement ou indirectement l'environnement, et ce, à différents degrés et niveaux. L'environnement biogéophysique (l'eau, le sol, l'air, la faune et la flore), l'environnement social et économique, sont tous autant concernés par les projets miniers, que ce soit de manière positive ou négative. Cependant, par souci de restreindre le travail et focaliser sur le sujet de l'essai, ce volet s'oriente essentiellement sur les impacts négatifs résiduels de l'exploitation minière en général et pour lesquels la restauration permet d'éviter ou d'amoindrir les conséquences.

### **2.1.2.1 Impacts sur l'eau**

Lorsqu'exploité à ciel ouvert, les matériaux miniers (parois, résidus, déchets rocheux, etc.) exposés à l'eau et à l'oxygène peuvent former des minéraux sulfurés de fer. S'ils sont présents en quantité importante et qu'il y a absence de matériaux neutralisants, ces minéraux sulfurés peuvent former une solution acide. La diminution du pH de l'eau peut également engendrer un effet rétroactif continu par dissolution de métaux ou autres contaminants. Ce phénomène, connu sous le nom de drainage minier (DMA), est d'ailleurs considéré comme l'une des menaces les plus importantes pour la qualité de l'eau. Puisque ces métaux ne se dissolvent pas dans l'environnement et que leur présence peut constituer une source de contamination pour la vie aquatique, leurs impacts à long terme peuvent être dévastateurs. (Earthworks, 2005)

Outre le drainage minier acide, il est aussi possible d'observer un lessivage de certains métaux à pH neutre. En effet, certains minéraux sulfureux exposés à l'oxygène et à l'eau peuvent se dissoudre à pH neutre et ainsi constituer ce qui s'appelle un drainage neutre contaminé (DNC) (Stantec, 2004). Le tableau 2.1 présente les minéraux sulfureux susceptibles de se retrouver dans les rejets miniers

Tableau 2.1 : Principaux minéraux sulfureux susceptibles de se retrouver dans les rejets miniers.

<b>Fe</b>	Greigite	$Fe_3S_4$	<b>Cu</b>	Bornite	$Cu_3FeS_4$
	Marcassite	$FeS_2$		Chalcopyrite	$CuFeS_2$
	Pyrite	$FeS_2$		Chalcosite	$Cu_2S$
	Pyrrhotite	$Fe_{(1-x)}S$		Covellite	$CuS$
	Troilite	$FeS$		Cubanite	$CuFe_2S_3$
<b>Ni</b>	Pentlandite	$(Fe,Ni)_9S_8$	<b>Zn</b>	Énergite	$Cu_3As_4S_4$
	Millérite	$NiS$		Tennantite	$Cu_2As_2S_7$
	Violarite	$FeNi_2S_4$	Sphalérite	$ZnS$	
<b>Pb Mo Sb</b>	Galène	$PbS$	Wurtzite	$ZnS$	
	Molybdénite	$MoS_2$	<b>Co Cd Hg</b>	Cobaltite	$CoAsS$
	Stibnite	$Sb_2S_3$		Linnaéite	$Co_3S_4$
<b>As</b>	Arsénopyrite	$FeAsS$		Greenockite	$CdS$
	Orpiment	$As_2S_3$	Cinabre	$HgS$	
	Proustite	$Ag_3AsS_3$	<b>Mn</b>	Alabandite	$MnS$
	Réalgar	$AsS$		Hauerite	$MnS_2$

Tiré d'Aubertin *et al.* (2002).

Le nickel par exemple, lorsque sous forme de pentlandite, millérite ou violarite, peut éventuellement se solubiliser. Le même problème s'observe également pour les métaux suivants : antimoine, arsenic, cadmium, chrome, cobalt, manganèse, mercure, molybdène, sélénium, sulfates et zinc (Stantec, 2004).

De plus, les routes de transport ainsi que le stockage de stériles et de résidus peuvent comporter des risques pour la qualité des eaux de surface et souterraines. Le lessivage des matériaux peut entraîner une augmentation de la turbidité de l'eau et, advenant le cas qu'ils contiennent certains contaminants, ceux-ci peuvent se retrouver lessivé ou dissout. L'eau de ruissellement chargé en sédiments engendre l'accumulation de matières dans les plans d'eau, altérant du coup l'habitat aquatique et diminuant la capacité de stockage de ces derniers. Les minéraux associés aux sédiments peuvent également abaisser le pH de l'eau et ainsi favoriser la mobilisation de métaux lourds. La diminution du pH ainsi que la présence des métaux peuvent par la suite affecter la qualité du sol et de l'eau ainsi que la qualité générale des habitats fauniques et floristiques. (*Ibid.*)

Certaines modifications de la topologie du terrain peuvent également avoir un impact sur la vitesse et le volume d'écoulement de l'eau. Par modification de ces paramètres, les risques d'augmenter le facteur d'érosion, de provoquer l'inondation de certaines zones et d'endommager certaines structures anthropiques sont élevés. (*Ibid.*)

En Nouvelle-Calédonie, Jaffré et *al.* (1977), Bird and *al.* (1984) et Dupon (1986) ont d'ailleurs noté une perturbation du régime hydrique, la pollution et l'engravement de cours d'eau en aval de sites miniers ainsi que la formation de dépôt d'alluvions dans les zones basses et le long du rivage des centres miniers.

Un autre phénomène particulier lié aux mines à ciel ouvert est l'exhaure minière. Celle-ci se produit lorsque les travaux en profondeur interceptent une nappe phréatique. À ce moment, les eaux souterraines envahissent le fond et produisent les eaux de mines, ou encore l'exhaure. Au cours de l'exploitation, cette eau est continuellement pompée vers l'extérieur. Cependant, à la fermeture de la mine le pompage est généralement interrompu, ce qui entraîne l'accumulation, l'infiltration dans les fractures de roches et peut aussi résulter à son rejet incontrôlé dans l'environnement et favoriser le lessivage du sol. (MINEO, 2000)

#### **2.1.2.2 Impacts sur l'air**

Les pratiques d'exploitation et de transport sur mine conduisent à l'émission de nombreuses poussières dans l'atmosphère. L'utilisation de machineries et dans certains cas, la production d'énergie nécessaire au fonctionnement de l'usine de traitement du minerai, peuvent aussi être responsables d'importantes émissions de gaz à effet de serre. De plus, le déblaiement de la couverture végétale pour permettre l'installation du site et du réseau routier ou encore pour accéder au minerai engendre une perte significative de l'absorption du CO<sub>2</sub>. Or la diminution de l'absorption du gaz carbonique combinée aux émissions GES font d'un projet minier un contributeur important au phénomène de changement climatique. Bien qu'il soit difficile de prédire avec précision les effets possibles de cet événement sur l'environnement et que les conséquences envisagées sont grandement liées à la situation géographique, les impacts généraux suivants ont été soulevés par le rapport de 2007 du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) sur les changements climatiques:

- intensification du nombre et de l'amplitude des évènements climatiques tels que sécheresse, inondation, tempête, canicule, vague de froid, etc.;
- hausse du niveau moyen des mers;
- modification de la trajectoire de certains courants océaniques (ex.: Gulf Stream);
- perte de certains écosystèmes et extinction de plusieurs espèces animales et végétales;
- affectation de la sécurité alimentaire, de la ressource en eau potable et de la santé de certaines populations humaines;
- déportation de population entière due à la hausse du niveau des mers;

### **2.1.2.3 Impacts sur le sol**

Les effets d'un projet minier sur la qualité du sol peuvent être très vastes. Ils sont aussi partiellement liés aux impacts sur la qualité de l'eau et de l'air. Le premier effet consiste en la disparition de la couche de topsoil qui est chargée en matière organique indispensable au développement des végétaux et chargée en stock de graines locales indispensable à la restauration végétale. La viabilité du topsoil après un stockage est un sujet de recherche d'actualité en Nouvelle-Calédonie.

L'impact sur les sols est aussi partiellement lié à l'impact sur l'eau et l'air. Par exemple, les métaux lourds mobilisés et transportés dans les eaux de surfaces et souterraines finissent inévitablement par contaminer les sols par infiltration et sédimentation. Quant à l'érosion éolienne, celle-ci est susceptible de transporter des particules dans l'air qui pourront se déposer et contaminer des terres sur de longues distances. Or cette contamination indirecte du sol peut comporter des risques pour la santé humaine et la qualité des habitats fauniques. (MINEO, 2000)

De plus, l'érosion éolienne et hydrique du sol implique le déportement de composantes pouvant affecter la fertilité et la capacité du sol à se revégétaliser naturellement. Ainsi, même après plusieurs années, certains sols miniers laissés à l'abandon demeurent entièrement dénudés (Jaffré et *al.*, 1977; Wild and Wiltshire, 1971; Goodman, 1974). Par ailleurs, Jaffré et *al.* (1977) ont constaté un appauvrissement notable des terres dans les vallées néo-calédoniennes.

#### **2.1.2.4 Impacts sur la faune et la flore**

La destruction du couvert végétal et le déblaiement de la couche superficielle du sol affectent la faune et la flore locale de deux façons: par la perte de l'habitat et le morcellement de celui-ci. La perte de l'habitat a surtout un effet sur les espèces à mobilité réduite ou sédentaires telles que certains invertébrés, rongeurs, reptiles et petits mammifères. La survie de certaines espèces à faible répartition et fortement spécialisées peut être particulièrement affectée par une réduction de leurs habitats. D'autres espèces plus mobiles peuvent aussi être impactées dans le cas où l'habitat correspond à une ère de reproduction ou joue un rôle de protection contre des prédateurs. (MINEO, 2000)

Quant au morcellement de l'habitat, celui-ci survient lorsqu'une superficie se retrouve scindée en plusieurs parcelles. Ceci affecte la dispersion des populations et mène à l'isolement, voir le déclin de celles-ci suite au manque d'espace et à l'homogénéisation du bagage génétique. (*Ibid.*)

Tel qu'expliqué précédemment, les activités minières provoquent également une altération de la qualité de l'eau par la mise en suspension de sédiments et parfois même, par le lessivage et le dépôt de métaux toxiques. Or l'augmentation de la turbidité et la présence des métaux toxiques peuvent nuire, voir même causer la mort de certains organismes aquatiques (Dupon, 1986).

Outre les impacts liés à la destruction de l'habitat et à l'altération de la qualité de l'eau, l'activité humaine peut également causer des torts à la faune et la flore en facilitant ou en engendrant directement la colonisation d'espèces invasives. En Nouvelle-Calédonie par exemple, la fourmi électrique, espèce allochtone envahissante, s'est installée sur plusieurs terrains miniers du sud. Sa présence ponctuelle dans certaines zones d'exploitation est fortement liée aux activités anthropiques. S'attaquant à diverses espèces indigènes, celles-ci constituent un réel danger pour la préservation de la biodiversité locale. (Jourdan et al., 2001; Chazeau et al., 2003; Le Breton et al., 2003)

#### **2.1.2.5 Impacts socioéconomiques**

La dégradation de la qualité de l'eau, de l'air, du sol, de la faune et de la flore implique des impacts conséquents sur l'aspect socio-économique d'une région, et ce, particulièrement si une population vit à proximité et en aval du projet minier.

D'abord, la perte d'accès à l'eau potable et la contamination du sol provoquent un impact financier et un risque sanitaire non négligeable. Selon Bebbington and Williams (2008), les incidences sur la quantité et la qualité de l'eau font d'ailleurs parti des aspects les plus litigieux des projets miniers. Aussi, la dégradation de ces éléments implique pour les populations locales affectées, des conséquences importantes sur leurs moyens de subsistance, notamment au niveau de l'agriculture et de la pêche.

Outre cet aspect économique, la contamination de l'eau, de la terre et du sol constitue aussi un risque notoire pour la santé publique. Elle peut altérer la qualité de vie des habitants en affectant leur santé physique et mentale. Elle peut notamment contribuer à l'aggravation de certaines maladies incapacitantes et hausser le taux de mortalité. (ELAW, 2010)

La dégradation de la faune et de la flore tout comme la modification du relief affectent aussi la qualité du paysage. Les conséquences visuelles et esthétiques occasionnées peuvent à leur tour perturber le bien-être de la population et, dans le cas où le tourisme est présent, l'économie de la région. (*Ibid.*)

## **2.2 Particularités de l'environnement néo-calédonien et conséquences relatives**

Les effets résiduels généraux des activités minières discutés au volet 2.1 s'appliquent de manière générale à la Nouvelle-Calédonie. Cependant, l'ampleur de ces impacts peut grandement varier en fonction du type d'exploitation minière et des caractéristiques environnementales du milieu (ex.: sol, relief, climat, espèces animales et végétales, populations humaines, activités économiques). Aussi, les générateurs d'impacts, qu'ils soient anthropiques ou environnementaux, peuvent interagir ensemble pour provoquer des effets synergiques amplifiants. Cette section permet de prendre connaissance de ces facteurs à l'échelle de la Nouvelle-Calédonie et de la façon qu'ils peuvent influencer la portée des conséquences environnementales.

### **2.2.1 Propriétés climatiques**

Située tout près du tropique du capricorne, la Nouvelle-Calédonie se caractérise par un climat tropical humide. Elle jouit ainsi d'une température moyenne relativement élevée (23°C), d'une pluviométrie importante (moyenne de 1700 mm/an) ainsi que d'un fort taux d'ensoleillement (2500 à 2800 h) (ISEE, 2006; L'Huillier et *al.*, 2010). Les précipitations, le

taux d'ensoleillement et la température varient cependant en fonction de la localisation géographique, de l'altitude et de la période de l'année. Singularisé par deux saisons, l'archipel est soumis de décembre à mars, à une période chaude et humide caractérisée par de nombreuses précipitations cycloniques. À l'inverse, de juin à septembre, les précipitations se font beaucoup plus rares et les températures plus fraîches (Météo France, s. d.).

### **2.2.2 Conséquences**

Ces attributs du climat néo-calédonien sont en partie responsables de l'altération du sol, de la formation des latérites et de la périclélite ainsi que de la présence d'une faible couche de matière organique (Angladette et Deschamps, 1974; L'Huillier et *al.*, 2010). Les précipitations, particulièrement fortes lors d'événements cycloniques, constituent également un facteur de taille sur l'érosion des sols et la lixiviation des métaux (Jaffré et *al.*, 1977). Amplifiée par l'enlèvement de la couverture végétale pour l'exploitation minière, l'érosion des sols représente une cause importante de l'appauvrissement des terres dans les vallées néo-calédoniennes (Jaffré et *al.*, 1977).

Aussi, le ruissellement issu des pluies torrentielles favorise la mobilisation des dépôts de matériaux meubles tels que le stérile minier, dont la mise en suspension ainsi que la lixiviation (mobilisation de métaux) et affecte en cascade: la qualité de l'eau, la qualité des habitats fauniques et floristiques des milieux humides, l'économie des secteurs tels que l'aquaculture et le tourisme et finalement, la qualité de vie des populations humaines adjacentes.

Pendant la période sèche, l'environnement des sites miniers est affecté au niveau de la reprise végétale notamment par les mécanismes de l'érosion éolienne. En effet, les zones dénudées des sites miniers ont tendance à s'assécher considérablement d'autant que l'ensoleillement et la force du vent y sont plus importants (Jaffré et *al.*, 1977). Par conséquent, la qualité de l'air, de l'eau et du sol s'en trouve également affectée.

### **2.2.3 Propriétés édaphiques**

Les massifs miniers sont constitués d'une couche de sol superficielle dont la profondeur (1 à 10 m) et la composition peuvent fortement varier. Cependant, quatre catégories de sols sont généralement distinguées. Il s'agit des sols ferrallitiques rajeunis par érosion,

ferralitiques cuirassés, ferralitiques hydromorphes sur alluvions et des sols bruns hypermagnésiens.

Le premier est principalement retrouvé sur les crêtes et les pentes et représente des sols très érodés et donc peu profonds (L'Huillier et *al.*, 2010). Quant au deuxième type de sol, il est principalement retrouvé en position de plateau, en zone base ou intermédiaire. Celui-ci est caractérisé par une forte désaturation en éléments échangeables comme  $K^+$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$  et  $Na^+$  (L'Huillier et *al.*, 2010) impliquant une croissance difficile des plantes (Hopkins, 2003). Pour ce qui est des sols ferralitiques hydromorphes, ils sont représentés par les sols de plaine formée d'alluvions sablo-limoneuses. Généralement enrichis en nickel et en magnésium, ils sont passablement toxiques pour les végétaux (L'Huillier, 1994; L'Huillier et Edighoffer, 1996). Finalement, les sols bruns hypermagnésiens sont situés principalement à la base des massifs miniers. Ceux-ci se caractérisent par une texture argileuse qui, avec une saturation en  $Mg^{2+}$ , leur confère une bonne capacité d'échange ionique ainsi qu'un pH quasi neutre (Proctor, 2003). Pour mieux visualiser les différences caractérisant ces sols, leurs compositions chimiques ainsi que leurs caractéristiques physiques sont résumées dans les tableaux 2.2 et 2.3.

La faible présence d'argile minéralogique fait aussi en sorte que les sols des massifs miniers présentent un faible pouvoir tampon et donc, possèdent un équilibre chimique très instable (Latham, 1975). Leur capacité de rétention hydrique est également faible du fait de la grande porosité du sol. Seul le sol brun hypermagnésien présente une bonne retenue d'eau de par sa texture argileuse. Toutefois, son point de flétrissement relativement faible rend difficile la culture végétale (Jaffré, 1980).

Certains de ces sols et plus particulièrement les sols bruns hypermagnésiens, concentrent une quantité importante de magnésium pouvant devenir toxique pour les plantes (Proctor, 1970) et empêcher l'absorption du calcium (Proctor and Nagy, 1992). De plus, la teneur de quelques métaux tels que le nickel, le manganèse, le chrome et le cobalt peut également être suffisamment importante pour devenir toxique. Cependant, cette toxicité dépend cependant de leur phytodisponibilité, elle-même dépendante de nombreux facteurs tels que l'équilibre ionique de la solution aqueuse du milieu, du pH, de la teneur en manganèse, des sécrétions racinaires, des micro-organismes (populations bactériennes, mycorhizes, etc.) et de la teneur en magnésium, impliqué dans la diminution de la disponibilité du nickel (Ross, 1994; Proctor and Gowan, 1976).

Les massifs péridotiques néo-calédoniens sont aussi caractérisés par une concentration élevée de minéraux sulfureux tels que la pentlandite ((FeNi)<sub>9</sub>S<sub>8</sub>) et le millérite (NiS). D'après Guillon (1975), la pentlandite composerait même 90% de l'ensemble des sulfures et des métaux natifs. Or ces minéraux sulfureux ont la particularité de s'oxyder et de se solubiliser jusqu'à un pH relativement élevé (précipite à pH 8.5) et sont donc susceptibles de se retrouver dans les rejets miniers (Ritcey, 1989).

Tableau 2.2 : Analyse chimique de l'horizon racinaire (0-20 cm) de quatre catégories de sols de maquis sur roche ultramafique.

Caractéristiques chimiques	Sol ferralitique rajeuni	Sol ferralitique gravillonnaire	Sol ferralitique hydromorphe sur alluvions	Sol brun hyper-magnésien
pH	5,96	4,69	6,35	6,81
Capacité d'échange (mécq/100)	8,15	7,65	15,56	40,90
Mn %	0,47	0,46	0,72	0,43
Ni %	0,94	0,26	0,84	0,60
Cr %	2,11	4,24	4,62	1,20
<b>Cations échangeables (mécq/100)</b>				
Ca <sup>2+</sup>	0,93	0,60	2,53	2,35
Mg <sup>2+</sup>	2,04	0,52	10,26	33,50
K <sup>+</sup>	0,06	0,08	0,07	0,22
Na <sup>+</sup>	0,08	0,08	0,09	0,35

Modifié de L'Huillier et *al.*, (2010, p.39).

Tableau 2.3 : Caractéristiques physiques de différents horizons de quatre sols de maquis sur roche ultramafique.

Caractéristiques physicochimiques	Sol ferralitique rajeuni		Sol ferralitique gravillonnaire			Sol ferralitique hydromorphe sur alluvions		Sol brun hyper-magnésien	
Horizon (cm)	0-15	45-50	0-15	18-24	27-32	0-15	25-35	0-5	5-10
Matière organique %	3	0,3	1,6	-	-	9,6	-	3	3,5
Argile %	27,9	22,9	1,9	17,2	27,8	41,8	50,9	46,5	49,2
Eau utile %	7,4	21,6	3,5	5,1	7,3	26,8	16,9	8,7	10,1

Modifié de L'Huillier et *al.* (2010, p.44).

Finalement, comme tout autre métal, la phase d'enrichissement du nickel implique la production de détritrus minier (scories) sur le site de l'usine. Les propriétés physiques de ceux-ci dépendent de plusieurs facteurs, dont le type de sol traité, les matériaux extraits ainsi que le type de traitement subi. Dans le cas du nickel néo-calédonien, les scories,

produit vitrifié obtenues en fin de traitement, n'ont pas montré de lixiviation de métaux quantifiables (Pagand, 2011). Cependant, vers la fin du processus d'enrichissement, les scories sont obtenues par refroidissement de la matière en fusion à l'eau de mer avant d'être entreposées. Celles-ci peuvent donc contenir une concentration élevée en sels. Les propriétés physiques dont notamment la granulométrie grossière des scories (tableau 2.4) font également en sorte que les amas de stockage possèdent une forte perméabilité et donc une faible rétention d'eau. Aussi, ces scories possèdent de faibles valeurs fertilisantes (moins de 0,5% de matière organique et quantité infime de nutriments) et affichent un pH relativement élevé (9,4) (Heintz, 2007).

Tableau 2.4 : Granulométrie de la scorie.

Classe de taille des particules	Proportion %
2000 µm	42
1000 µm	37
500 µm	16
<500 µm	5

Modifié de Velayoudon (2008, p. 34).

#### 2.2.4 Conséquences

L'ensemble des caractéristiques édaphiques néo-calédoniennes fait des sols ultramafiques, un milieu où l'installation et le développement des végétaux sont extrêmement difficiles. Celles-ci doivent non seulement faire face à des conditions hydriques et nutritionnelles contraignantes, mais elles doivent également survivre aux fortes concentrations de certains métaux potentiellement toxiques tels que le nickel, le magnésium, le cobalt et le chrome. Aussi, comme la composition et les caractéristiques physico-chimiques de ces sols diffèrent, la végétation et les contraintes associées à leur développement varient. Ces particularités doivent aussi être considérées dans l'établissement d'un plan de revégétalisation. Le tableau 2.5 résume les mauvaises conditions édaphiques auxquelles doivent faire face les végétaux.

Quant aux scories produites et entreposées, leur forte perméabilité, leur pH élevé, et leur concentration élevée en sels constituent un frein au développement d'une couverture végétale. Leur faible rétention d'eau augmente également l'effet de ruissellement qui, *ipso facto*, augmente les risques d'érosion et d'impacts sur les milieux humides.

Tableau 2.5 : Conditions du sol et effets sur les végétaux.

Conditions du sol	Conséquences pour les plantes
Faible teneur en MO	Mauvaises conditions de croissance
Carence en éléments nutritifs	Mauvaises conditions de croissance
Faible disponibilité d'eau	Risque d'assèchement
Teneur élevée en métaux	Risque de phytotoxicité
Faible pouvoir tampon	Risque de mauvaises conditions de croissance
Faible C.E.C	Mauvaises conditions de croissance

La lixiviation du nickel des sols dénudés constitue également un risque environnemental non négligeable. Bien qu'aucune étude réalisée en Nouvelle-Calédonie n'a pu être répertoriée afin d'évaluer les conséquences associées à ce drainage minier, il est fort possible que ce phénomène puisse représenter un risque de contamination et de toxicité dans l'environnement. En effet, le nickel est considéré par le Centre international de recherche sur le cancer (IARC) comme substance possiblement cancérigène pour l'homme (IARC, 1990). Aussi, bien que les effets écotoxiques du nickel ont été peu étudiés jusqu'à maintenant, le Réseau national d'observation de la qualité du milieu marin (RNO) a pu démontrer que ce dernier possédait une forte affinité pour certains ligands organiques et qu'il pouvait perturber le développement larvaire d'huitres et de moules (RNO, 2001).

### 2.2.5 Propriétés biologiques

La Nouvelle-Calédonie est née de l'émergence d'un fragment du Gondwana situé tout près de l'Australie. Maintenant émergé et isolé depuis 37 millions d'années, l'archipel possède une flore et une faune extrêmement caractérisées par son environnement particulier. De ce fait, la Nouvelle-Calédonie possède l'un des plus forts taux d'endémisme avec près de 75 % d'espèces originales. (L'Huillier et *al.*, 2010)

Les végétaux par exemple, ont dû s'adapter aux conditions édaphiques du milieu, à la topologie, à la pluviométrie et à l'altitude variée de la Nouvelle-Calédonie. Leur isolement géographique insulaire a également fait en sorte de favoriser la spéciation allopatrique. Avec un taux d'endémisme de 74 %, les végétaux néo-calédoniens constituent l'une des flores les plus originales de la planète.

Par la présence de ses massifs ultramafiques, la Nouvelle-Calédonie représente aussi un *hotspot* particulier de métallophytes. Ainsi, sur les 2 150 espèces végétales présentes sur ses massifs, 82 % en sont endémiques (L'Huillier et *al.*, 2010). Composée de deux types

de végétation, soit d'une flore arborescente et du maquis minier, la flore indigène est fortement adaptée aux sols ultramafiques. Celle-ci se caractérise notamment par une croissance relativement lente et un système racinaire très développé en surface (*Ibid.*). Ce sont également des plantes oligotrophes, peu exigeantes en éléments nutritifs et adaptées à croître sur des sols très pauvres. Afin de visualiser cette particularité, le tableau 2.6 ci-dessous présente une comparaison de la teneur foliaire de certains éléments pour différents groupes de végétaux.

Tableau 2.6 : Comparaison des teneurs foliaires moyenne en N, P et K des dicotylédones arbustives des maquis et des forêts sur des substrats ultramafiques et des teneurs foliaires, observées chez les plantes à fleurs.

<b>Plantes dicotylédones</b>	<b>N</b>	<b>P</b>	<b>K</b>
Maquis	0,01	0,031	0,72
Forêt	1,34	0,044	0,86
Teneurs les plus courantes chez les végétaux supérieurs	1 - 3	01, - 0,5	2 - 4

Modifié de L'Hullier et *al.*, (2010, p.84).

Aussi, grâce à des associations symbiotiques avec des champignons (mycorhizes), elles arrivent à mobiliser et absorber le peu de phosphore disponible. Certaines plantes s'associent également avec des bactéries fixatrices d'azote pour favoriser leur développement. Quelques-unes ont même la capacité d'économiser les éléments minéraux en les résorbant de leurs feuilles avant leur chute. (L'Huillier et *al.*, 2010, Lagrange et *al.*, 2011)

Afin de croître sur des sols riches en métaux potentiellement toxiques, les plantes des sols ultramafiques ont aussi développé diverses stratégies d'adaptation. Ainsi, la plupart de ces plantes se protègent des métaux soit en limitant leur absorption, soit en augmentant leur tolérance face à ces derniers. Ces techniques de protection varient également en fonction du minerai. Par exemple, dans le cas du magnésium et du chrome, l'absorption est généralement limitée alors que pour le nickel et le cobalt, la technique de protection peut varier d'une espèce à l'autre. Certaines tenteront de limiter l'entrée de ces métaux dans l'organisme alors que d'autre, dite plante hémiaccumulatrice ou hyperaccumulatrice pourront tolérer une concentration supérieure à la normale par divers moyens (ex.: stockage du métal sous forme de complexes organométalliques). (Macnair, 2003; L'Huillier et *al.*, 2010; Rascioa et Navari-Izzo, 2011)

Comme les massifs miniers néo-calédoniens sont soumis à des conditions hydriques difficiles lors de la période sèche, la plupart des plantes de maquis miniers sont également adaptées à la sécheresse. Ainsi, elles sont généralement caractérisées par des feuilles scléreuses, coriaces, de taille réduite, à la cuticule épaisse ainsi qu'un système racinaire développé en surface. (L'Huillier et *al.*, 2010)

Bien qu'elles soient très bien adaptées à leur environnement, les plantes des massifs miniers sont toutefois incapables de compétitionner sur d'autre type de sol. En effet, les caractéristiques spécifiques de leur milieu et la faible compétitivité à laquelle elles sont soumises dans leur environnement ont fait en sorte de les rendre inaptes à la colonisation de milieu moins rustique. (Jaffré et *al.*, 1994; Jaffré et *al.*, 2001)

Outre les végétaux, la faune terrestre de la Nouvelle-Calédonie est également très particulière. De par leurs propriétés intrinsèques, les massifs miniers sont responsables d'une importante part de cette originalité. Au niveau de l'herpétofaune par exemple, environ 40 % des espèces en sont originales (L'Huillier et *al.*, 2010). L'isolement des massifs miniers fait également en sorte que chacun d'eux constitue une zone distincte d'endémisme (*Ibid.*).

Au niveau aviaire, plus d'une trentaine d'espèces fréquentent les massifs miniers. Certaines espèces nectarivores et frugivores sont très liées à la reproduction et à la dispersion des végétaux de ce milieu. Bien que leur subsistance ne dépende pas uniquement des espèces végétales présentes sur les maquis miniers, leur rôle sur la survie de certaines espèces végétales de cet environnement ainsi que sur la revégétalisation naturelle est très important. Il en va de même pour de nombreuses espèces d'arthropodes spécifiquement adaptées à l'environnement minier. (L'Huillier et *al.*, 2010)

Finalement, alors que plusieurs espèces sont indigènes au maquis minier ou encore à la Nouvelle-Calédonie, d'autres ont été introduites par l'homme. C'est le cas notamment du cerf *Rusa*, originaire des Philippines et introduit en Nouvelle-Calédonie en 1862 (Croix du Sud, s. d.b). La prolifération de la population de ce cervidé fut telle qu'aujourd'hui, elle se retrouve en surpopulation et fait l'objet de mesures particulières afin de réduire ses effectifs.

### 2.2.6 Conséquences

Les propriétés biologiques de l'environnement néo-calédonien sont nombreuses. D'abord, celui-ci est constitué d'une biodiversité extrêmement riche, dont l'originalité n'a d'égale que sa vulnérabilité. Les écosystèmes des lagons par exemple sont très sensibles à l'érosion des sols et à la mise en suspension de sédiments occasionnés par l'industrie minière. L'augmentation de la turbidité de l'eau et le dépôt de sédiments diminuent la luminosité essentielle à la croissance des coraux. Aussi, l'accumulation de métaux constitue un risque important pour la santé des organismes aquatiques.

Les écosystèmes des massifs miniers sont très sensibles aux activités minières. De par la faible étendue de leur répartition et la fragmentation de leur habitat, ces biotopes risquent une perte de biodiversité, et ce, malgré l'absence même d'activités minière (Jaffré et *al.*, 2004; Jaffré et *al.*, 2010). Le faible effectif de certaines populations et/ou d'espèces ainsi que leur isolement géographique les rendent sensibles à deux phénomènes distincts, soit l'effet Wahlund et l'effet Allee. Le premier, qui constitue un appauvrissement de la diversité génétique par la réduction du nombre d'individus hétérozygotes, rend la population vulnérable aux maladies et aux événements climatiques. Quant au second, il représente un phénomène particulier de réduction de la capacité de survie et de reproduction d'une population lorsque son effectif atteint un certain seuil critique. À long terme, ces effets menacent la survie des populations et des espèces à effectif et territoire réduits (Honny and Jacquemyn, 2006; Oostermeijer and *al.* 2003).

La forte spécialisation des végétaux de maquis miniers et leur incapacité à compétitionner sur d'autre type de sol les rendent aussi particulièrement vulnérables à la destruction de leur habitat. Certains animaux tels que les oiseaux de la famille des *Meliphagidae* sont également très importants à leur reproduction et à leur dispersion (L'Huillier et *al.*, 2010). Ainsi, la considération de ses animaux et de leur relation avec les plantes de maquis minier est d'un grand intérêt pour l'étude des impacts environnementaux et pour la réhabilitation des sites miniers.

Aussi, la faible agressivité et le manque de dynamisme de la flore indigène des maquis miniers rendent la revégétalisation naturelle extrêmement lente (Jaffré et *al.*, 1977). À la mine de Koniambo par exemple, même après plus de 20 ans d'inactivité sur le site, le couvert végétal était représenté par moins de 20 % des végétaux d'origine et couvrait à peine 20 % de la superficie dénudée (figure 2.1; Jaffré et *al.*, 1977). Ainsi, après la

fermeture de site minier et en l'absence de mesures de revégétalisation, le taux de recouvrement et de diversité floristique demeurent très faibles.

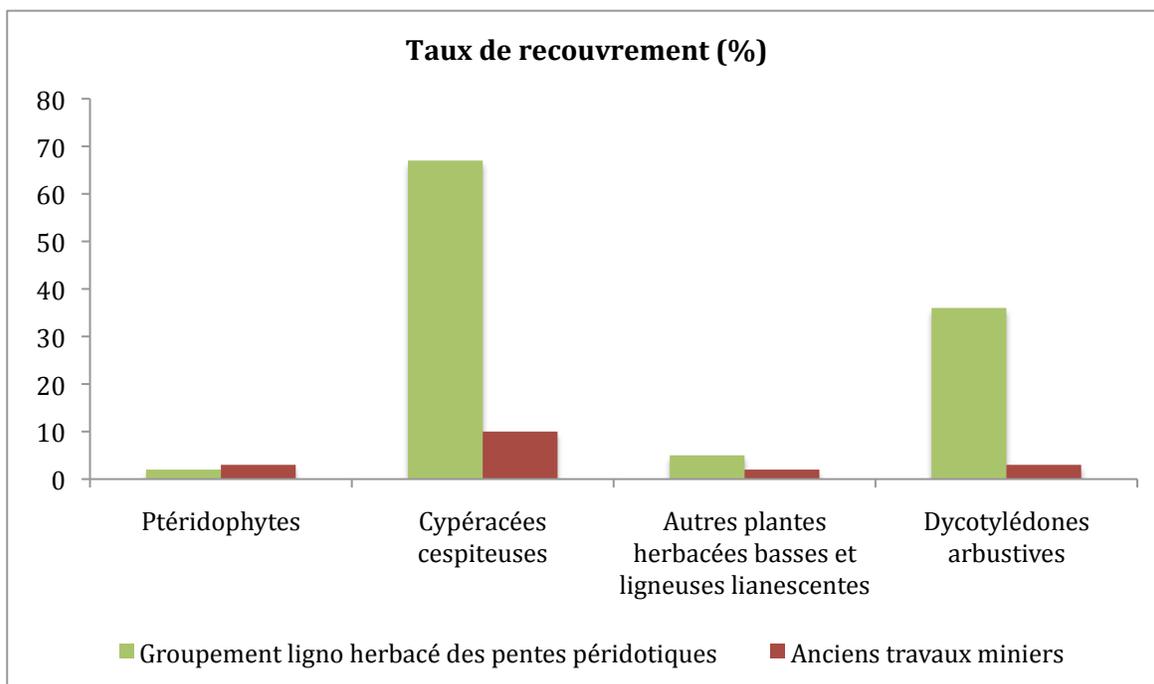


Figure 2.1 : Taux de recouvrement de familles floristiques sur terrain minier exploité et non exploité du Massif de Koniambo. Modifiée de Jaffré et *al.*, (1977, p. 314).

La présence importante du cerf Rusa près de l'environnement des massifs miniers représente également un obstacle important à la revégétalisation naturelle des sites. De par leur surpopulation, ceux-ci exercent un broutage intensif de la végétation pouvant mener à la dégradation de l'environnement et même empêcher la revégétalisation (L'Huillier et *al.*, 2010).

### 2.2.7 Propriétés socioéconomiques

Dans un contexte où l'industrie minière occupe une place importante de l'économie de la Nouvelle-Calédonie et où la fluctuation du prix des métaux influe également sur le niveau de production, la diversification des secteurs économiques représente un élément clé pour stabiliser l'économie. À cet effet, le gouvernement néo-calédonien cherche particulièrement à développer d'autres secteurs économiques tels que le tourisme et l'aquaculture, dont le grand potentiel pourrait être mis à profit (Syndex, 2005). Au niveau touristique, la grande valeur esthétique des paysages et la reconnaissance internationale de l'existence d'une faune et d'une flore exceptionnelles, font du patrimoine naturel

calédonien une richesse inestimable. L'inscription de la barrière de corail au patrimoine mondial de l'UNESCO fait notamment partie de cette stratégie de valorisation du potentiel écotouristique (Syndex, 2005).

### **2.2.8 Conséquences**

Les secteurs du tourisme et de l'aquaculture sont très vulnérables aux impacts miniers. La dégradation de la qualité du sol, de l'eau, de la faune et de la flore influe directement sur leur productivité. Selon Dupon (1986), l'érosion du sol suite à de fortes précipitations colore la mer en rouge et nuit aux activités balnéaires et touristiques. L'augmentation de la turbidité de l'eau ainsi que l'accumulation de sédiments provoquent également une pollution esthétique des eaux du littoral et des plages. Combinés, aux zones dénudées et mal délimitées des maquis miniers ainsi que les coulées de terre rouge provoquée par l'érosion, ces impacts visuels sur le paysage néo-calédonien affectent considérablement l'industrie du tourisme.

### **2.3 Synthèse**

Les impacts environnementaux résiduels de projet miniers sont influencés par les nombreuses particularités de l'environnement néo-calédonien. L'influence que ces impacts exercent les uns sur les autres est également multiple et complexe et leur synergie amplifie les conséquences observées. Le chapitre 2 aura permis de démontrer comment les effets des activités minières peuvent se répercuter sur les différentes sphères environnementales, à savoir, l'environnement bio géophysique, économique et sociologique.

## CHAPITRE 3 : REVÉGÉTALISATION

Le chapitre 3 vise à définir la revégétalisation, à en décrire les principaux bénéfices ainsi qu'à démontrer comment celle-ci peut réduire les impacts environnementaux miniers résiduels, et ce, particulièrement dans le contexte de la Nouvelle-Calédonie. Ce chapitre offre aussi un bref aperçu de la revégétalisation réalisée sur l'archipel calédonien et indique les divers éléments conditionnant sa réussite.

### 3.1 Définition et lien entre revégétalisation et phytorestauration

La revégétalisation se définit simplement comme le rétablissement d'un couvert végétal, souvent appelé reverdissement. En fonction des objectifs recherchés, elle peut mener à la récupération du milieu (sans retour à son état d'origine), à sa réaffectation (nouvel usage de l'écosystème) ou encore à sa restauration écologique d'origine.

Dans l'un ou l'autre de ces cas, la revégétalisation d'un site dégradé peut être réalisée afin d'éliminer la source de contamination ou de pollution que génère ou que constitue le site. De ce fait, elle peut représenter une forme de phytorestauration. Le Dictionnaire de l'environnement (2010), définit cette dernière comme étant :

*«Ensemble des technologies qui utilisent les plantes comme principal agent de traitement des pollutions et vise à restaurer les ressources essentielles que sont l'eau, les sols et l'air, mais aussi la valeur sociale, économique, écologique et paysagère des sites traités»*

Plusieurs techniques de phytorestauration existent et elles varient en fonction des objectifs recherchés. Celles-ci sont notamment: la phytoséquestration, la rhizodégradation, la phytoextraction, la phytodégradation, la phytovolatilisation et la phytostabilisation (Tsao, 2003; Dowling and Macek, 2006). Chacune adaptée à un type particulier de dégradation. Les cinq premières sont essentiellement utilisées pour éliminer la pollution du sol. La phytoséquestration et la phytoextraction sont des méthodes utilisées pour le traitement d'éléments inorganiques, alors que la rhizodégradation, la phytodégradation et la phytovolatilisation sont utilisées pour les éléments organiques. Quant à la phytostabilisation, celle-ci ne dépollue pas le sol, mais élimine la source de production en empêchant la dégradation du sol et la lixiviation des métaux (Dowling and Macek, 2006; Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (INERIS), 2010; ADEME, s. d.b). L'Agence de protection environnementale des États-Unis (US EPA) la définit comme étant un processus par lequel les plantes immobilisent les contaminants métalliques par

l'absorption et accumulation dans les racines, précipitation à l'intérieur de la zone racinaire et part stabilisation physique du sol (US EPA, 2000).

Dans le cas où la revégétalisation permet d'éviter la mobilisation des métaux et d'éliminer une source potentielle de contamination ou de pollution, celle-ci constitue donc en quelque sorte une technique de phytostabilisation. Ainsi, la revégétalisation peut non seulement servir à restaurer un écosystème, mais également à éliminer la source de contamination ou de pollution d'un sol.

### **3.2 Bénéfices de la revégétalisation**

Le rétablissement d'un couvert végétal sur site minier dégradé offre de nombreux avantages. Il s'agit notamment d'éviter l'élimination de la couche du sol de surface par la réduction des agents érosifs (ex.: vents, précipitations) et la réduction du ruissellement de l'eau par les végétaux tout en favorisant son infiltration. Il en résulte une régulation du débit hydrique et la diminution du transport des sédiments. L'installation de la flore permet aussi d'améliorer les propriétés physico-chimiques du sol. Le système racinaire des plantes améliore la cohésion du sol et permet la formation d'une litière végétale qui contribue à la rétention d'eau. En effet, la formation d'acides humiques et fulviques due à la décomposition des résidus végétaux permet la fixation des éléments minéraux et provoque le développement d'agrégats. Ces derniers engendrent une augmentation de la porosité du sol, de sa perméabilité et de la rétention d'eau. (Jaffré et *al.*, 1994; Dubourguier et *al.*, 2001)

Les végétaux représentent également un réservoir notable de carbone, d'azote et d'autres éléments minéraux. Ils jouent un rôle de régulateur thermique en diminuant l'échauffement du sol lors de canicules (Rey et *al.*, 2004) et servent d'habitat à la faune. Cette dernière participe à son tour au fonctionnement de la flore en favorisant son développement via le transport de semences et la pollinisation.

Tous ces bénéfices offerts par les végétaux font de la revégétalisation une technique de restauration efficace.

### **3.3 Revégétalisation en Nouvelle-Calédonie**

Sur l'archipel calédonien, les impacts environnementaux résiduels et à long terme liés à l'exploitation minière sont principalement dus à l'érosion hydrique et éolienne des sols. Ce

transport de sédiments, dont la teneur naturelle en certains métaux lourds (nickel, chrome, cobalt, manganèse) peut être relativement élevée, est à l'origine de la dégradation de l'environnement situé en aval.

Bien que la présence de métaux dans le sol minier puisse représenter un risque de contamination suite à leur lixiviation, leur concentration n'est pas suffisamment grande pour justifier un traitement de décontamination. De plus, leur présence naturelle dans le sol depuis plusieurs millions d'années a fait en sorte de développer une faune et une flore qui lui sont particulièrement bien adaptées. Ainsi, la revégétalisation est principalement réalisée afin de stabiliser les sols ainsi que de restaurer, dans la mesure du possible, l'écosystème originel.

### **3.3.1 Évolution des techniques de revégétalisation**

En Nouvelle-Calédonie, la revégétalisation fut amorcée en 1971. Depuis, près d'une trentaine d'essais ont été réalisés. Au fil du temps, l'accumulation des connaissances a permis d'affiner grandement les méthodes et les techniques employées.

Au départ, la majorité des essais étaient réalisés avec des plantes exotiques rustiques telles que certaines espèces d'*Acacia*, de *Poeceae* et le *Pinus Caribaea* (Jaffré et Latham, 1976). Néanmoins, celles-ci démontrèrent une faible croissance et de piètres performances pour l'installation pérenne d'une flore secondaire. D'autres espèces indigènes telles que le gaïac (*Acacia spirorhis*) et le bois de fer (*Casuarina collina*), offrirent de meilleurs résultats de croissance. Cependant, ces espèces ont la particularité de former des groupements monospécifiques qui rend difficile l'installation d'une flore secondaire.

Devant le faible succès de celles-ci, les sociétés minières ont progressivement expérimenté des plantes indigènes des maquis miniers locaux. À cet effet, en 1988, l'institut de recherche ORSTOM (répondant maintenant sous le nom de l'IRD) a commencé à inventorier et tester les espèces des maquis miniers potentiellement utilisables pour la revégétalisation (Pelletier et Esterle, 1995). Les résultats obtenus démontrèrent la possibilité d'utiliser certaines espèces pionnières locales bien adaptées à l'environnement du milieu. Ils démontrèrent aussi certains avantages tels qu'une limitation d'apport d'engrais, une réduction de l'utilisation d'espèces locales présentant des caractères d'espèces grégaires invasives (gaïac et bois de fer) ainsi qu'une diminution

d'invasion par des espèces allochtones (Jaffré et *al.*, 1994; Jaffré et *al.*, 1997). L'utilisation d'espèces indigènes fixatrices d'azote telle que *Gymnostoma deplancheanum* (famille des *Casuarinaceae*) permet aussi d'offrir de meilleurs résultats que le gaïac et le bois de fer, au niveau de la diversité floristique et du taux de recouvrement spontané (McCoy and *al.*, 1997; McCoy and *al.*, 2002). La figure 3.1 affiche les différentes familles de plantes utilisées en Nouvelle-Calédonie et leurs rôles dans la restauration minière.

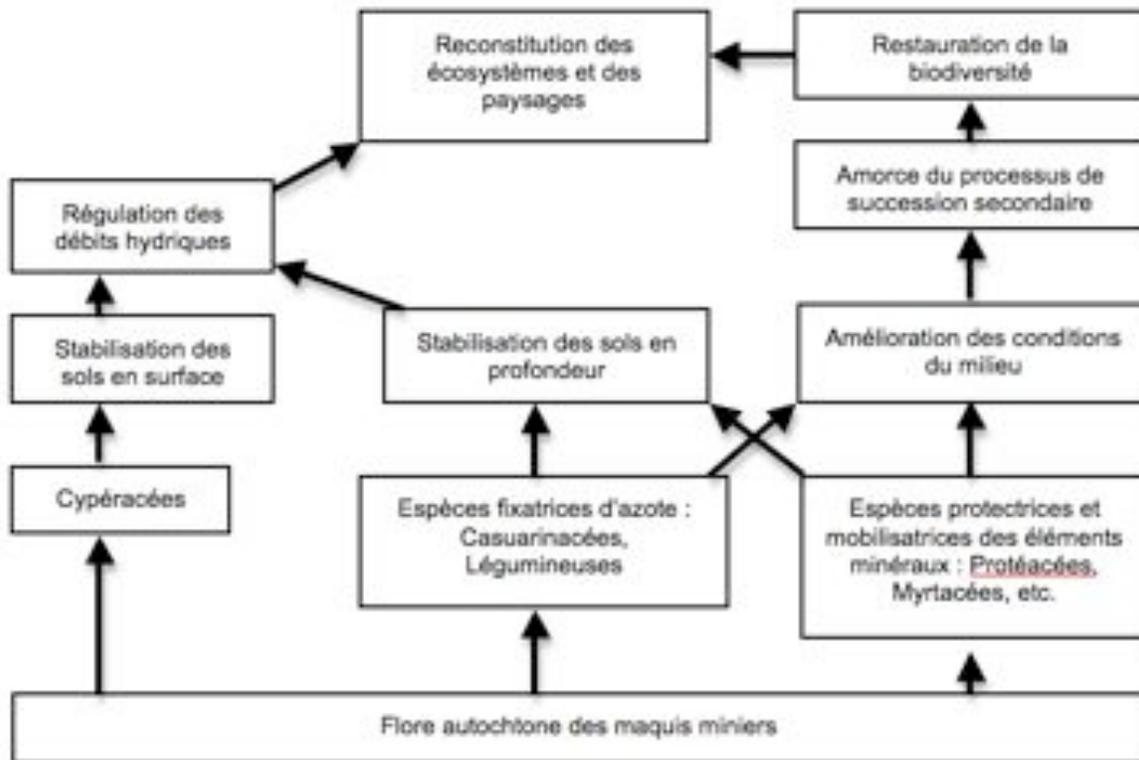


Figure 3.1 : Étapes de la végétalisation d'anciens sites miniers en Nouvelle-Calédonie. Modifiée de Jaffré et *al.* (1997, p. 287).

Actuellement, le *Code minier* n'exige ni la restitution de la faune et de la flore originelles lors des travaux de réhabilitation, ni l'utilisation de plantes indigènes. Cependant, il renvoie à la charte des bonnes pratiques minières pour l'application des méthodes de revégétalisation appropriées. Celle-ci recommande notamment l'utilisation de plantes pionnières originaires et endémiques des massifs miniers ainsi que la conservation d'îlots de végétation naturelle. Ceci, afin de favoriser la dissémination d'espèces secondaires locales.

En ce qui a trait aux opérations de revégétalisation, celles-ci sont principalement orientées vers la plantation et l'ensemencement. Quoique plus longue et coûteuse via la main-d'œuvre qu'elle nécessite, la plantation est largement utilisée pour les résultats rapides et fiables qu'elle procure. Son application se limite cependant aux zones relativement planes et faciles d'accès. (L'Huillier et *al.*, 2010)

Pour sa part, l'ensemencement peut s'effectuer manuellement ou mécaniquement. Particulièrement développée au début des années 1990, une technique d'ensemencement hydrique (*hydroseeding*) permet maintenant de projeter les semences à l'aide d'un hydrosemoire, en mélangeant celles-ci avec du *mulch*, de la colle végétale et des engrais organiques ou minéraux. L'ensemencement offre l'avantage de pouvoir traiter rapidement de grandes superficies sur des surfaces parfois très dénivelées. Elle nécessite cependant d'énormes quantités de semences dont la qualité et les résultats sont très aléatoires. (*Ibid.*)

Quant à la végétalisation par régénération naturelle, celle-ci est habituellement complémentaire à la plantation et l'ensemencement puisqu'elle s'effectue à partir du *topsoil* et dépend grandement de sa qualité, de sa préservation, de la quantité disponible et de la diversité des semences qu'il contient. Elle offre toutefois de nombreux avantages tels que l'implantation d'espèces indigènes locales adaptées au milieu, une meilleure diversité spécifique et le développement naturel de symbioses mycorhiziennes. (*Ibid.*)

### **3.3.2 Contraintes rencontrées**

Le succès de la revégétalisation repose sur de nombreux facteurs dont notamment, la préparation du terrain (conditions physico-chimiques du sol). En Nouvelle-Calédonie, l'instauration d'un couvert végétal sur sites miniers est actuellement réalisée sur deux catégories de sol: les versées à stérile et le *topsoil*.

Les stériles se caractérisent habituellement par une carence en nutriments essentiels (N, P, K, Ca), une faible teneur en matière organique et en microorganismes et de fortes teneurs en métaux lourds. La capacité d'échange cationique (4,88 à 8,81) ainsi que le ratio Ca/Mg (0,02 à 0,15) des versées à stérile sont également très faible. Le premier implique une faible affinité du sol pour les cations ( $K^+$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $Na^+$ , etc.) et donc une capacité de constitution d'un réservoir insuffisante. Selon le Laboratoire agronomique de Normandie (LANO) (s. d.), une valeur inférieure à 9 mg/g représente une faible capacité

d'échange cationique. Quant au ratio Ca/Mg, Doll et Lucas (1973) ont constaté qu'un coefficient inférieur à 1 sur sol serpentinique nuisait au développement des végétaux.

Pour ce qui concerne le *topsoil* (couche superficielle du sol), par rapport aux stériles miniers, celui-ci se caractérise par une plus forte teneur en matière organique et en éléments nutritifs, une plus faible concentration de métaux lourds ainsi que par la présence de symbiotes (mycorhizes et actinomycètes). Les tableaux 3.1 et 3.2 ci-dessous permettent de visualiser les propriétés physico-chimiques des versées à stérile et de quelques *topsoils*.

Tableau 3.1 : Composition physico-chimique de différents substrats d'anciennes mines

Propriétés	Verses à stériles miniers				
	Matériaux désaturés	Matériaux faiblement désaturés	Matériaux peu évolués	Merlons (matériaux rapportés)	Terrasses d'excavation
Argiles + limons fins (%)	3-43	1-13	1-15	2-48	3-30
Eau utile (%)	3-32,6	3-28,4	5,1-16,6	3,4-19,5	3,5-19,4
pH	5,6	6,5	7,2	7,4	7,1
C organique (mg/g)	3,5	8	1,9	-	8,6
Azote total (mg/g)	0,08	0,34	0,13	0,33	0,33
Mat. Org. (%)	0,6	1,4	0,3	-	1,5
C.E.C (mg/g)	-	4,88	5,86	-	8,81
Phosphore total (ppm)	46	37	24	107	19
Ca (%)	<0,01	0,02	<0,01	0,03	0,02
Mg (%)	1,29	4,41	10,49	8,87	9,42
Ratio Ca/Mg	-	0,02	0,07	-	0,15
K (%)	0,02	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Na (%)	0,07	0,03	<0,01	0,01	<0,01
Ni (%)	1,30	1,92	2,11	1,14	2,70
Cr (%)	3,30	2,59	1,25	1,82	1,22
Mn (%)	0,78	0,66	0,41	0,32	0,44

Adapté de L'Huillier *et al.* (2010, p. 209).

Tableau 3.2 : Composition physico-chimique de différents *topsoils*.

Propriétés	Plum	Tontouta	Thio	Tiébaghi	Goro
Argile (%)	12,6	16,3	15	11,1	12,2
Eau utile (mm/cm)	0,77	0,78	0,72	0,70	0,79
pH eau	5,9	5,6	5,5	5,6	5,4
C organique (mg/g)	42,8	37,7	32,9	44,7	28,8
Azote total (mg/g)	2,52	1,6	1,72	1,65	1,21
Mat. Org. (%)	7,4	6,5	5,7	7,7	5
C.E.C (mg/g)	16,8	10,6	11,1	12	8,4
Phosphore total (ppm)	109	172	118	185	215
Ca <sup>2+</sup> (meq/100g)	2,88	0,97	0,34	3,32	1,54
Mg <sup>2+</sup>	1,63	1,04	1,6	7,92	1,34
Ratio Ca/Mg	1,77	0,93	0,21	0,42	1,15
K <sup>+</sup> (meq/100g)	0,12	0,01	0,19	0,76	0,11
Na <sup>+</sup> (meq/100g)	0,08	0,01	0,07	0,27	0,16
Ni (%)	0,47	0,97	0,95	0,30	0,72

Adapté de L'Huillier *et al.* (2010, p. 211).

De par ses caractéristiques, le *topsoil* constitue un substrat beaucoup plus fertile que les stériles miniers. Sa réapplication est d'ailleurs considérée comme la méthode de revégétalisation la plus efficiente (Williamson *and al.*, 1982; Van Keckerix and Kay, 1986; Bradshaw, 1997; Tordoff *et al.*, 2000). Sa réinsertion permet, lorsqu'il est bien conservé, de retrouver la productivité et les fonctionnalités biologiques du sol. Ainsi, lorsque qu'il est disponible et de bonne qualité, il est généralement versé au-dessus du dépôt de stérile.

Les sites miniers dégradés et orphelins (qui représentent une superficie de 20 000 ha selon la DIMENC, 2006) ne disposent plus de cette couche de sol. Leur faible pouvoir fertilisant représente ainsi un important obstacle à la constitution rapide d'un couvert végétal. Toutefois, en corrigeant leurs carences nutritives et en améliorant leurs conditions physico-chimiques, il est possible d'accélérer l'installation des végétaux, d'accroître leur vitesse de croissance et d'améliorer le taux de recouvrement (Jaffré *et al.*, 1994; Sarrailh, 2001; Lagrange, 2009).

Quant aux sites miniers dont le *topsoil* fut conservé, la plupart d'entre eux manqueront tout de même de 18 à 27 % de l'amendement terrigène nécessaire (Phillips, 1994). Ceci est dû à la compaction de la matière au fil du temps. Ainsi, l'utilisation d'un *topsoil* de substitution composé d'un sol amélioré par un apport d'amendement organique permet de remédier au problème.

Outre les versées de stériles, la scorie pourrait également faire partie des substrats à revégétaliser. Actuellement stockée ou utilisée comme remblai, l'accumulation des dépôts constitue une problématique croissante pour la Nouvelle-Calédonie et particulièrement pour la ville de Nouméa. À titre d'exemple, le site de stockage de la SLN devrait couvrir une superficie de 70 ha, pour une hauteur de 60 m d'ici la prochaine décennie (Heintz, 2008).

Les propriétés physico-chimiques des scories sont cependant particulièrement peu favorables au développement des végétaux. Ceux-ci sont carencés en éléments nutritifs, en matière organique (moins de 0,5 %) et possèdent un pH relativement élevé (9,4) (Heintz, 2008). Ainsi, tout comme pour les versées à stérile, l'apport d'un amendement organique est essentiel à l'établissement d'un couvert végétal.

## CHAPITRE 4 : FERTILISANTS ORGANIQUES ET REVÉGÉTALISATION

La terminologie relative aux matières fertilisantes est nombreuse et peut parfois porter à confusion. Le chapitre 4 permet de prendre connaissance de cette terminologie. Il permet aussi d'identifier le type de fertilisant adapté à la revégétalisation minière, d'inventorier les différents amendements et engrais organiques existants, ainsi que les essais d'amendement réalisés pour la restauration de sites dégradés. Finalement, un intérêt particulier sera porté sur le potentiel des boues STEP, dont la valorisation en restauration minière comporte des avantages et inconvénients particuliers.

### 4.1 Terminologies et définitions

La terminologie des fertilisants utilisée dans ce travail se rapporte à celle élaborée par AFNOR (groupe international de services de normalisation et de certification) pour la normalisation des matières fertilisantes (normes NFU). D'après celle-ci, la matière fertilisante représente les produits visant à améliorer les conditions physico-chimiques du sol et/ou à assurer la nutrition des végétaux. Ils comprennent les engrais (minéral et organique) ainsi que les amendements.

Les engrais peuvent être divisés en trois catégories soit les engrais minéraux, organo-minéraux et organiques. Les engrais minéraux représentent les fertilisants inorganiques comportant un ou plusieurs des éléments nutritifs majeurs (N, P, K). Ceux-ci jouent donc essentiellement un rôle nutritif pour les végétaux. Quant aux engrais organiques, ceux-ci sont constitués de matière d'origine végétale ou animale. Ils ont également un rôle nutritif, mais peuvent aussi servir d'apport organique au sol. Ils comprennent les détritiques animaliers (sang desséché, corne broyée, cuir, farine de plume, etc.) et végétaux (tourteau végétal, vinasse de mélasse, etc.). Les engrais organo-minéraux sont pour leur part un mélange de fertilisants minéraux et organiques d'origine animale ou végétale. (Institut technique de l'aviculture (ITAVI) et Institut technique du porc (ITP), 2005)

Les amendements organiques désignent la matière fertilisante constituée d'une forte teneur en matière organique (>30%) (Norme NF U44-051). Ils servent à entretenir ou reconstituer la réserve de matière biogénique du sol, mais permettent aussi d'améliorer les conditions physiques, chimiques et biologiques de celui-ci. Les fumiers, lisier, résidus végétaux et compost font partie des amendements organiques. (*Ibid.*)

## 4.2 Fertilisants adaptés à la restauration minière

Pour la revégétalisation de sites miniers dégradés, l'utilisation de fertilisants inorganiques est généralement peu recommandée (O'Dell and Claassen, 2009). En effet, ceux-ci n'offrent qu'une faible croissance végétale pour la période suivant la première année de leur application et n'ont démontré qu'une faible efficacité de revégétalisation sur substrat serpentinique (Moore and Zimmermann, 1977; O'Dell and Claassen, 2006a, 2006b; Smith and Kay, 1986). Ceci est notamment dû à leur grande solubilité et leur lessivage rapide dans le sol. En outre, la présence d'oxydes de fer dans les sols, responsables des mécanismes d'adsorption, réduit la biodisponibilité du phosphore apporté par ces engrais inorganiques. Bien qu'il existe des fertilisants à dégradation lente (ex.: fertilisants enveloppés d'un polymère biodégradable), leur coût d'utilisation est particulièrement élevé (L'Huillier et al., 2010) et leur durée ne dépasse guère les 18 mois (J.R. Simplot Company, 2008; Scotts Company, 2008). De plus, ils ne permettent pas d'améliorer la texture, la structure ainsi que la capacité de rétention d'eau des sols dégradés.

Pour leur part, les amendements organiques offrent de nombreux bénéfices à la revégétalisation. La matière organique permet d'augmenter le pouvoir tampon du sol, d'augmenter sa capacité de rétention d'eau, de diminuer les écoulements de surface et de réduire l'érosion (Donahy, 1958; Logan, 1992; ADEME, s. d.c). Grâce à de multiples liaisons électrostatiques et de liaisons faibles, elle permet aussi d'améliorer la cohésion des constituants du sol, à structurer et stabiliser les agrégats (complexes argilo-humiques) et permet de diminuer la biodisponibilité des métaux lourds potentiellement phytotoxiques (Halstead, 1968; Balesdent, 1996; ADEME, s. d.c). Les colloïdes humiques de la matière organique augmentent la capacité d'échange cationique (C.E.C) du sol qui rend ainsi disponibles les éléments nutritifs qu'il contient (Soltner, 2003). La matière organique stimule également l'activité microbienne et sa décomposition graduelle libère des éléments nutritifs bioassimilables à long terme (ADEME, s. d.c; O'Dell and Claassen, 2009). Finalement, elle possède aussi un fort ratio Ca/Mg (supérieur à 1) qui permet de rééquilibrer celui des sols miniers serpentaniques (Halstead 1968; O'Dell and Claassen 2006a, 2006b).

Ainsi, plusieurs chercheurs ont prouvé la capacité des amendements organiques à promouvoir l'installation pérenne des végétaux (Liston and Balkwill 1997; Moore and Zimmermann, 1977, 1979; O'Dell and Claassen, 2006a, 2006b, 2006c; Reid and Naeth, 2005a, 2005b).

Cependant, leur performance varie selon l'origine (animale ou végétale) ainsi que des différentes variétés retrouvées. Avant d'être utilisés, ceux-ci doivent donc être sélectionnés en fonction de leurs propriétés physico-chimiques et des besoins relatifs à la revégétalisation (conditions du sol et besoins des végétaux).

### **4.3 Types d'amendement organique et propriétés**

Les amendements organiques peuvent être d'origine animale, végétale ou constituer une combinaison de ces derniers. Ils peuvent aussi varier selon leur source d'émission (ex.: déjection porcine, bovine, etc.) et le type de traitement subi (ex.: compostage).

O'Dell and Claassen (2009) classent les amendements organiques en quatre principales catégories: les amendements d'origine animale, d'origine végétale, les boues STEP et la tourbe de sphaigne. Chacune d'elles comporte ses propres caractéristiques qui seront brièvement analysées dans cette section. Le compost, qui représente un produit d'un traitement particulier subi par la matière organique fraîche, y est aussi présenté.

#### **4.3.1 Amendements d'origine animale**

Ces amendements comprennent essentiellement les déjections animales. Celles-ci se subdivisent en trois groupes: le fumier (mélange de litières et d'excréments liquides et solides), le lisier (excréments liquides et solides) et le purin (excréments liquides). Elles se différencient aussi selon leurs sources qui sont principalement l'élevage bovin, porcin et aviaire. Chacune d'elle se distingue notamment au niveau du ratio C/N et de la quantité d'azote ammoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ). Le ratio C/N, rapport entre la quantité de carbone organique et l'azote total (azote organique et ammoniacal) du produit est un indicateur de la vitesse de minéralisation: plus ce ratio est élevé, plus la matière organique est difficile à décomposer. Ainsi, la libération de l'azote, plus lente, s'effectuera par conséquent sur une plus longue période. Les valeurs situées entre 25/1 et 35/1 sont habituellement considérées comme optimales (McFarland, 2001; Wang and *al.*, 2009). Sous 25/1, le risque de lixiviation de l'azote devient élevé alors qu'au-dessus de 31/1, le processus de minéralisation de l'azote organique devient trop lent pour répondre aux besoins nutritifs des végétaux. Quant à l'azote ammoniacal, il s'agit de la forme minérale directement accessible aux plantes.

De manière générale, par la présence importante d'urée, les déjections animales possèdent une forte concentration en azote et présentent un rapport C/N dont la valeur est proche de 10/1 (O'Dell and Claassen, 2009). Le fumier possède un ratio C/N plus élevé (17/1) que le lisier et le purin et agit donc à plus long terme. De par leur faible rapport C/N, le lisier et le purin sont d'ailleurs considérés comme des engrais à action rapide (UPA, 2011).

#### **4.3.2 Amendements d'origine végétale**

Les amendements d'origine végétale sont habituellement constitués de débris de l'industrie forestière, de l'industrie des pâtes et papier (boues de papeteries), de résidus agricoles et de déchets verts (résidus organiques de l'entretien des espaces verts public et privé).

Les matériaux de l'industrie forestière et papetière sont caractérisés par un ratio C/N très élevé (>100) et représentent donc une faible source d'azote. La lignine qu'ils contiennent fait aussi en sorte qu'ils se dégradent très lentement.

Pour leur part, les résidus agricoles (plantes herbacées) possèdent un ratio C/N plus faible et présentent ainsi une décomposition plus rapide.

D'après O'Dell and Claassen (2009), ce sont les déchets verts domestiques qui constituent l'amendement organique idéal. Ceux-ci contiennent un mélange de plantes herbacées et ligneuses qui présentent un ratio C/N mieux balancé et un taux de décomposition mieux équilibré. Par contre, ce type d'apport composé de déchets verts variés peut comporter des espèces non désirées (par germination ou régénération) et potentiellement envahissantes si ce type d'amendement est apporté sans traitement préalable.

#### **4.3.3 Tourbe de sphaigne**

La tourbe de sphaigne est un produit habituellement utilisé en horticulture pour ses propriétés d'absorption d'eau, de rétention des nutriments et pour son apport en matière organique. Elle est caractérisée par un ratio C/N élevé (>60) et de faibles valeurs fertilisantes (N, P, K) (O'Dell and Claassen, 2009). Cependant, lorsqu'elle s'assèche, elle devient très difficile à humidifier et peut même former une couche imperméable au-dessus

du substrat. De plus, son pH est faible (3,5 à 5) et elle convient donc surtout au sol alcalin (Centre horticole et botanique du Jardin botanique de Montréal, 2005).

#### **4.3.4 Boues STEP**

Les boues de station d'épuration, aussi appelées biosolides, sont constituées d'un mélange de matière organique aux caractéristiques similaires à celles du compost des engrais d'origine animale (O'Dell and Claassen, 2009). Celles-ci représentent une source importante d'azote avec un ratio C/N élevé (10/1) ainsi qu'un rythme de décomposition relativement rapide (O'Dell and Claassen, 2009), mais qui dépend du type de sol qui reçoit cet amendement (Hernandez et *al.*, 2003).

En fonction de la composition des eaux traitées, les boues STEP peuvent aussi contenir des contaminants divers (métaux lourds, pesticides, thérapeutants, etc.). Ceci arrive notamment lorsque les eaux traitées proviennent en partie du rejet des eaux industrielles ou que des activités agricoles sont exercées à proximité du système de récupération des eaux usées. Les boues STEP fraîches peuvent également contenir des agents biologiques pathogènes tels que bactéries, virus et parasites.

Ainsi, l'application des biosolides comme amendement organique peut représenter deux risques environnementaux majeurs, soit la contamination de l'environnement par les métaux lourds et les organismes pathogènes et puis le transport d'éléments nuisibles au niveau de la chaîne alimentaire. Son utilisation doit donc tenir compte de ces risques potentiels.

#### **4.3.5 Compost**

Réalisé en aérobie par des microorganismes thermophiles (bactéries, champignons, etc.), le compost permet la transformation de la matière organique en sels minéraux et en humus. Il offre les avantages d'éliminer les micro-organismes pathogènes et de diminuer le ratio C/N (Diaz and *al.*, 2007). Il peut ainsi être utilisé pour améliorer la disponibilité de l'azote des engrais organiques d'origine végétale ou encore pour assurer l'élimination d'agents pathogènes.

Les propriétés physico-chimiques du compost sont essentiellement fonction des éléments compostés. Celles-ci peuvent donc fortement différer selon le type de compost.

### 4.3.6 Synthèse

Les amendements d'origine animale et les boues STEP sont particulièrement intéressants pour leur capacité à fournir rapidement des éléments nutritifs aux plantes. Cependant, leur faible ratio C/N les rend vulnérables à une dégradation rapide de la matière organique et à la lixiviation de l'azote minérale. Quant à la tourbe de sphaigne et aux amendements d'origine végétale, ceux-ci possèdent un fort coefficient C/N qui rend difficile la dégradation de la matière organique. Ceci peut donc engendrer des carences nutritives pour les végétaux. Afin d'équilibrer le ratio C/N de l'amendement, il peut être avantageux de mélanger les amendements d'origine animale et végétale. La réalisation d'un compost peut aussi permettre d'augmenter la disponibilité des éléments nutritifs et d'assurer un amendement hygiénique. Le tableau 4.1 permet de comparer les propriétés des différents amendements vus précédemment.

Tableau 4.1 : Propriétés chimiques des différents amendements organiques.

Types d'amendement organique	Propriétés chimiques							
	Mat. Org (%)	C organique (%)	pH	Ratio C/N	N (‰)	P (‰)	K (‰)	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (%)
<b>Amendement d'origine animale<sup>1</sup></b>								
<i>Bovin</i>								
Fumier	-	-	-	17	6,1	4,1	5,6	31
Lisier	-	-	-	11	3,1	1,4	4	52
Purin	-	-	-	4	1,7	0,3	4,2	73
<i>Porc</i>								
Lisier	-	-	-	3,5	3,3	2,6	1,9	72,5
<i>Volaille</i>								
Fumier	-	-	-	5,9	15,9	20,2	7,6	67
Lisier	-	-	-	3,9	8,4	6,9	4,4	65
<b>Amendement d'origine végétale</b>								
Brins de scie (bois raméal) <sup>2</sup>	57,6	42,5	-	85	5,8	1,3	3	-
Boues primaires de papetière <sup>3</sup>	50	-	7	30 à 120	-	-	-	-
Drêche de brasserie <sup>4</sup>	90	52	-	14,9	35	3,5	0,3	-
<b>Tourbe de sphaigne<sup>5</sup></b>	95 à 99	-	3,5 à 5	125 à 135	-	-	-	-
<b>Boues STEP<sup>6</sup></b>	50-70	18,4	7-8	5-6	10	7,5	8	-
<b>Compost</b>								
Compost urbain <sup>4</sup>	44	25,7	7,8	23,4	11	7,3	4,9	-
Compost boues STEP <sup>7</sup>	-	27	6,3	14,6	19	1,3	-	20,1

Compilation d'après ADEME (s. d.e., p. 2)<sup>3</sup>, Grower services (s. d., p. 1)<sup>5</sup>, Hainnaux et Gouzy (1980, p. 7)<sup>4</sup>, Korboulewsky *and al.*, (2001, p. 206)<sup>7</sup>, ITAVI et ITP (2005, p. 21)<sup>6</sup>, ISERE (2008, p. 38)<sup>2</sup> et UPA (2011)<sup>1</sup>

#### 4.4 Types d'engrais organiques et leurs propriétés

Afin d'améliorer les propriétés fertilisantes des amendements organiques, il peut parfois être nécessaire d'ajouter un engrais complémentaire (organique ou minéral). L'utilisation d'engrais organiques par rapport aux engrais minéraux offre l'avantage de valoriser des résidus qui autrement, seraient enfouis ou incinérés. Pour cette raison, ceux-ci seront brièvement vus.

Les engrais organiques peuvent être d'origine végétale ou animale. Ils proviennent essentiellement de produits de transformation agroalimentaire et peuvent être classés en deux catégories: les engrais organiques azotés (forte teneur en azote) et les engrais organiques composés, constitués de plus d'un élément nutritif majeur (ex.: NPK, NK, NP). Parmi la première catégorie se retrouve le sang desséché, corne broyée, cuir, farine de plume, tourteau végétal, etc. Dans la seconde se retrouvent notamment le guano de poisson, la vinasse de mélasse et les farines de sous-produits de transformation de crevette, de crabe et de poissons. Le tableau 4.2 affiche les valeurs fertilisantes de ces engrais.

Tableau 4.2 : Valeurs fertilisantes d'engrais organiques.

Engrais	Propriétés chimiques			
	N (‰)	P (‰)	K (‰)	Remarque
Sang desséché	12	1	1	
Os moulu en poudre	2	11	0	
Farine de plume	13	0	0	
Farine de poisson	9	12	4	
Farine de crevette	8,5	6	1,2	Riche en Ca et Mg
Algues marines	0,5	0,2	30	
Gluten de maïs	10	0	0	

Inspiré de Duval et Weill (2007, p. 9-10-11).

#### 4.5 Expériences d'amendement

Connaissant les différents amendements organiques utilisables et leurs propriétés fertilisantes, il a été répertorié les différentes expériences de fertilisation de sites dégradés utilisant ceux-ci. La recherche d'articles scientifiques fut effectuée à partir de différentes banques de données bibliographiques (ex.: SCOPUS (Elsevier), Science Research, Web of science, Pro Quest Research Library, etc.), de collections de périodiques (ex.: Science direct (Elsevier), Oxford Journals, etc.), de banques de mémoires et de thèses (Pro Quest Dissertations and Thesis) et via l'outil *Google Scholar*. L'inventaire des essais

d'amendement est disponible au tableau de l'annexe 2. Les expériences d'amendement réalisées en Nouvelle-Calédonie sont exclues de ce tableau puisqu'elles sont vues au chapitre 5.

Ce tableau démontre que les types d'amendement organiques utilisés pour la restauration de sites dégradés sont très variés. Il a été recensé des tests pour les fientes de bétail (porcs, bovins), le fumier de poules, la sciure de bois, la paille, les biosolides et différents composts à base de déchets urbains, déchets verts, déchets de crevettes, tourbe de sphaigne, fumier et biosolides.

Cette démarche démontre que de nombreuses options d'amendements organiques sont possibles pour la végétalisation de site dégradé et que plusieurs études sont disponibles sur leurs effets respectifs. Cependant, l'analyse des résultats obtenus pour chacun des amendements étant trop fastidieuse pour le cadre de cet essai, seuls les résultats des boues STEP ont été relevés. Ce choix est notamment lié à l'orientation de l'essai axé sur la valorisation des biosolides, mais également à cause des avantages et des inconvénients particuliers différenciant les boues STEP de tout autre amendement.

#### **4.5.1 Particularités des boues STEP**

Les boues STEP représentent une ressource dont les quantités disponibles sont énormes: rein qu'aux États-Unis, environ 6,5 millions de tonnes de boues sèches sont annuellement produites (UN-Habitat, 2008). Aussi, au niveau mondial, seulement 5 % des boues STEP sont valorisées en tant que produit de cogénération ou encore comme amendement organique (El-Fadel and *al.*, 1997; CSIRO, 2001). La majeure partie étant actuellement enfouie en tant que déchets non dangereux. Or, leur enfouissement dans les décharges modernes occasionne un coût économique important pour les populations (UN-Habitat, 2008). Cette activité génère également d'importants risques de dégradations environnementales via l'émission de contaminants potentiels liquide et gazeux (Dunnet, 2004).

Au niveau de la qualité de l'air, la mise en décharge des boues STEP engendre une augmentation des émissions de nombreux gaz tels que le méthane, le dioxyde et le monoxyde de carbone, le nitrogène et les sulfites d'hydrogène (Nagendran and *al.*, 2006). Parmi ces gaz, certains, dont le méthane et le dioxyde de carbone, sont responsables d'une importante part de l'effet de serre et des changements climatiques observés. À lui

seul, le méthane provenant des décharges organiques représente près de 15 % des émissions de gaz à effet de serre (Rawat and *al.*, 2008).

Quant à la qualité de l'eau, la décomposition de composés organiques putrescibles telle que les boues STEP, peut générer un lixiviat potentiellement néfaste pour l'environnement. Celui-ci peut contenir des teneurs particulièrement élevées en métaux lourds, en composés chimiques et en matière organique à forte demande d'oxygène (Harrington, 1986; Licht and Isebrands, 2005).

Pour ces raisons, la valorisation des boues STEP représente un pas important pour le développement durable des sociétés. Par ailleurs, leur mise à profit en tant qu'amendement organique a considérablement augmenté au cours des dernières années (UN-Habitat, 2008). En Europe par exemple, près de 37 % des boues STEP sont maintenant utilisées pour fertiliser les sols agricoles (Chang and *al.*, 2002).

La valorisation des biosolides sous forme d'amendement organique représente cependant des risques non négligeables. En fonction des eaux traitées, ceux-ci peuvent contenir des métaux lourds et des composés chimiques susceptibles d'affecter l'environnement. Les boues STEP peuvent également contenir une concentration importante d'agents biologiques pathogènes, pouvant potentiellement occasionner des risques sanitaires. Afin de les évaluer tout en déterminant leur potentiel pour la réhabilitation de site dégradé, un nombre important d'études et d'applications pratiques ont été réalisées à travers le monde. Des études sont notamment recensées aux États-Unis, au Canada, en Australie, en Chine et en Europe (Espagne, Grèce, Pologne et France) (voir tableau de l'annexe 2). Les résultats de ces études permettent de donner de nombreuses informations quant aux effets relatifs des boues STEP sur les propriétés physico-chimiques du sol, l'activité microbienne, le développement des végétaux, la mobilité des métaux ainsi que les risques environnementaux.

#### **4.5.1.1 Effets sur les propriétés du sol**

Comme il fut mentionné à la section 4.3, les amendements organiques permettent d'améliorer les propriétés physico-chimiques du sol. Leur forte teneur en matière organique permet de stabiliser le pH, d'augmenter la capacité de rétention d'eau, de diminuer les écoulements de surface et l'érosion du sol, d'améliorer la capacité d'échange ionique et d'augmenter la disponibilité des nutriments. Les études de Varanka and *al.*

(1976), Halderson and Zenz (1978), Fresquez and Lindemann (1982), Seaker and Sopper (1984, 1988), Visser (1985), Willet and *al.* (1986), Joshua and *al.*, (1998) et Rate (2004) confirment ces observations.

Ces boues agissent d'abord au niveau des propriétés physiques du sol. En effet, les modifications de la taille et de la forme des micropores conduisent à l'augmentation de la porosité (Pagliai et *al.*, 1981; Sort and Alcañiz, 1999) et permettent l'amélioration de l'infiltration de l'eau (Moffet et *al.*, 2005). Ce phénomène est en faveur de la stabilisation des sols et leur résistance à l'érosion (Pagliai et *al.*, 1981; Albiach et *al.*, 2001; Moffet et *al.*, 2005; Ojeda et *al.*, 2008).

Par ailleurs, l'amendement en boues modifie la composition chimique des sols, notamment, en augmentant la quantité de matière organique dont le type appliqué est plus important que la dose (Delschen, 1999). Par minéralisation de la fraction biodégradable, la charge en nutriments s'accroît, essentiellement sous la forme d'azote et de phosphore (Petersen et *al.*, 2003; Vetterlein et *al.*, 1999; Vieira et *al.*, 2005). La nitrification, formant des nitrates (Adegbidi and Briggs, 2003) permet de diminuer la toxicité du sol (Haraldsen and Pedersen, 2003) mais rend possible la contamination des eaux souterraines. Cet inconvénient peut être réduit en adaptant l'offre d'azote à l'utilisation potentielle par les végétaux, ou en apportant des cendres volatiles issues de la combustion de charbon qui ralentissent la nitrification (Garau et *al.*, 1991). Toutefois, la plupart des auteurs indiquent que les risques sont limités (Wilden et *al.*, 1999; Adegbidi and Briggs, 2003; Toribio and Romanyà, 2006), surtout lors d'amendements raisonnables (Egiarte et *al.*, 2005).

#### **4.5.1.2 Effets sur l'activité microbienne**

L'amélioration des propriétés du sol peut avoir un impact positif sur le développement et le dynamisme des microorganismes. Cependant, il est aussi possible que la présence à l'état de trace de certains métaux dans les boues STEP puisse représenter un facteur inhibitif sur la faune microbienne. Cette induction est toutefois infirmée par Seaker and Sopper (1988) qui ont observé une augmentation du nombre de microorganismes et de leur activité suite à l'application de 134 t de matière sèche (m.s)/ha de boues STEP. Baker and *al.* (2000) confirment aussi une augmentation de la vitesse de restauration de l'écosystème microbien suite à l'épandage de biosolides.

Au niveau biologique, l'apport de boues dans le sol intervient sur l'activité microbienne, notamment, lors des processus de minéralisation de la matière organique (Selivanovskaya and Latypova, 2006). En effet, la biomasse bactérienne, la respiration et l'activité enzymatique des sols montrent une nette augmentation qui peut être corrélée à l'apport de matière organique (Sastre et al., 1996; Banerjee et al., 1997; Emmerling et al., 2000; Petersen et al., 2003).

#### **4.5.1.3 Effets constatés sur les végétaux**

Avec l'amélioration des propriétés du sol et la stimulation de l'activité microbienne, il est attendu que les boues STEP puissent avoir un impact bénéfique sur la croissance des végétaux et l'établissement d'un couvert végétal. Cette conjecture est démontrée par Pearce (1991), Rawlinson and Lane (1992), Phillips (1993), Armstrong and Koen (1994) et Kelly (2000) qui attestent d'une augmentation de la croissance et de la nutrition foliaire et par Wong and Ho (1991) et Parker and Grant (2001) qui ont observé une meilleure couverture végétale. Aussi, Seaker and Sopper (1988) ont remarqué une diminution de la période de latence de la croissance végétale grâce à l'apport immédiat de nutriment. Wong and Su (1997), Haraldsen and Pedersen (2003) et Selivanovskaya and Latypova (2006) attestent également d'un meilleur taux de germination et d'une réduction de la mortalité.

Finalement, en ce qui a trait à l'implantation et au maintien à long terme des végétaux, Willet et al. (1986) et Roberts (1988) ont observé un meilleur rendement des biosolides par rapport aux fertilisants chimiques.

#### **4.5.1.4 Risques de contamination**

L'utilisation des boues STEP en tant qu'amendement organique comporte des risques quant à la contamination de l'environnement. Ceux-ci peuvent contenir des métaux lourds, des composés chimiques et des organismes potentiellement nuisibles. Afin d'évaluer ces risques, plusieurs études ont été réalisées.

En ce qui concerne les métaux lourds, Cast (1976) affirme que la phytoaccumulation du cadmium, du cuivre, du molybdène, du nickel et du zinc peut représenter un risque pour les plantes, les animaux et les humains (Pietz, 1983). Rate (2004) confirme que l'application de biosolides dans l'environnement peut augmenter la concentration de métaux dans le sol et les plantes et donc constituer un réservoir de métaux biodisponibles.

Cependant, plusieurs études ont pu démontrer que l'application des boues STEP représentait un risque négligeable pour la santé et l'environnement. Parmi celles-ci, Roberts (1988) n'a pas observé d'effet phytotoxique des métaux via l'apport de biosolides. Le Conseil de la conservation et de l'environnement de l'Australie et de la Nouvelle-Zélande ont observé que l'application de biosolides à un taux de 25 t de m.s/ha n'augmentait pas la concentration des métaux au-delà des limites d'investigation environnementales (excepté pour le cuivre) (ANZECC/NHMRC, 1992). Les autorités australiennes et néo-zélandaises de l'alimentation (AANZFA, 1997) ont aussi observé que ce même taux d'application n'augmentait pas la teneur en arsenic, cadmium, cuivre, plomb et zinc des tissus des végétaux au-delà des concentrations critiques de la norme sur la qualité des aliments. Aussi, malgré une augmentation de métaux lourds dans le sol et les végétaux, Rate (2004) affirme qu'une seule application à un taux de 25 à 50 t de m.s/ha ne pose pas de risques significatifs pour la santé et l'environnement. Walter and *al.* (2010) ont également démontré que les boues STEP (stabilisées avec de la chaux) peuvent être appliqué jusqu'à un taux de 75 t de m.s/ha, sans effet significatif sur les eaux de surfaces.

Dans certains cas comme sur les sites miniers ou contaminés, des études ont démontré un effet positif de l'application des boues STEP sur la fixation des métaux. Sommers and *al.* (1984), Corey and *al.* (1987) et Park and *al.* (2011) ont rapporté une stabilisation des métaux par leur précipitation en carbonates, phosphates, sulfites, silicates, oxydes hydriques ainsi que par sorption via la matière organique. Pietz (1989b) a d'ailleurs observé une réduction du potentiel phytotoxique des métaux sur résidus miniers (mine de charbon), suite à l'application de boues STEP et de chaux.

Quant à la contamination de l'environnement par des organismes pathogènes, Straub and *al.* (1993) et Sahlström and *al.* (2004) mettent en garde contre une contamination possible des aquifères superficiels et de l'eau potable. Cette contamination potentielle augmente les risques associés à la dispersion de maladies. Aussi, de nombreuses études ont démontré un risque sanitaire pour les travailleurs exposés aux boues STEP (Wolfe, 1992; Okhuysen and *al.*, 1999; Rimhanen-Finne and *al.*, 2004; Westrell and *al.*, 2004; Grazyck and *al.*, 2005). Ces études supposent la nécessité d'un traitement sanitaire avant l'application des biosolides.

Les traitements disponibles reposent sur le compostage, le stockage prolongé et la

digestion aérobie et anaérobie des boues. Ces opérations permettent de réduire le niveau de microorganismes entériques des boues STEP et de stabiliser la matière organique (Furhacker and Haberl, 1995); Rantala and *al.*, 2000; Krogmann, 2001; Agnieszka and *al.*, 2006).

Graczyk and *al.* (2007) propose également la sonication et l'application de chaux vive pour l'élimination efficace des agents biologiques nocifs. Le premier permet de briser les membranes cellulaires via l'utilisation d'ultra-son alors que le deuxième, constitué principalement d'oxyde de calcium (CaO), provoque une brusque déshydratation des organismes.

#### **4.5.2 Synthèse**

Cette revue de la littérature scientifique permet de constater le potentiel des boues STEP pour la revégétalisation. Ceux-ci permettent notamment d'améliorer les propriétés du sol, de stimuler le développement et l'activité de la faune microbienne et de favoriser la croissance et l'établissement pérenne d'un couvert végétal.

Toutefois, leur utilisation représente un risque de contamination de l'environnement via l'apport en métaux lourds et en agents biologiques pathogènes. Pour les métaux, il semble que leur concentration ne soit généralement pas suffisamment élevée pour représenter un réel danger. Cependant, un contrôle de leur présence via l'analyse du contenu des boues et le développement d'un protocole d'application permettrait d'assurer un risque minimum. Aussi, la mobilisation des métaux est grandement fonction des propriétés du sol. L'application des boues STEP se doit ainsi d'être étudiée au cas par cas.

Quant aux agents pathogènes, ceux-ci représentent le principal danger de l'utilisation des boues. Un contrôle réglementaire de ces derniers est donc essentiel afin d'assurer la sécurité de la population et éviter une contamination de l'environnement.

## **CHAPITRE 5 : FERTILISATION ET RESTAURATION MINIÈRE EN NOUVELLE-CALÉDONIE**

Les sites dégradés en Nouvelle-Calédonie représentent une part importante du paysage. Dans les faits, 20 000 ha soit 1,2 % de la superficie de Grande terre ont été altérés par les activités minières. Au chapitre 2, les impacts qu'ont pu générer ces activités et les effets perpétuels générés par les sites dégradés ont pu être inventoriés. Cet exercice a permis de comprendre l'importance de restaurer les anciennes mines, notamment via leur revégétalisation. Quant au chapitre 3, les facteurs liés au succès de l'instauration d'un couvert végétal pérenne ont été présentés. Parmi ces facteurs, la préparation du sol fut exposée comme l'un des éléments clés de la végétalisation. Elle est également essentielle à la restauration des mines néo-calédoniennes où les mauvaises conditions physico-chimiques du sol constituent un obstacle à l'établissement des végétaux. Pour remédier à ce problème, le chapitre 4 a pu démontrer l'efficacité et l'intérêt de recourir aux amendements organiques. Il a aussi permis de répertorier les différents amendements et engrais organiques utilisables et surtout, d'évaluer le potentiel et les risques associés à l'application des biosolides.

Ce chapitre cherche essentiellement à évaluer l'intérêt de valoriser les boues STEP pour la revégétalisation des sites miniers néo-calédoniens. Pour y arriver, une brève mise en contexte de la situation actuelle de la fertilisation sur sol minier sera d'abord présentée. Par la suite, une analyse des facteurs à considérer lors du choix d'un amendement organique sera effectuée. Cette analyse permettra d'évaluer la pertinence d'utiliser les boues STEP pour la revégétalisation des sites dégradés en fonction des propriétés et des besoins relatifs à la Nouvelle-Calédonie.

### **5.1 Contexte de la fertilisation en restauration minière**

Le principal fertilisant actuellement utilisé pour favoriser la revégétalisation des sites miniers est un engrais chimique à libération lente (700 jrs) (L'Huillier, 2011). Pour l'industrie minière, il s'agit du fertilisant le plus avantageux. Celui-ci est non seulement économe sur les frais de transport (faible teneur en eau), mais il est aussi subventionné par les provinces (DAVAR, 2007; L'Huillier, 2011).

Cependant, le chapitre 4 a pu démontrer que les engrais chimiques n'égalent pas les amendements organiques en ce qui a trait à l'amélioration des propriétés du sol et à

l'installation pérenne d'un couvert végétal. Aussi, subventionner les engrais chimiques peut représenter une dépense importante pour les provinces et n'améliore pas l'efficacité économique de la végétalisation.

Pour améliorer non seulement la réhabilitation à long terme des sites dégradés, mais aussi le coût de la végétalisation, il pourrait être plus judicieux de promouvoir l'emploi d'amendements organiques. En effet, ces fertilisants offrent de meilleurs rendements à long terme, et, puisqu'ils représentent habituellement un produit secondaire, peuvent être moins dispendieux à l'achat. Dans le cas des boues STEP par exemple, leur valorisation permettrait aux citoyens de réduire les surcoûts associés à leur enfouissement (50 000 FCFP/t ou 575 \$CAN/t) et permettrait de diminuer les inconvénients environnementaux liés à leur élimination (Pollizi, 2011).

De plus, le contexte réglementaire actuel de l'élimination des boues STEP en Nouvelle-Calédonie rend sa valorisation particulièrement intéressante. En effet, depuis l'adoption de l'*Arrêté provincial n° 915 du 22 juillet 2005*, les boues mises en décharge doivent maintenant avoir une siccité minimale de 30 %. Or, les biosolides produits par la CDE (principale entreprise de traitement des eaux usées de la Nouvelle-Calédonie) présentent une siccité de 15 %. Bien que celles-ci continuaient d'être envoyées à l'enfouissement via l'octroi d'une dérogation jusqu'en mars 2008, la province Sud refuse maintenant toute nouvelle demande à cet égard. Ainsi, la CDE se voit actuellement dans l'obligation soit d'améliorer la siccité de ses boues, soit de trouver une voie de valorisation pour celles-ci. L'augmentation de la siccité conduira à des coûts additionnels élevés tant par l'investissement que par les dépenses énergétiques pour le fonctionnement, qui seront supportés, *in fine* par le citoyen.

Leur valorisation en tant qu'amendement organique permettrait donc d'offrir un double service, soit la limitation des coûts et des inconvénients liés à leur enfouissement auxquels s'ajoute la possibilité de revégétaliser des sites miniers selon une méthodologie plus en adéquation avec le développement durable.

Par ailleurs, la valorisation des boues STEP comme amendement organique est devenue un enjeu de plus en plus important en Nouvelle-Calédonie. Plusieurs études issues de collaboration entre différentes institutions (IAC, UNC), sociétés privées (SIRAS, CDE, SLN) et organismes gouvernementaux (DDR, CNRT) ont d'ailleurs permis d'évaluer l'intérêt agronomique et certains des risques environnementaux associés à l'utilisation des

biosolides. Les sous-sections ci-dessous présentent ces expériences et les résultats obtenus.

### 5.1.1 Revégétalisation de mines

Pour déterminer le potentiel des boues STEP pour le développement d'un couvert végétal sur site minier, plusieurs essais ont été réalisés et sont toujours en cours de suivi sur les mines Claudette et Gallieni. La première étude, initiée en 2008 et menée par la CDE, la DDR et l'UNC, vise notamment à comparer le potentiel des boues STEP par rapport aux fientes de poules, pratique couramment utilisée sur stérile minier des mines orphelines. Ces amendements organiques ont été appliqués au pied de plantules de 3 espèces indigènes de maquis minier (*Gymnostoma deplancheum*, *Grevillea exul rubiginosa* et *Caprrolepis laurifolia*) plantées sur des parcelles de 50m<sup>2</sup> (figure 5.1). En outre, cette étude a permis de montrer que les biosolides avaient un effet au moins aussi efficace que les fientes de poules sur la croissance des végétaux. En effet, aucune différence significative n'a pu être constatée entre la fiente de poule et les boues STEP. (Velayoudon, 2010)



Figure 5.1 : Photos des parcelles expérimentales de la mine Claudette au jour de la plantation et après 1,5 an de croissance (décembre 2007 et juillet 2009).

L'essai réalisé sur la mine de Gallieni, mine encore en activité, consiste à mettre en évidence le rôle des boues sur la croissance de nombreuses espèces pionnières de maquis miniers telles *Alphitonia neocaledonica*, *Austrobuxus carunculatus* ou *Austrobuxus carunculatus*. Divers substrats ont été étudiés qui vont du stérile minier au *topsoil* mélangé avec boues de STEP ou engrais à diffusion lente. Les premiers résultats ont démontré une augmentation significative de la croissance des espèces végétales suite à l'application de

biosolides. Les meilleurs résultats ont notamment été obtenus lors d'un apport d'un mélange boues STEP et de *topsoil*.

### 5.1.2 Végétalisation de verse à scories

L'amoncellement de scories sur les sites de traitement du nickel constitue une problématique croissante en Nouvelle-Calédonie. Leur stockage à ciel ouvert affecte la qualité du paysage. Afin de remédier à la situation, deux études évaluant le potentiel d'établir un couvert végétal sur scories ont été réalisées. L'une d'elles, effectuée par la CDE et AgriLogic Système en 2007, fut concrétisée à la station d'épuration de Koutio. Celle-ci permit de démontrer qu'avec un apport de 2,5 à 5 t de m.s/ha de boues STEP, la mise en place d'un couvert végétal sur scorie était possible. Elle démontra également une augmentation significative du couvert en fonction de la quantité de boues STEP appliquée (Heintz, 2007).

La seconde étude, réalisée par la SLN, la CDE, l'UNC et le SIRAS en 2008, visait à évaluer les effets des boues STEP en mélange avec différentes concentrations de gravats, sur le développement de différents végétaux (graminées et ligneux). Réalisée sur le dépôt de scories du site de Doniambo, celle-ci permit de démontrer une augmentation du taux de germination et de la croissance des plantes (figure 5.2) (Velayoudon, 2008).



Figure 5.2 : Photos des parcelles expérimentales de végétalisation sur scories sur le site de Doniambo avec et sans amendement en boues de STEP.

### 5.1.3 Risques environnementaux

Dans le but de déterminer les risques de contamination en azote, phosphore et en agents biologiques pathogènes, une expérience fut réalisée par la CDE et la SLN en 2007. Celle-ci visait en partie à évaluer le transfert vertical, sur lysimètres d'une hauteur de 2,5 m, des

éléments majeurs (azote et phosphore) et des bactéries sur stérile minier et scorie. Elle permet de démontrer que l'application de boues STEP selon la dose limite imposée par la législation française (30 t de m.s/ha, voir article 7 de l'arrêté du 08/01/98 relatif au décret n° 97-1133 du 08/12/97), ne représentait que peu de risque de pollution des éléments majeurs et des bactéries sur l'environnement. En effet, sur les profils réalisés, les différents éléments mesurés n'ont pas montré de valeur détectable tout au long de la profondeur. (Heintz, 2007)

#### **5.1.4 Synthèse**

D'après les études réalisées à ce jour en Nouvelle-Calédonie, l'utilisation des biosolides pour la revégétalisation de sites miniers, voire des versées à scories, apparaît très efficace. Appliqué en accord avec la réglementation française relative à la l'épandage des boues STEP, celles-ci semblent présenter peu de risque pour l'environnement et la santé. Cependant, des résultats quant à la lixiviation des métaux sont toujours attendus. De plus, afin de justifier l'utilisation des boues STEP pour l'amendement des sites à revégétaliser, d'autres facteurs se doivent d'être considérés. La section 5.2 permettra de déterminer et d'évaluer ces éléments.

### **5.2 Facteurs à considérer lors du choix de l'amendement organique**

D'après Kelly (2006), le choix d'un amendement organique et/ou d'un engrais, repose principalement sur sa disponibilité et ses coûts associés à son utilisation (particulièrement le transport). D'autres éléments sont également à étudier afin d'effectuer un choix judicieux et assurer le succès des opérations. Il s'agit de prendre en compte la législation en vigueur, les directives de la charte des bonnes pratiques en la matière (si existante), les propriétés et besoins du site, la qualité de l'amendement, la contamination en semis et l'opinion publique.

Ainsi, afin d'évaluer l'intérêt des boues STEP et tenir compte des différents éléments influençant l'utilisation d'un amendement organique, une analyse sommaire de ces facteurs a été réalisée à travers les sous-sections suivantes.

#### **5.2.1 Amendements organiques disponibles et implications économiques**

En Nouvelle-Calédonie les principaux amendements organiques accessibles sont les lisiers de bovins et porcs, fientes de volailles, le compost commercial (biofert) ainsi que les

biosolides. Pour les quantités de lisiers et de fumiers de bétail et de volaille présentes sur le marché, aucune donnée n'est disponible. Pourtant, la DDR de la province Sud se réfère à ces amendements dans son guide *Les grandes cultures en Nouvelle-Calédonie* pour la fertilisation des champs (DDR de la province Sud, 2008). Elle y précise également que l'épandage des fumiers est peu fréquent en Nouvelle-Calédonie. Ceci s'explique en partie par l'élevage en pâturage prédominant du bétail et donc à des quantités relativement faibles à épandre (Direction des affaires vétérinaires, alimentaires et rurales de la Nouvelle-Calédonie (DAVAR), 2002). Pour le compost commercial, celui-ci n'est actuellement pas produit localement. Il doit donc être importé en passant par la Chambre d'agriculture de la Nouvelle-Calédonie (Keller, 2011). Quant aux boues STEP, plus de 600 t de m. s. sont produites chaque année et de ce lot, très peu étaient valorisées en 2010 (Pollizi, 2011).

En ce qui a trait aux coûts d'utilisation, celui-ci comprend le coût d'achat, de transport et d'épandage de l'amendement. Pour les amendements d'origine animale, la DDR estime le prix du fumier de volailles à 20 FCFP/kg (0,23\$CAN/kg) et celui du fumier et lisier de bovins à 250 FCFP/kg (2,9\$CAN/kg) (DDR de la province Sud, 2008). Pour sa part, le compost commercial se vend à 1 250 FCFP/kg (14,4 \$CAN/kg) à la Chambre d'agriculture (DDR de la province Sud, 2008). Ce qui, malgré le fait qu'il soit subventionné, est largement supérieur au prix des fumiers et lisiers. Quant aux biosolides bruts, ceux-ci sont mis à disposition gracieusement par la CDE (Pollizi, 2011). En effet, le simple fait de détourner les boues de l'enfouissement diminue grandement les coûts de l'entreprise et explique sa volonté à les distribuer gratuitement.

Pour le coût de transport, celui-ci dépend de la concentration de la matière fertilisante (grandement influencée par le taux de siccité) et la distance séparant le lieu d'entreposage de l'amendement, au lieu d'épandage. Il est donc important de tenir compte du volume des quantités à appliquer et de connaître le coût par tonne et par km du transport. Pour ce dernier aspect, la Chambre de l'agriculture et la DDR n'offrent aucune donnée relative aux fumiers de volaille, de bétail et au compost. Quant aux boues STEP, le coût de transport est approximativement de 104,2 FCFP/km/t (1,2 \$CAN/km/t) (Frick, 2011). En ce qui concerne la quantité d'application, il est possible de s'attendre à un volume plus élevé pour les boues STEP dont la siccité (15 %) est inférieure à celle du fumier de volaille (>40 %) et de bétail (25 %) (DDR Province Sud, 2008). Cependant, pour comparer précisément les amendements entre eux, une analyse méthodique des quantités nécessaires en

fonction de leur valeur agronomique et des besoins du sol et des végétaux serait nécessaire.

Finalement, malgré le manque de données relatif aux amendements organiques produits et à leur coût d'utilisation, il est possible de constater que l'utilisation à grande échelle des fumiers de bétail et de volailles (seuls 3 élevages de volaille existent en Nouvelle-Calédonie), tout comme le compost commercial est peu accessible. Ceci, principalement en raison des faibles quantités produites sur le territoire ou encore du coût d'achat élevé du produit. Quant aux boues STEP, celles-ci apparaissent particulièrement intéressantes. Étant gratuitement accessibles et disponibles en grande quantité, les boues STEP se comparent avantageusement par rapport aux autres amendements organiques.

Outre les amendements d'origine animale, le compost biofert et les biosolides, il faut aussi prendre en compte que d'autres amendements organiques pourraient potentiellement être valorisés. Il s'agit notamment des copeaux de bois (brin de scie), de la drêche de brasserie et des divers composts formés de déchets verts et urbains, de crevettes et de biosolides. Bien qu'ils ne soient actuellement pas vendus sur le marché ou produits en grande quantité, une étude de leur potentiel de valorisation serait très intéressante.

Toutefois, la drêche possède sa propre voie de valorisation en tant que complément alimentaire et surtout hydrique du bétail de la Province Nord qui est une région sèche. De plus, l'utilisation de matières résiduelles est peu préconisée en raison des risques de propagations d'espèces invasives.

### **5.2.2 Cadre législatif**

La première sous-section a permis de considérer les deux principaux facteurs quant au choix d'un amendement organique, soit leur disponibilité et leur coût. En fonction de ces critères, les boues STEP constituent l'amendement organique qui semble actuellement le plus intéressant. Cette sous-section vise maintenant à faire ressortir les contraintes législatives qui s'imposent quant à leur épandage.

À ce niveau, les biosolides ne sont habituellement pas considérés au même titre que les déjections animales ou tout autre amendement organique. En France par exemple, leur valorisation sous forme de matière fertilisante est codifiée par le *Décret 2007-397 2007-03-22 JORF du Code de l'environnement* (anciennement le *Décret n°97-1133 du 8*

décembre 1997, voir annexe 3) et soumise aux prescriptions techniques de l'Arrêté du 8 janvier 1998 (annexe 4) sur l'épandage des boues de STEP. Ce dernier spécifie notamment les dispositions générales relatives à l'épandage des boues, dont la qualité et la quantité applicable.

En Nouvelle-Calédonie toutefois, il n'existe actuellement aucun règlement qui permet de gérer l'utilisation des boues STEP en tant qu'amendement organique. Il est ainsi possible de les épandre sans aucune restriction, dans la mesure où l'opération démontre une gestion responsable des déchets (voir articles 421-3 et 421-8 du *Code de l'environnement* de la province Sud). De plus, selon l'article 421-3 du même code, la responsabilité et la gestion des boues incombent à son producteur. La CDE, qui est la principale productrice de boues STEP en Nouvelle-Calédonie, doit ainsi s'assurer de leur gestion.

### **5.2.3 Propriétés et besoins des sites miniers dégradés**

Comme vu précédemment au chapitre 3, les sols à végétaliser et donc à amender sont surtout représentés par les stériles miniers et, éventuellement, les scories. Ces sols contiennent très peu de matière organique, d'éléments majeurs nutritifs (N,P,K), de calcium, de soufre et d'oligoéléments (L'Huillier et *al.*, 2010). Aussi, contrairement au phosphore qui se lie facilement avec le fer, la faible présence du complexe argilo-humique empêche la rétention de l'azote et du potassium. De ce fait, les engrais chimiques sont peu adaptés au sol minier (L'Huillier et *al.*, 2010). Aussi, d'après L'Huillier et *al.* (2010) et O'Dell and Classen (2009), un fertilisant au ratio C/N avoisinant 15/1 serait le plus adapté. Ainsi, l'amendement organique choisi devrait idéalement répondre à l'ensemble sinon à la plupart de ces besoins.

### **5.2.4 Qualité de l'amendement**

La qualité de l'amendement organique est fonction non seulement de sa valeur fertilisante, mais aussi des concentrations en métaux lourds, en agents biologiques pathogènes et en composés organiques nocifs (PCB, fluoranthène, benzo(b)fluoranthène, etc.).

En ce qui concerne les boues STEP, celles-ci possèdent une forte teneur en matière organique et une bonne concentration des éléments nutritifs majeurs N/K. Elles possèdent toutefois une faible concentration en phosphore ainsi qu'un ratio C/N relativement bas (4/1). Bien que ce coefficient offre une disponibilité rapide des éléments nutritifs, il ne convient pas aux faibles besoins et à la croissance lente des plantes de maquis minier.

L'ajout d'un engrais riche en phosphore et le compostage des boues permettraient donc d'améliorer la valeur fertilisante des biosolides. Aussi, un supplément en calcium peut parfois être nécessaire afin de balancer le ratio Ca/Mg des sols latéritiques. Le tableau 5.1 donne un aperçu des paramètres physico-chimiques des boues STEP retrouvés en Nouvelle-Calédonie et de la concentration des métaux par rapport aux valeurs limites du Code de l'environnement (arrêté du 8 janvier 1998) de la République française, relatif à l'épandage des boues.

Tableau 5.1 : Analyse de divers paramètres des boues STEP de la station de Koutio.

Paramètres	Analyse	Valeurs limites
Siccité %	13,8	
Matière organique (% MS)	37,8	
Matière minérale (% MS)	62,2	
Carbone organique total (% MS)	18,4	
pH	7,1	
Azote total (% MS)	4,6	
Phosphore total (% MS)	1	
Calcium total (mg.Kg <sup>-1</sup> MS)	17100	
Magnésium total (mg.Kg <sup>-1</sup> MS)	10200	
Potassium total (mg.Kg <sup>-1</sup> MS)	2410	
Zinc (mg.Kg <sup>-1</sup> MS)	810	3000
Cadmium (mg.Kg <sup>-1</sup> MS)	4	10
Chrome (mg.Kg <sup>-1</sup> MS)	320	1000
Cuivre (mg.Kg <sup>-1</sup> MS)	180	1000
Nickel (mg.Kg <sup>-1</sup> MS)	240	200
Plomb (mg.Kg <sup>-1</sup> MS)	124	800
Mercure (mg.Kg <sup>-1</sup> MS)	1,2	10
Chrome+cuivre+nickel+zinc (mg.Kg <sup>-1</sup> MS)	1550	4000
Fer (mg.Kg <sup>-1</sup> MS)	15420	
Cobalt (mg.Kg <sup>-1</sup> MS)	14	
Manganèse (mg.Kg <sup>-1</sup> MS)	380	
Sélénium (mg.Kg <sup>-1</sup> MS)	< 5	100

Modifié de Velayoudon (2008, p. 18).

Quant à la concentration des métaux lourds, celle-ci dépend principalement des eaux traitées par la station d'épuration. En Nouvelle-Calédonie, les stations ne traitent pas d'eau industrielle et les boues STEP présentent donc de faibles teneurs en métaux lourds. Seul le nickel dépasse la valeur limite. Ce qui s'explique par la concentration naturellement élevée du sol en nickel.

Au niveau des agents biologiques pathogènes, leur diversité et leur nombre sont surtout fonction du traitement subi par les boues. À la CDE, le traitement des eaux résiduelles s'effectue via un procédé dit de «boues activées». Ce traitement est une épuration

biologique aérobie des eaux résiduelles qui permet la dégradation de la matière organique et une élimination partielle des micro-organismes pathogènes. La CDE effectue une analyse annuelle du contenu en coliformes thermotolérants et en streptocoques fécaux de ces boues (Frick, 2011).

Pour les composés-traces organiques, la CDE ne procède pas à leur analyse. Étant donnée l'absence de réglementation actuelle relative à l'épandage des boues STEP en Nouvelle-Calédonie, celle-ci n'y est pas tenue. De plus, il n'y a pas les outils disponibles pour ce genre d'analyse.

Finalement, cette sous-section démontre que les biosolides peuvent combler de nombreuses lacunes agronomiques des sols latéritiques afin d'améliorer leur fertilité. Cependant, l'ajout de phosphore et de calcium pourrait s'avérer nécessaire pour combler l'ensemble des besoins des végétaux. Aussi, les métaux lourds ne représentent pas une contrainte pour l'épandage des boues STEP. Une analyse du contenu en micro-organismes pathogènes et le respect de la réglementation française à cet égard permettraient cependant d'évaluer le risque d'application des boues STEP ainsi que d'assurer une meilleure sécurité sanitaire voire de rassurer le citoyen.

### **5.2.5 Contamination en semis**

L'apport d'un amendement organique implique un risque de contamination en semence exotique sur les sites miniers. Cette infestation peut par la suite diminuer l'efficacité d'une revégétalisation pérenne et empêcher le rétablissement de la flore originelle. Afin d'éviter une telle situation, une attention particulière doit être portée sur le contenu en semis.

En ce qui concerne les boues STEP, certaines expériences d'amendement ont pu démontrer une telle contamination (ministère de l'Environnement et ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Affaires rurales, 1996; Recycled Organics Units, 2007). De ce fait, plusieurs sources recommandent le compostage des biosolides dont le processus thermique permet d'endommager l'ADN des semences (Ministère de l'environnement et Ministère de l'agriculture, de l'alimentation et des affaires rurales, 1996; Recycled Organics Units, 2003; Reuter and *al.*, 2010). Dans le cas des essais de revégétalisation de sites miniers, il a été remarqué la croissance de plants de tomates sur de nombreuses parcelles amendées en boues de STEP. Toutefois, leur installation n'est pas pérenne dans le temps et il est très rare de voir plus d'une génération croître sur site.

### 5.2.6 Opinion publique

La valorisation de déchets organiques comme amendement peut parfois provoquer une vive réaction du public. Ceci est d'autant plus vrai pour les biosolides dont l'appréhension des risques de contamination et de propagation de maladies est élevée. Dans ce cas, la consultation publique et le partage d'information peuvent être particulièrement importants pour la réussite d'un projet de valorisation (Natural Resource Management Council, 2004; UN-HABITAT, 2008).

### 5.3 Synthèse

Avec le resserrement de la réglementation sur l'enfouissement des déchets organiques, la valorisation des boues STEP en restauration minière apparaît très intéressante et la seule issue disponible rapidement. En effet, celles-ci possèdent de bonnes propriétés fertilisantes et sont disponibles en grande quantité. Pour l'industrie minière et pour la DIMENC (responsable de la réhabilitation des mines orphelines), il s'agit d'un amendement offert par la CDE qui assure également le coût de transport. Pour cette dernière, le détournement des boues STEP des sites d'enfouissement permet une économie notable liée à l'évitement des frais d'enfouissement et d'augmentation de la siccité du produit. Il s'agit ainsi d'un projet de valorisation qui bénéficie de nombreuses façons à différents acteurs environnementaux.

L'analyse des éléments à considérer pour le choix et l'application d'un amendement organique a cependant mis en évidence certaines contraintes liées à leur valorisation, dont les risques sanitaires et de contamination de l'environnement. En effet, l'absence d'une réglementation pour encadrer l'épandage des boues STEP augmente considérablement ces risques. De plus, l'opinion publique est un facteur important pour la réussite d'une telle entreprise. Afin de favoriser l'approbation de la population, l'instauration d'une normalisation pour l'épandage des biosolides est essentielle et souhaitable.

Il apparaît aussi qu'un traitement des boues STEP permettant d'éliminer la présence de microorganismes pathogènes et de semis indésirables est nécessaire afin d'éliminer certains ennuis liés à l'application des boues. Ce faisant, ce traitement permettrait de mieux répondre aux besoins de la révégétalisation via l'amélioration de la qualité du produit, de diminuer le risque sanitaire et *de facto*, favoriser l'approbation du public.

## CHAPITRE 6 : RECOMMANDATIONS ET PERSPECTIVES

La prise de conscience des dégâts environnementaux causés par l'industrie minière tout comme les efforts de réhabilitation de sites miniers sont des manifestations relativement récentes en Nouvelle-Calédonie. Pour cette raison, plusieurs améliorations restent à faire afin d'augmenter le succès de la revégétalisation, son efficacité, sa rapidité ainsi que pour protéger davantage les milieux écologiques miniers et lagunaires plus en aval qui reçoivent tous les sédiments charriés lors des phénomènes d'érosion. Ce chapitre vise donc à fournir des recommandations tant au niveau des aspects législatifs et réglementaires de la réhabilitation minière et de la valorisation des boues STEP, qu'au niveau des modalités de fertilisation des sols miniers calédoniens. Aussi, la valorisation des biosolides étant un concept nouveau en Nouvelle-Calédonie, les perspectives de recherches et de développement sont multiples. Celles-ci seront vues sommairement à la fin de ce chapitre.

### 6.1 Dispositions législatives et réglementaires de la restauration minière

Le nouveau *Code minier* de la Nouvelle-Calédonie, en vigueur depuis 2009, vise en partie à diminuer les impacts environnementaux de l'exploitation minière en encadrant ses activités. Cependant, la réalisation de cet essai a permis de constater quelques manques de ce code pouvant compromettre les succès de la restauration minière

D'abord, au chapitre 1, il a été observé qu'aucune définition ne permettait de déterminer les paramètres de la restauration et donc la signification précise de ce concept. Ainsi, l'interprétation de ce terme est laissée libre à l'industriel et aux personnels provinciaux. Or, l'absence d'une définition comporte certains risques. Elle empêche une constance des activités de restauration exigées et constitue un certain vide juridique laissant à l'industrie minière, toute latitude. Il serait donc nécessaire d'amender le *Code minier* afin de préciser l'aspect qualitatif et quantitatif de ce vocable.

Ensuite, la revégétalisation et la réhabilitation des zones minières dégradées sont des processus lents. Selon Seaker and Sopper (1988b), pour assurer le succès de telles opérations, il est nécessaire de réaliser un suivi long terme (au-delà de 5 ans) de ces opérations. Le *Code minier* de la Nouvelle-Calédonie prévoit un suivi sur 5 ans pour la remise complète de la garantie financière. Ainsi, il pourrait être plus avisé

d'augmenter cette période afin d'encourager l'industrie à s'assurer de la durabilité des travaux et d'une réhabilitation pérenne des sites.

## **6.2 Dispositions législatives et réglementaires sur l'épandage des boues STEP**

Vue aux chapitres 4 et 5, l'utilisation des biosolides en revégétalisation minière peut comporter des risques pour l'environnement et la santé humaine. Aussi, sa valorisation en tant qu'amendement organique peut parfois être freinée par la réticence et l'inquiétude de la population. L'absence d'un encadrement juridique de l'épandage des boues en Nouvelle-Calédonie représente ainsi une barrière importante à sa valorisation.

À cet effet, l'adoption d'une législation inspirée d'un pays où l'épandage des boues est contrôlé permettrait de résoudre en partie ces problèmes. Par exemple, le *Décret n°97-1133 du 8 décembre 1997* relatif à l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées de la législation française pourrait servir de modèle. En effet, celui-ci définit les conditions d'épandage des boues STEP sur sols agricoles, forestiers ou en voie de reconstitution ou de revégétalisation. Les articles 6 à 12 (chapitre II de ce texte), fixent les conditions générales d'épandage des boues (annexe 3). Entre autres, il y est mentionné la nécessité d'effectuer par le producteur de boues une étude préalable du site récepteur (définissant l'aptitude du sol à recevoir les boues, le périmètre d'épandage, les modalités de réalisation) et de prévoir un dispositif de surveillance de la qualité des boues et de l'épandage. L'article 12 du chapitre II du *Décret n°97-1133* mentionne également les arrêtés ministériels qui permettent de définir les prescriptions techniques d'application des boues.

Pour ce qui concerne l'épandage en forêt ou pour la revégétalisation, faute de retour d'expérience, aucun arrêté n'a pu être adopté. Ainsi, seul l'épandage sur sol agricole a fait l'objet d'un arrêté (*Arrêté du 8 janvier 1998*).

Celui-ci fixe les prescriptions techniques relatives à l'épandage sur sols agricoles des boues issues du traitement des eaux usées (voir annexe 4). Celles-ci assurent notamment un contrôle des risques de contamination en métaux lourds et en composés organiques en fixant des limites de concentration dans les boues STEP (tableau 6.1 et 6.2) ainsi que dans les sols à amender (tableau 6.3). L'épandage des boues est donc limité en fonction de la concentration de ces éléments dans les biosolides, mais aussi en fonction de leur concentration dans le sol et de l'apport total des éléments sur une période de 10 ans.

Tableau 6.1 : Teneurs limites en composés-traces organiques dans les boues.

Composés-traces	Valeurs limites dans les boues (mg/kg MS)		Flux maximum cumulé, apporté par les boues en 10 ans (mg/m <sup>2</sup> )	
	Cas général	Épandage sur pâturages	Cas général	Épandage sur pâturage
Total des 7 principaux PCB*	0,8	0,8	1,2	1,2
Fluranthène	5	4	7,5	6
Benzo(b)fluoranthène	2,5	2,5	4	4
Benzo(a)pyrène	2	1,5	3	2

\* : PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180

Tiré du Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de la mer (MEEDDM) (2009, p. 7).

Tableau 6.2 : Valeurs limites de concentration en éléments-traces des boues.

Éléments-traces	Valeurs limites dans les boues (mg/kg MS)	Flux maximum cumulé apporté par les boues en 10 ans (g/m <sup>2</sup> )
Cadmium	15	0,015
Chrome	1000	1,5
Cuivre	1000	1,5
Mercure	10	0,0015
Nickel	200	0,3
Plomb	800	1,5
Zinc	3000	4,5
Chrome+cuivre+nickel+zinc	4000	6

Tiré du MEEDDM (2009, p. 7)

Tableau 6.3 : Valeurs limites de concentration en éléments-traces dans les sols.

Éléments-traces dans les sols	Valeurs limites en mg/kg MS
Cadmium	2
Chrome	150
Cuivre	100
Mercure	1
Nickel	50
Plomb	100
Zinc	300

Tiré du MEEDDM (2009, p. 8).

D'autres dispositions sont également présentes dans l'arrêté afin d'assurer une gestion adéquate des boues. Par exemple, les articles 6 et 7 mentionnent diverses conditions ou restrictions applicables à l'épandage alors que les articles 11 à 13 fixent les paramètres liés à la distance et à la période d'application des boues, en fonction des caractéristiques du sol à amender.

Malgré tout, une lacune importante est notable au niveau de l'*Arrêté du 8 janvier 1998* de la législation française. En effet, aucun contrôle systématique de la teneur en agents biologiques pathogènes des boues n'est exigé. Or, selon la littérature scientifique, il s'agit du risque le plus important lié à l'épandage des boues STEP, et ce, non seulement en sol agricole, mais également sur site minier. Aussi, de nombreux pays régulent déjà leur concentration dans les biosolides épandues pour la revégétalisation tels que l'Australie, le Canada, la Finlande, le Mexique et bien d'autres (UN-HABITAT, 2008).

Cet arrêté dont le contrôle de la qualité des boues se doit d'être plus rigoureux en raison de la nature des activités, peut tout de même servir de modèle pour l'épandage sur site à revégétaliser. D'ailleurs, une note technique destinée aux exploitants miniers, basée en partie sur l'*Arrêté du 8 janvier 1998*, cherche à définir un guide des bonnes pratiques pour l'épandage sur site minier. Toutefois, cette note n'a pas encore été adoptée.

Aussi, de fixer les éléments à contrôler au niveau des boues à valoriser en Nouvelle-Calédonie, il pourrait donc être intéressant de comparer minutieusement la réglementation de différents pays régulant l'épandage des boues (ex.: Canada, Royaume-Uni, États-Unis, Australie, etc.). Ceci permettrait d'établir la réglementation sur une base plus solide et diversifiée d'informations et d'éviter d'attendre la déposition d'un arrêté de la France relative à l'épandage des boues STEP pour la revégétalisation.

De plus, la valeur limite de concentration de certains éléments dans les boues et le sol devrait tenir compte des conditions particulières de la Nouvelle-Calédonie. Cela vaut par exemple pour le nickel et le chrome, dont la concentration naturelle dans le sol et les boues peut être relativement élevée.

### **6.3 Fertilisation des sites miniers**

Il a été montré que l'amendement des sols miniers calédoniens par l'application directe des boues STEP comportait certains inconvénients (chapters 4 et 5). D'abord, l'épandage de boues fraîches peut présenter un risque sanitaire non seulement pour les populations situées en aval des zones d'applications (via la contamination de l'eau), mais aussi pour les travailleurs en contact avec les boues. Ce même risque est également une des raisons pour laquelle la population peut être réticente à la valorisation des biosolides comme amendement organique. Il a aussi été indiqué qu'une contamination en semis indésirables

était probable et que celle-ci pouvait entraver la réussite du rétablissement de la flore indigène.

Afin de réduire l'effet de ces inconvénients, plusieurs solutions existent: la digestion aérobie et anaérobie des boues, le chaulage, l'entreposage long terme et le compostage.

Les boues STEP produites en Nouvelle-Calédonie par la CDE subissent préalablement à leur épandage, une digestion aérobie à travers le système de boues activées. Les analyses obtenues dans le rapport de Heintz (2008) ont démontré que malgré l'absence d'un transfert vertical des agents biologiques pathogènes, ceux-ci pouvaient parfois se retrouver en nombre supérieur à 2 millions d'unités coloniales par g/M.S., limite utilisée par nombreux pays et provinces pour l'épandage de boues en restauration de site (UN-HABITAT, 2008). La mise en place d'une technique de stabilisation supplémentaire peut s'avérer nécessaire pour l'élimination de ce risque sanitaire. L'entreposage long terme et le chaulage des boues permettent de diminuer la concentration des agents pathogènes, mais elles ne peuvent diminuer la contamination en semis. Par contre, le compostage permet de limiter ces derniers inconvénients. Composter avec des déchets verts, il est aussi possible d'augmenter la siccité des boues et d'améliorer leur valeur agronomique par élévation du ratio C/N vers une valeur optimale (15/1). En augmentant la qualité des boues, il serait même envisageable de vendre cet amendement sur le marché.

À priori, le compostage avec des déchets verts semble donc la solution la plus intéressante. Toutefois, pour confirmer cette hypothèse, il serait pertinent d'effectuer une étude comparative sur les avantages et les inconvénients de chacune de ces options, et ce, particulièrement au niveau économique. Le compost idéal étant réalisé avec un apport de déchets verts, il serait également important d'évaluer la qualité et la quantité disponible de ce dernier.

Dans le chapitre 5, il a été vu que les boues STEP répondent globalement aux besoins nutritifs des végétaux pour leur croissance sur sol minier. Cependant, quelques lacunes telles que la faible teneur en phosphore et en calcium devraient idéalement être corrigées via l'apport d'engrais. L'Huillier et *al.* (2010) suggèrent l'apport d'engrais naturels tel que le phosphate de calcium (vendu sous le nom de Rock phosphate et Physalg) qui se dissolvent plus lentement que les engrais chimiques.

Ces engrais, disponibles à la Chambre d'agriculture, sont toutefois des produits importés assez prohibitifs avec des tarifs de 35 200 FCP (405 \$CAN)/t pour le Physalg et 56 400 FCFP (648 \$CAN)/t pour le Rock phosphate (Keller, 2011). Ainsi, il serait intéressant de répertorier et quantifier les différents types de déchets potentiellement valorisables en tant qu'engrais produits en Nouvelle-Calédonie comme les résidus de l'industrie de transformation agroalimentaire (os, plume, exosquelette de crevettes, crabes, farine de poisson, etc..). Ceux-ci représentant généralement un coût d'élimination pour le producteur, pourrait ainsi être valorisé et vendu à prix compétitif. Cela peut être aussi le cas des cendres issues des centrales thermiques au charbon (fly ash) qui sont produites en grande quantité en Nouvelle-Calédonie (Prony, Doniambo, Népoui, etc.). Ces cendres possèdent une haute teneur en calcium phosphore et potassium (Kishor and *al.*, 2010) qui pourrait éventuellement être utilisées pour enrichir les boues STEP.

D'autres engrais et amendements organiques naturels pourraient aussi être produits et/ou valorisés directement sur l'archipel. Les algues marines (notamment les sargasses), constituent un engrais fortement dosé en phosphore et pourraient être produites localement. Aussi, deux grandes brasseries sont établies en Nouvelle-Calédonie (La Grande Brasserie de la Nouvelle-Calédonie et La Société Le Froid) et produisent de grandes quantités de drêche. Cette matière organique résiduelle pourrait également faire l'objet, outre son utilisation dans les élevages, d'une investigation permettant d'évaluer l'intérêt de sa valorisation comme fertilisant.

Ainsi, un potentiel important est présent en Nouvelle-Calédonie, mais n'est actuellement que peu exploité. Une analyse approfondie permettant d'identifier ces engrais et à déterminer leur potentiel pourrait donc être intéressante afin d'augmenter la valeur fertilisante des amendements organiques et pour amender les sols de manière plus écologique et durable.

Quant aux subventions accordées aux engrais chimiques, il pourrait être judicieux de les appliquer de façon préférentielle aux engrais organiques produits localement. Ceci permettrait de favoriser leur insertion sur le marché et de dynamiser l'économie locale.

#### **6.4 Perspectives de recherche et de développement pour la valorisation des boues de STEP**

La valorisation des boues STEP en tant qu'amendement organique a été largement étudiée, et ce, un peu partout à travers le monde. Aussi, la majorité des études ont pu confirmer le caractère bénéfique des boues STEP sur la revégétalisation de sites, même sur des sols réputés difficiles.

Les effets des biosolides sur l'environnement et sur le succès de revégétalisation sont cependant fonction de nombreux facteurs associés aux propriétés physiques, chimiques et biologiques du sol ainsi que des particularités des végétaux cultivés. Comme l'utilisation des boues STEP en restauration minière est un concept relativement nouveau en Nouvelle-Calédonie, plusieurs des facteurs précédemment mentionnés restent à étudier.

Ainsi, un projet de recherche du CNRT vise en partie, à étudier la dynamique particulière des métaux et de la matière organique *in situ*. Deux principaux objectifs sont ciblés par ce volet du projet. Le premier est d'évaluer les effets d'apports d'amendements organiques sur le terrain en étudiant la compétition entre les bactéries allochtones apportées par les boues et les champignons mycorhiziens du sol. Le deuxième objectif permettra quant à lui de connaître les effets de la matière organique sur la spéciation et la biodisponibilité des métaux sur différents types de sols (*topsoils* et *technosols*). Ce projet permettra ainsi d'améliorer la connaissance des effets des boues STEP sur la revégétalisation de sites miniers calédoniens.

Un autre projet d'étude, mené Prescilia Velayoudon du Laboratoire Insulaire du vivant et de l'environnement de l'UNC, cherche pour sa part à évaluer la production de biomasse en sylviculture (avec *Pinus Caraibea*) via un amendement en boues STEP. Ce même projet permettra également de quantifier la séquestration de carbone possible à partir de la transduction de la matière organique contenue dans les boues au niveau de la structure des arbres.

## CONCLUSION

L'exploitation du nickel réalisée à la fin du 19e siècle et au cours du 20e siècle en Nouvelle-Calédonie a laissé derrière elle d'importantes superficies de sol dénudé et créée d'importants dégâts environnementaux. Ces derniers ont eu pour effets d'engendrer divers impacts sur l'environnement, notamment sur la qualité de l'eau, de l'air, du sol, de la faune et de la flore. D'autres impacts, intrinsèquement liés aux précédents, ont également touché les aspects socio-économiques de certaines régions en affectant par exemple l'agriculture, le tourisme, le patrimoine naturel ainsi que la qualité de vie des populations.

Afin de réduire ces impacts et d'éviter la reproduction de ces évènements, le *Code minier* de la Nouvelle-Calédonie a fait son apparition en 2008. De plus, un fond a été mis en place afin de permettre la restauration des sites miniers dégradés.

Parmi les étapes de restauration réalisée par ce fond et le financement de l'industrie, la revégétalisation constitue l'une des étapes cruciales du processus. Celle-ci permet entre autres de stabiliser les sols, diminuer les risques d'érosion et favoriser la réinsertion graduelle des espèces fauniques et floristiques locales.

Cependant, la revégétalisation de sol minier est difficilement réalisable en raison du faible pouvoir agronomique du sol. Pour cette raison, la fertilisation est bien souvent indispensable à l'établissement d'un couvert végétal.

Cet essai aura su répondre à ses objectifs en démontrant les nombreux bénéfices que peuvent apporter les amendements organiques pour la fertilisation des sols miniers et pour l'installation pérenne des végétaux. Il aura permis d'établir une liste exhaustive de divers fertilisants organiques utilisables ainsi que de démontrer l'intérêt particulier de la valorisation des boues STEP en tant que fertilisant. Leur mise en valeur permet en effet d'éliminer les inconvénients économiques et environnementaux liés à leur enfouissement et offre l'avantage de pouvoir favoriser le succès de la restauration minière à faible coût.

Il aura également servi à relever les différents enjeux liés à l'application des biosolides tels que la sécurité sanitaire et l'opinion publique ainsi qu'à déterminer la pertinence de leur valorisation en fonction des nombreux facteurs inhérents au contexte calédonien.

L'analyse de la problématique aura aussi permis de fournir des recommandations relatives aux aspects juridiques de la réhabilitation minière ainsi que sur les modalités générales de

fertilisation des sols miniers. L'application des boues STEP pour la fertilisation étant un concept relativement nouveau en Nouvelle-Calédonie, des perspectives de recherche et de développement auront également pu être abordées.

Finalement, l'essai aura su démontrer qu'il est possible de produire des bénéfices environnementaux et socio-économiques, simplement en appliquant les principes du développement durable. Il aura aussi prouvé que l'évolution des paramètres économiques et législatifs d'une problématique peut devenir le moteur d'importantes réformes environnementales et sociologiques.

## RÉFÉRENCES

- Accord avenir (2007). Les enjeux des accords de Nouméa. *In* Accord avenir, *Accords de Nouméa*, [En ligne]. <http://accordavenir.centerblog.net/2008911-LES-ENJEUX-DES-ACCORDS-DE-NOUMEA> (Page consultée le 4 avril 2011).
- Actu-Environnement (2011). Définition de stériles miniers. *In* Actu-Environnement, *Dictionnaire encyclopédique*, [En ligne]. [http://www.actu-environnement.com/ae/dictionnaire\\_environnement/definition/steriles\\_miniers.php4](http://www.actu-environnement.com/ae/dictionnaire_environnement/definition/steriles_miniers.php4) (Page consultée le 18 mai 2011).
- Adegbidi, H. G., and Briggs, R. D. (2003). Nitrogen mineralization of sewage sludge and composted poultry manure applied to willow in a greenhouse experiment. *Biomass and Bioenergy*, n° 25, p. 665-673.
- ADEME (s. d.a). Boues de stations d'épuration chimiques et biologiques (STEP). *In* ADEME, *À chaque déchet des solutions*, [En ligne]. <http://www2.ademe.fr/servlet/KBaseShow?catid=14633> (Page consultée le 2 mars 2011).
- ADEME (s. d.b). Phytostabilisation. *In* ADEME, *Sols pollués*, [En ligne]. <http://www2.ademe.fr/servlet/list?catid=16490> (Page consultée le 21 avril 2011).
- ADEME (s. d.c). *Végétalisation des anciennes décharges et autres fonciers dégradés en Languedoc-Roussillon. Cahier technique*. ADEME, 88 p.
- ADEME (s.d. d.). Déchets verts. *In* ADEME, *ADEME, À chaque déchet vert des solutions*, [En ligne]. <http://www2.ademe.fr/servlet/KBaseShow?catid=14732> (Page consultée le 3 mai 2011).
- ADEME (s. d.e). Boues de papeteries. *In* ADEME, *À chaque déchet vert des solutions*, [En ligne]. <http://www2.ademe.fr/servlet/KBaseShow?catid=14624> (Page consultée le 3 mai 2011).
- ADEME (2005). Réhabilitation du site minier. *In* ADEME, *Médiathèque*, [En ligne]. <http://www2.ademe.fr/servlet/getBin?name=2B78733D583C434161321119BB72BEE1157124200898.pdf> (Page consultée le 2 mars 2011).
- AFNOR (2006). *Amendements organiques - Dénominations, spécifications et marquage*. AFNOR, (Norme NF U44-051).
- Agro-système (2002). Valeurs fertilisantes des engrais organiques. *In* AgroSystème, *Engrais organiques*, [En ligne]. <http://www.agro-systemes.com/engrais-organiques.php> (Page consultée le 3 mai 2011).

- Albiach, R., Canet, R., Pomares, F., and Ingelmo, F. (2001). Organic matter components, aggregate stability and biological activity in a horticultural soil fertilized with different rates of two sewage sludges during ten years. *Bioresource Technology*, n° 77, p. 109-114.
- Ambassade de France (s. d). La Nouvelle-Calédonie. In Ambassade de France à Wellington, *La Nouvelle-Calédonie*, [En ligne]. <http://www.ambafrance-nz.org/spip.php?article1592> (Page consultée le 10 mars 2011).
- Angladette, A. et Deschamps, L. (1974). *Problèmes et perspectives de l'agriculture dans les pays tropicaux : techniques agricoles et productions tropicales*. France, Maison Neuve et Larose, 773 p.
- ANZECC/NHMRC (1992). *Australian and New Zealand Guidelines for the Assessment and Management of Contaminated Sites*. Canberra, Australia, Australian and New Zealand Environment and Conservation Council/National Health and Medical Research Council.
- ANZFA (1997). *Progress on an Amendment to the Australian Food Standards Code*. Australia, Australian and New Zealand Food Authority.
- Armstrong, J. L. and Koen T. B. (1994). *Evaluation of composted sewage sludge for improving plant establishment on degraded soils*. Australia, Department of Land and Water Conservation NWS.
- Arrêté du 8 janvier 1998 fixant les prescriptions techniques applicables aux épandages de boues sur les sols agricoles pris en application du décret n° 97-1133 du 08/12/97 relatif à l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées*, Code de l'environnement de la République française.
- Artiola, J. F., Pepper, I. L., Brusseau, M. L. (2004). *Environmental monitoring and characterization*. Academic Press, 410 p.
- Aubertin, M., Bussière, B. et Bernier, L. (2002). *Environnement et gestion des résidus miniers*. Montréal, Presses Internationales de Polytechnique, 29 p.
- Baker, G., Michalk, D., Whitby, W., and O'Grady, S. (2002). Influence of sewage waste on the abundance of earthworms in pastures in south-eastern Australia. *XIII International Colloquium on Soil Zoology*, vol. 38, n°3-4, p. 233-237.
- Baker, A. J. M., McGrath, S. P., Reeves, R. D., and Smith, J. A. C. (2000). Metal hyperaccumulator plants: A review of the ecology and physiology of a biological resource for phytoremediation of metal-polluted soils. In Terry, N. and Banuelos Q., *Phytoremediation of contaminated soil and water* (p. 85–197). Florida, Boca Raton.
- Balesdent J. (1996). Un point sur l'évolution des réserves organiques des sols en France. Etude et gestion des sols. *INRA.(afes)*, vol. 3, n°4, p. 245-260.

- Banerjee, M. R., Burton, D. L., and Depoe, S. (1997). Impact of sewage sludge application on soil biological characteristics. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, n° 66, p. 241-249.
- Barry, G. A., Gardener, G. E., Rayment G.E , and Bloesch P.M. (1999). Recycling organic materials on agriculture. *In Hyatt Coolum, Recycled Organics - Expanding the Horizons Conference*, 23-25 novembre 1999.
- Bebbington, A. and Williams, M. (2008). Water and Mining Conflicts in Peru. *Mountain Research and Development*, vol. 28, p. 190-195.
- Bendfeldt, E. (1999). *Dynamics and Characterization of Soil Organic Matter on Mine Soils 16 years after Amendment with Topsoil, Sawdust, and Sewage Sludge*. Master thesis, Faculty of Virginia Polytechnic Institute and State University, Virginia, United States of America, 149 p.
- Bird, E. C., Dubois, J. P. et Iltis, J. A. (1984). *The impact of opencast mining on the rivers and coast of New Caledonia*. Tokyo, The United Nations University. 53 p.
- Boufounos, D. (2006). Rehabilitation of abandoned bauxite surface mines using alumina red mud as filler. *In Commission Européenne, Life*, [En ligne]. [http://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/index.cfm?fuseaction=search.dspPage&n\\_proj\\_id=2315&docType=pdf](http://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/index.cfm?fuseaction=search.dspPage&n_proj_id=2315&docType=pdf) (Page consultée le 4 mai 2011)
- Bradshaw, A. D. (1997). Restoration of mined lands – using natural processes. *Ecol. Eng.*, n° 8, p. 255-269.
- Braundo, S. et Baumann, A. (2011). Dictionnaire du droit privé français. *In Dictionnaire juridique, Dictionnaire juridique*, [En ligne]. <http://www.dictionnaire-juridique.com/dictionnaire-juridique.php> (Page consultée le 4 avril 2011).
- Bruhat, J. (2008). La France et ses Colonisations. *In Innovation démocratique, L'histoire*, [En ligne]. <http://www.innovation-democratique.org/La-France-et-ses-Colonisations.html> (Page consultée le 4 avril 2011).
- Casséus, L. M. C. (2001). *Effet de l'utilisation d'un agent chélateur , de compost et de fumures minérales sur l'action du zinc et du manganèse dans la partie aérienne du ray-grass cultivé sur un sédiment pollué*. Mémoire de maîtrise, Université Laval, Québec, Québec, 100 p.
- Centre horticole et botanique du jardin botanique de Montréal (2005). La fertilisation au jardin expérimental. *In Jardin botanique de Montréal, Tourbe de sphaigne*, [En ligne]. [http://www2.ville.montreal.qc.ca/jardin/info\\_verte/fertilisation/sphaigne.htm](http://www2.ville.montreal.qc.ca/jardin/info_verte/fertilisation/sphaigne.htm) (Page consultée le 4 mai 2011).

- Chang , A. C., Pan, G., Page, A. L. et Asano, T. (2002). *Developing Human Health-related Chemical Guidelines for Reclaimed Water and Sewage Sludge Applications in Agriculture*. World Health Organization.
- Chazeau, J., Jourdan, H., Sadlier, R., Bonnet de Larbogne, L., Konghouleux, J. et Potiroa, T. (2003). Identification, typologie et cartographie des groupements végétaux de basse altitude du Grand Sud calédonien et de la vallée de la Tontouta. Caractérisation écologique, botanique et zoologique des écosystèmes représentatifs de ces secteurs (Convention Province Sud/IRD). In IRD, *Rapport final 2<sup>ème</sup> partie*, Nouméa, Conventions Sciences de la vie Zoologique.
- CNRT (2009). Caractérisation et fonctionnement du système sol/ plante/ microorganismes dans les maquis miniers de Nouvelle-Calédonie. Perspectives d'application à la restauration écologique. In CNRT Nickel et son environnement, *Appel à projet 2009* (p.11-15), Nouméa, CRNT Nickel et son environnement.
- CNUCED (2006). La Nouvelle-Calédonie aujourd'hui. In HG/NC, *HGNC, Géographie*, [En ligne]. <http://www.ac-noumea.nc/histoire-geo/spip/spip.php?article183&artpage=2-2> (Page consultée le 11 mars 2011).
- Code de l'environnement de la province Sud*, C. ENV. de la province Sud.
- Contre-Info (2011). Carte Nouvelle-Calédonie. In Contre-Info, *Upload 2010*, [En ligne]. <http://www.contre-info.com/wp-content/uploads/2010/08/carte-Nouvelle-Cal%C3%A9donie.jpg> (Page consultée le 4 avril 2011).
- Corey, R. B., King, L. D., Lue-Hing, C., Fanning, D. S., Street, J. J. and Walker, J. M. (1987). *Effects of sludge properties on on accumulation of trace éléments by crops. Land application sludge*. Chelsea, Michigan, Lewis Publ.
- Costantini A., Loch R. J., Glanville S.F. and Orange D.N. (1995). Evaluation of the potential to dispose of sewage sludge. 1. Soil hydraulic and overland flow properties of Pinus plantations in Queensland. *Aust. J. Soil Res*, n° 33, p. 1041-52.
- Croix du sud (s. d.a). Le pays minier. In Croix du sud, *Mines*, [En ligne]. <http://www.croixdusud.info/economie/mines.php> (Page consultée le 4 avril 2011).
- Croix du sud (s. d.b). La faune terrestre de la Nouvelle-Calédonie. In Croix du sud, *Les animaux terrestres*, [En ligne]. [http://www.croixdusud.info/bio/bio\\_zoo.php](http://www.croixdusud.info/bio/bio_zoo.php) (Page consultée le 4 avril 2011).
- CSIRO (2001). *Australia State of the Environnement, Independent report to the Commonwealth Minister for the Environnement and Heritage*, Melbourne, Australian State of the Environnement Committee, CSIRO publishing.

Danloux, I. et Laganier, J. (1991). Classification des phénomènes d'érosion, de transport et de sédimentation sur les bassins touchés par l'exploitation minière en Nouvelle-Calédonie. *Hydml. Continent.*, vol. 6, n°1, p. 15-28.

Décret n° 97-1133 du 8 décembre 1997 relatif à l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées. Code de l'environnement de la République française.

De Coninck, A. S. and Karam, A. (2008). Impact of organic amendments on aerial biomass production, and phytoavailability and fractionation of copper in a slightly alkaline copper mine tailing. *International Journal of Mining, Reclamation and Environment*, vol. 22, n° 4, p. 247–264.

de Vries M.P.C. and Merry R.H. (1980). Effects of high application rates of a dried sludge to a market garden soil – investigations in mini-plots. *Aust. J. Exp. Agric. Husb.*, n° 20, p. 470-476.

Delschen, T. (1999). Impacts of long-term application of organic fertilizers on soil quality parameters in reclaimed loess soils of the Rhineland lignite mining area. *Plant and Soil*, n° 213, p. 43-54.

Derel, M. (2011). Attention, terre fragile. In Les Nouvelles-Calédoniennes, *Mont-Doré*, [En ligne]. <http://www.lnc.nc/grand-noumea/mont-dore/231975-attention-terre-fragile.html> (Page consultée le 4 avril 2011).

Diaz, L. F., De Bertoldi, M., Bidlingmaier, W., and Stentiford, E. (2007). *Compost science and technology*, Amsterdam, Pays-Bas, Elsevier, 364 p.

Dictionnaire de l'environnement (2010). Phytorestauration. In Dictionnaire de l'environnement, *Dictionnaire de l'environnement*, [En ligne]. [http://www.dictionnaire-environnement.com/phytorestauration\\_ID4965.html](http://www.dictionnaire-environnement.com/phytorestauration_ID4965.html) (Page consultée le 2 mars 2011).

DIMENC (2006). Rapport d'activités 2006. In DIMENC, *Rapports d'activités*, [En ligne]. [http://www.dimenc.gouv.nc/portal/page/portal/dimenc/telechargements/rapp\\_activites](http://www.dimenc.gouv.nc/portal/page/portal/dimenc/telechargements/rapp_activites) (Page consultée le 4 avril 2011).

DIMENC (2005). Mines et carrières. In DIMENC, *Mines et carrières*, [En ligne]. [http://dimenc.gouv.nc/portal/page/portal/dimenc/les\\_services/mines\\_carrieres/telechargement](http://dimenc.gouv.nc/portal/page/portal/dimenc/les_services/mines_carrieres/telechargement) (Page consultée le 4 avril 2011).

Doll, E. C. and Lucas, R. E. (1973). Testing soils for potassium, calcium and magnésium. In Walsh, L. M. and Beaton, J. D. (éd.), *Soil testing and plant analysis*. Madison, Soil Science Society America.

Donahy, R. (1958). *Nature des sols et croissance végétale*. Paris, Ed. D'organisation, 312 p.

- Dowling, D. N. and Macek, T. (2006). *Phytoremediation rhizoremediation*. Springer, 360 p.
- Dunnet, S. C. (2004). Current issues at the South Fremantle landfill site, Western Australia. *J. Rural Remote Environment. Health*, n° 3, p. 40-50.
- Dupon, J. F. (1986). Les effets de l'exploitation minière sur l'environnement des îles hautes: le cas de l'extraction du minerai de nickel en Nouvelle-Calédonie. In IRD, *Ressources documentaires*, [En ligne]. [http://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins\\_textes/pleins\\_textes\\_5/b\\_fdi\\_31-32/34105.pdf](http://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/pleins_textes_5/b_fdi_31-32/34105.pdf) (Page consultée le 4 mars 2011).
- Duval, J. et Weill, A. (2007). Manuel des intrants Bio. Recueil des intrants commerciaux autorisés en production végétale biologique et disponible au Québec. In Agri-réseau, *Agriculture biologique*, [En ligne]. <http://www.agrireseau.qc.ca/agriculturebiologique/> (Page consultée le 5 mai 2011).
- Earthworks (2005). Acid mine drainage. In Earthworks, *Acid mine drainage*, [En ligne]. <http://www.earthworkSACTION.org/publications.cfm?pubID=123> (Page consultée le 4 avril 2011).
- Eastham, J., Morald, T. and Aylmore, P. (2006). Effective nutrient sources for plant growth on bauxite residue. 1. Comparing organic and inorganic fertilizers. *Water, Air, Soil Pollution*, n° 175, p. 5-19.
- Egiarte, G., Camps Arbostain, M., Alonso, A., Ruíz-Romera, E., and Pinto, M. (2005). Effect of repeated applications of sewage sludge on the fate of N in soils under Monterey pine stands. *Forest Ecology and Management*, n° 216, p. 257-269.
- El-Fadel, M., Findikakis, A.N. et Leckie, J.O. (1997). Environmental impacts of solid waste Landfilling. *J. Environ. Manage*, n° 50, p.1-25.
- ELAW (2010). Guide pour l'évaluation des EIE de projets miniers . In ELAW, *Guidebook for evaluating mining projet EIAs*, [En ligne]. <http://www.elaw.org/files/mining-eia-guidebook/Chapitre%201.pdf> (Page consultée le 2 mars 2011).
- Emmerling, C., Liebner, C., Haubold-Rosar, M., Katur, J., and Schroder, D. (2000). Impact of application of organic waste materials on microbial and enzyme activities of mine soils in the Lusatian coal mining region. *Plant and Soil*, n° 220, p. 129-138.
- Environnement Canada (2009). Modifications des exigences de déclaration des dioxines et des furannes et de l'hexachlorobenzène. In Environnement Canada, *Rapport préliminaire du GT 2005 sur les substances de l'inventaire national de rejet de polluants*, [En ligne]. <http://www.ec.gc.ca/inrp-npri/default.asp?lang=fr&n=96D42E2A-1> (Page consultée le 18 mai 2011).

- Food and Agriculture Organization (2006). *World reference base for soil resources 2006: a framework for international classification, correlation and communication*. Food and Agriculture Organization, 128 p.
- Fresquez, P. R and Lindermann, W. C. (1982). Soil and rhizosphère microorganisms in amended coal mine spoils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, n° 46, p. 751-755.
- Fürhacker, M. and Haberl, R. (1995). Composting of sewage sludge in a rotating vessels. *Wat. Sci. Tech.*, vol. 32, n° 11, p. 121-125.
- Garau, M. A., Dalmau, J. L., and Felipó, M. T. (1991). Nitrogen mineralization in soil amended with sewage sludge and fly ash. *Biology and Fertility of Soils*, n° 12, p. 199-201.
- Goodman, G. T. (1974). Ecology and the problems of rehabilitating wastes from mineral extraction. *Proceedings of the Royal Society*, série A, n° 339, p. 373-387.
- Gouvernement de la Nouvelle-Calédonie (2009a). Le code minier, partie règlementaire. In Gouvernement de la Nouvelle-Calédonie, *Le code minier, partie règlementaire*, [En ligne]. [http://www.gouv.nc/portal/page/portal/gouv/actualites/actualite?p\\_id=20747024](http://www.gouv.nc/portal/page/portal/gouv/actualites/actualite?p_id=20747024) (Page consultée le 4 avril 2011)
- Gouvernement de la Nouvelle-Calédonie (2009b). Le schéma de mise en valeur des richesses minières. In Gouvernement de la Nouvelle-Calédonie, *Le schéma de mise en valeur des richesses minières*. [En ligne]. [http://www.gouv.nc/portal/page/portal/gouv/actualites/actualite?p\\_id=20747024](http://www.gouv.nc/portal/page/portal/gouv/actualites/actualite?p_id=20747024) (Page consultée le 4 avril 2011).
- Graczyk, T. K., Kacprzak, M., Neczaj, E., Tamang, L., Graczyk, H., Lucy, F. E. and Girouard, A. S. (2007). Occurrence of *Cryptosporidium* and *Giardia* in sewage sludge and solid waste landfill leachate and quantitative comparative analysis of sanitization treatments on pathogen inactivation. *Environm. Res.*, doi:10.1016.
- Grigg, A. H., Sheridan, G. J., Pearce, A. B. and Mulligan, D. R. (2003). The effect of organic mulches on crusting, infiltration and salinity in the revegetation of a saline-sodic coal mine spoil from central Queensland, Australia. In American Society of Mining and Reclamation, *2003 National meeting of the American Society of Mining and Reclamation*, 3-6 juin 2003, American Society of Mining and Reclamation.
- Grower services (s. d.). Fibrous blond sphagnum and peat moss. In Grower services, *Horticulture*, [En ligne]. <http://www.premierhort.com/eProMix/Horticulture/TechnicalData/pdf/TD1-PRO-MOSSTBK-SASK.pdf> (Page consultée le 5 mai 2011).
- Guillon, J. H. (1975). *Les massifs péridotitiques de Nouvelle-Calédonie : type d'appareil ultrabasique stratiforme de chaîne récente*. IRD Éditions, 120 p.

- Haraldsen, T. K., and Pedersen, P. A. (2003). Mixtures of crushed rock, forest soils, and sewage sludge used as soils for grassed green areas. *Urban Forestry and Urban Greening*, n° 2, p. 41-51.
- Halderson, J. L. et Zenz, D. R. (1978). Use of municipal sewage sludge in réclamation of soils. In Shaller, F. E. and Sutton, P. (éd.), *Reclamation of drastically disturbed lands*. Madison, ASA-CSSA-SSSA.
- Halstead, R.L. (1968). Effect of different amendments on yield and composition of oats grown on a soil derived from serpentine material. *Canadian Journal of Soil Science*, n° 48, p. 301–305.
- Harrington, D. W. (1986). Treatment of leachate: a UK perspective. *Water Pollution Control*, n°85, p. 46-56.
- Heintz, T. (2008). *Valorisation des boues d'épuration pour la revégétalisation de sites miniers en Nouvelle-Calédonie*. Rapport de stage de Master, Université Louis Pasteur, Strasbourg, France, 56 p.
- Hernandez, M., T., Ros, M. and Garcia, C. (2003). Bioremediation of soil degraded by sewage sludge : Effects on soil properties and erosion losses. *Environmental management*, vol. 31, n° 6, p. 741-747.
- Honnay, O. and Jacquemyn, H. (2006). Susceptibility of common and rare plant species to the genetic consequences of habitat fragmentation. *Conserv. Biol.*, n° 21, p. 823-831.
- Hopkins, W. G. (2003). *Physiologie végétale*. Espagne, De Boeck University, 515 p.
- IARC (1990). Chromium, Nickel and Welding. Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, *IARC*, n° 49, 685 p.
- INERIS (2010). Sites pollués : Études de l'efficacité des techniques de phytoremediation. Le projet de PHYTOSTAB. In INERIS, *INERIS*, [En ligne]. <http://www.ineris.fr/centredoc/dp-phytostab.pdf> (Page consultée le 21 avril 2011).
- ISEE (2010a). Production par secteur. In ISEE, *Économie-Finance*, [En ligne]. <http://www.isee.nc/tec/ecofinances/ecoresultateco.html> (Page consultée le 4 mars 2011).
- ISEE (2010b). Emplois par secteur. In ISEE, *Emplois*, [En ligne]. <http://www.isee.nc/tec/emploirevenus/emplpopactive.html> (Page consultée le 4 mars 2011).
- ISEE (2006). Énergie. In ISEE Nouvelle-Calédonie, *Énergie*, [En ligne]. <http://www.isee.nc/tec/systemeproductif/energibilanenerg.html> (Page consultée le 20 janvier 2011).

- ISERE (2008). Le bois raméal fragmenté (BRF) en végétalisation pour la lutte contre l'érosion de surface. In Observatoire de Grenoble, *Programme*, [En ligne]. [http://www.obs.ujf-grenoble.fr/risknat/pages/programme\\_dep/docs/cemagref\\_etna/2008\\_Rey-dec2009.pdf](http://www.obs.ujf-grenoble.fr/risknat/pages/programme_dep/docs/cemagref_etna/2008_Rey-dec2009.pdf) (Page consultée le 5 mai 2011).
- ITAVI et ITP (2005). Étude du marché des fertilisants organiques. In Office élevage, *Marchés*, [En ligne]. [http://www.office-elevage.fr/marches\\_filières/informations/fertil.htm](http://www.office-elevage.fr/marches_filières/informations/fertil.htm) (Page consultée le 5 mai 2011).
- Jaffré, T., Munzinger, J. and Lowry, II P. P. (2010). Threats to the conifer species found on New Caledonia's ultramafic massifs and proposals for urgently needed measure to improve their protection. *Biodivers. Conserv.*, n° 19, p. 1485-1502.
- Jaffré, T., Dagostini, G., Rigault, F. et Coïc, N. (2004). *Inventaires floristiques des unités de végétation de la zone d'implantation des infrastructures minières et industrielles de Goro Nickel. Rapport de synthèse*. Nouvelle-Calédonie, Consultance IRD/Goro Nickel SA, 42 p.
- Jaffré, T. (1993). The Relationship between ecological diversity and floristic diversity in New Caledonia. *Biodiversity letter*, n° 1, p. 82-87.
- Jaffré, T. (1980). *Étude écologique du peuplement végétal des sols dérivés de roches ultrabasiqes en Nouvelle-Calédonie*. Thèse, Univ. Paris-Sud (XI)-ORSTOM, Paris.
- Jaffré, T., Latham, M. et Schmid, M. (1977). Aspects de l'influence de l'extraction du minerai de nickel sur la végétation et les sols en Nouvelle Calédonie. *Cahier O.R.S.T.O.M., série Biologie*, vol. XII, n°4, p. 307-321.
- Jenness, N. (2001). Mine réclamation using biosolids. In EPA US, *Student papers*, [En ligne]. <http://www.clu-in.org/download/studentpapers/biosolids.pdf> (Page consultée le 5 mai 2011).
- Joshua, W. D., Michalk, D. L., Curtis, I. H., Salt, M., Osborne, F. G. J. and Naidu, R. (1998). The potential for contamination of soil and the surface waters from sewage sludge (biosolids) in a sheep grazing study, Australia. *Special Issue*, n° 84, p. 135-136.
- Jourdan, H., Sadlier, R. et Bauer, A. (2001). Little fire ant invasion (*Wasmannia auropunctata*) as a threat to New Caledonian lizards : evidence from a sclerophyll forest (Hymenoptera : Formicidae). *Sociobiology*, n° 38, p. 283-301.
- Keller, C. (9 juin 2011). *Informations générales relatives aux fertilisants Biofert, Rock phosphate et Physalg vendues par la Chambre d'agriculture*. Courrier électronique à Olivier Laroche, adresse destinataire : [Olivier.Laroche@usherbrooke.qc.ca](mailto:Olivier.Laroche@usherbrooke.qc.ca)

- Kelly, G. L. (2006). *Recycled organics in mine site réhabilitation. A review of the scientific littérature*. Australia, Department of Environment and Conservation NSW, 65 p.
- Kelly, G. L. (2004). *Trial plantation project, Bilga Mine, NSW. Australia, Final report and progress, Report #5*, Australia, Department of Environment and Conservation NSW.
- Kelly, G. L. (2002a). Biosolids program in forestry – from plantation pine to hardwoods for mine site réhabilitation. *In Water Association, Biosolids Specialty Conference*, 19-20 june 2002, Sydney, Water Association.
- Kelly, G. L. (2002b). A décade of successful biosolids reuse in plantation pine. *In Water Association, Biosolids Specialty Conference*, 19-20 june 2002, Sydney, Water Association.
- Kelly, G. L. (2002c). *The use of biosolids and residuals to maximise wood and carbon values from trees planted on overburden and buffer sites in the Hunter Valley. ACARP intérim, Report 1*. Australia, Department of Environment and Conservation NSW.
- Kelly, G. L. (2002d). *Growing commercially viable eucalypt plantation on marginal lands using organic wastes (Hunter Region). Natural Heritage Trust Final Report*. Australia, Department of Environment and Conservation NSW.
- Kelly, G. L. (2000). Stream water quality from pine plantations fertilised with biosolids – a catchment perspective. *WaterTech Conference*, 9-13 april 2000, Sydney.
- Kishor, P., Ghosh, A. K. et Kumar, D. (2010). Use of Flyash in Agriculture : A Way to Improve Soil Fertility and it Productivity. *Asian Journal of Agricultural Research*, vol. 4, n° 1, p. 1-14.
- Krogmann, U. (2001). Composting. *In Spinpsa, L. and Vesilind, P. A. (ed.). Sludge into Biosolids : Processing, Disposal, Utilization* (p. 259-277). London, IWA Publishing.
- L'Huillier, L. (2011). Discussion au sujet de la fertilisation pour la revégétalisation minière. Communication orale. *Entrevue menée par Olivier Laroche avec Laurent L'Huillier, directeur intérimaire de l'IAC*, 4 mai 2011, IAC, Nouvelle-Calédonie.
- L'Huillier, L., Jaffré, T. et Wulff, A. (2010). *Mines et Environnement en Nouvelle-Calédonie : les milieux sur substrats ultramafiques et leur restauration*. Païta, Nouvelle-Calédonie, Édition IAC, 412 p.
- L'Huillier, L. et Edighoffer, S. (1996). Extrability of nickel and its concentration in cultivated plants in Ni rich ultramafic soils of New Caledonia. *Plant soil.*, n° 186, p. 255-264 .
- Lagrange, A., Ducouso, M., Jourand, P., Majorel, C. et Amir, H. (2011). New insights into the mycorrhizal status of Cyperaceae from ultramafic soils in New Caledonia. *Canadian Journal of Microbiology*, vol. 57, n° 1, p. 21-28.

- Lagrange, A. (2009). *Études écologique et microbiologique des espèces du genre Costularia (Cyperaceae), pionnières des sols ultramafiques en Nouvelle-Calédonie : perspectives d'application à la restauration écologique*. Thèse, Université de la Nouvelle-Calédonie, Nouméa, Nouvelle-Calédonie, 234 p.
- LANO (s. d.). Capacité d'échange cationique / C.E.C. *In* LANO, *Terres*, [En ligne]. [http://www.lano.asso.fr/web/capacite\\_dechange\\_cationique.html](http://www.lano.asso.fr/web/capacite_dechange_cationique.html) (Page consultée le 5 mai 2011).
- LAROUSSE (2011a). Scorie. *In* LAROUSSE, *Dictionnaire français*, [En ligne]. <http://www.larousse.fr/dictionnaires/francais/scorie/71579> (Page consultée le 4 mars 2011).
- LAROUSSE (2011b). Siccité. *In* LAROUSSE, *Dictionnaire français*, [En ligne]. <http://www.larousse.fr/dictionnaires/francais/siccit%C3%A9> (Page consultée le 4 mars 2011).
- LAROUSSE (2011c). Latérite. *In* LAROUSSE, *Encyclopédie*, [En ligne]. <http://www.larousse.fr/encyclopedie/nom-commun-nom/laterite/65189> (Page consultée le 4 mars 2011).
- Latham, M. (1975). Les sols d'un massif de roches ultrabasiques de la côte Ouest de la Nouvelle-Calédonie : Le Boulinda. Les sols à accumulation ferrugineuse relative. *Cah. ORSTOM, Ser., Pédologie*, n° 13, p. 159-172.
- Le Dictionnaire (s. d.). Terril. *In* Le Dictionnaire, *Le Dictionnaire*, [En ligne]. <http://www.le-dictionnaire.com/definition.php?mot=terril> (Page consultée le 17 mai 2011).
- Le Floc'h, E. and Aronson, J. (1995). L'écologie de la restauration. Définition de quelques concepts de base. *Natures, Sciences, Sociétés* 3, Hors série, p. 29-35.
- Legifrance (2011). Accord sur la Nouvelle-Calédonie signé à Nouméa le 5 mai 1998. *In* Legifrance, *Détail d'un texte*, [En ligne]. <http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000000555817&dateTexte=> (Page consultée le 21 janvier 2011).
- Le Breton, J., Chazeau, J. et Jourdan, H. (2003). Immediate impacts of invasion by *Wasmannia auropunctata* (Hymenoptera : Formicidae) on native litter ant fauna in New Caledonian rain forest. *Austral Ecol.*, n° 28, p. 204-209.
- Licht, L.A. et Isebrands, J.G. (2005). Linking phytoremediated pollutant removal to biomass economic opportunities. *Biomass Bioenergy*, n° 28, p. 203–218.
- Liston, R.J., and Balkwill K. (1997). Suitability of serpentine plants for the revegetation of chrysotile asbestos tailings. Pp. 275–283, *In* Jaffré, T., Reeves, R. D. and Becquer, T., (éd.), *Écologie des Milieu sur Roches Ultramafiques et sur Sols Métallifères*. Documents Scientifiques et Techniques, Nouméa (Volume Spécial III2).

- Logan, T. J. (1992). Reclamation of chemically degraded soils. *Advances in Soil Science*, n° 17, p. 13-35.
- Macnair, M., R. (2003). The hyperaccumulations of metals by plants. *Advances in Botanical Research*, vol. 40, p. 64-98.
- McCoy, S., Ash, J. and Jaffré, T. (2002). Species sélection for revegetation of the Goro-Nickel Project area in New Caledonia. *Proceedins of the 26th Annual British Symposium Dawson Creek Bristish Colombia* (p. 213-225). Bristish Columbia.
- McCoy. S., Ash, J. et Jaffré, T. (1997). The effects of *Gymnostoma deplancheanum* (Casuarinaceae) litter on seedling establishment of New Caledonian ultramafic maquis species. In Bellairs S.M. and Osborne, J. M., *Proceeding of the second Australian biology for revegetation workshop* (p. 127-135), Australia.
- McFarland, M. J. (2001). *Biosolids Engineering*. McGraw-Hill Professional, 800 p.
- Météo France (s. d.). Climat en Nouvelle-Calédonie. In Météo France, *Normales*, [En ligne]. <http://www.meteo.nc/climat/normales> (Page consultée le 4 avril 2011).
- MINEO Consortium (2000). Review of potential environnemental and social impact of mining. In MINEO Consortium, *Impacts, part two*, [En ligne]. <http://www.brgm.fr/mineo/UserNeed/IMPACTS.pdf> (Page consultée le 4 avril 2011).
- Ministère de l'écologie, du développement durable, des transports et du logement (2010). Le nickel en Nouvelle-Calédonie. In Ministère de l'écologie, du développement durable, des transports et du logement, *Les ressources minérales*, [En ligne]. <http://www.developpement-durable.gouv.fr/Le-nickel-en-Nouvelle-Caledonie.14541.html> (Page consultée le 4 mars 2011).
- Ministère de l'environnement et Ministère de l'agriculture, de l'alimentation et des affaires rurales (1996). Guidelines for the utilization of biosolids and other wastes on agricultural lands. In Ministère de l'environnement, *Ressources*, [En ligne]. [http://www.ene.gov.on.ca/stdprodconsume/groups/lr/@ene/@resources/documents/resource/std01\\_079003.pdf](http://www.ene.gov.on.ca/stdprodconsume/groups/lr/@ene/@resources/documents/resource/std01_079003.pdf) (Page consultée le 29 mai 2011).
- Moffet, C. A., Zartman, R. E., Wester, D. B., and Sosebee, R. E. (2005). Surface Biosolids Application: Effects on Infiltration, Erosion, and Soil Organic Carbon in Chihuahuan Desert Grasslands and Shrublands. *J. Environ. Qual.*, n° 34, p. 299-311.
- Moniruzzaman Khan, E., Takeki, M. and Katsumi, F. (2007). Field évaluation of compost, sawdust and rice straw biomass on soil physical and hydraulic properties. *J. Jpn., Soc. Soil Phys.*, n° 107, p. 3-16.
- Moore, T.R., and Zimmermann, R. C. (1979). Follow-up studies of vegetation establishment on asbestos tailings, southeastern Quebec, Canada. *Reclamation*

Review, n° 2, p.143–146.

Moore, T.R., and Zimmermann, R. C. (1977). Establishment of vegetation on serpentine asbestos mine wastes, southeastern Quebec, Canada. *Journal of Applied Ecology*, n° 14, p. 589–599.

Mosebi, P. E. (2010). *The role of living plant roots and cattle manure as soil amendment in the alleviation of compacted coal mine soils*. Master thesis, University of Pretoria, Pretoria, 56 p.

Nagendran, R., Selvam, A., Joseph, K. et Chiemchaisri, C. (2006). Phytoremediation and rehabilitation of municipal solid waste landfills and dumpsites: a brief review. *Waste Manage*, n° 26, p. 1357–1369.

Natural Resource Management Council (2004). Guidelines for sewerage systems biosolids management. In Australian Government, *Publications*, [En ligne]. <http://www.environment.gov.au/water/publications/quality/pubs/sewerage-systems-biosolids-man-paper13.pdf> (Page consultée le 29 mai 2011).

Navarro Flores, A. and Martinez Sola, F. (2008). Effects of sewage sludge application on heavy metal leaching from mine tailings impoundments. *Bioresource Technology*, vol. 99, n° 16, p. 7521-7530.

O'Dell, R.E., and Claassen, V. P. (2009). Serpentine Revegetation: A Review. *Soil and Biota of Serpentine : A World View 2009, Northerestern Naturalist*, vol. 16, n° 5 (Special Issue), p. 253-271.

O'Dell, R.E., and Claassen, V. P. (2006a). Serpentine and nonserpentine *Achillea millefolium* accessions differ in serpentine substrate tolerance and response to organic and inorganic amendments. *Plant and Soil*, n° 279, p. 253–269.

O'Dell, R.E., and Claassen, V. P. (2006b). Vertical distribution of organic amendment influences the rooting depth of revegetation species on barren, subgrade serpentine substrate. *Plant and Soil*, n° 285, p. 19–29.

O'Dell, R.E., and Claassen, V. P. (2006c). Relative performance of native and exotic grass species in response to amendment of drastically disturbed serpentine substrates. *Journal of Applied Ecology*, n° 43, p. 898–908.

Ojeda, G., Alcañiz, J., and Le Bissonnais, Y. (2008). Differences in aggregate stability due to various sewage sludge treatments on a Mediterranean calcareous soil. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, n° 125, p. 48-56.

Okhuysen, P.C., Chappell, C.L., Crabb, J.H., Sterling, C.R., et Dupont, H.L. (1999). Virulence of three distinct *Cryptosporidium parvum* isolates for healthy adults. *J. Infect. Dis.*, n° 180, p. 1275–1281.

- Oostermeijer, J. G. B., Luijten, S. H. and den Nijis J. C. M. (2003). Integrating demographic and genetic approaches in plant conservation. *Biol. Conserv.*, n° 113, p. 389-398.
- Pagand, P. (2011). Discussion sur les substrats de sites miniers. Communication orale. *Entrevue menée par Olivier Laroche avec Pascal Pagand, Enseignant/Chercheur au LIVE de l'Université de la Nouvelle-Calédonie*, 25 février 2011, Université de la Nouvelle-Calédonie.
- Pagliai, M., Guidi, G., La Marca, M., Giachetti, M., and Lucamante, G. (1981). Effects of Sewage Sludges and Composts on Soil Porosity and Aggregation. *J. Environ. Qual.*, n° 10, p. 556-561.
- Park, J. H., Lamb, D., Paneerselvam, P., Choppala, G., Bolan, N., & Chung, J.-W. (2011). Role of organic amendments on enhanced bioremediation of heavy metal(loid) contaminated soils. *Journal of hazardous materials*, vol. 185, n° (2-3), p. 549-74.
- Parker, T. and Grant, C. (2001). Biosolids and coal mine rehabilitation: effect of biosolids application on the establishment of native and exotic grasses on three substrates used in opencut coal mine rehabilitation in the Hunter Valley, New South Wales. *Natural Resource Management*, vol. 4, n°(2), p. 29-34.
- Pearce, S. H. (1994). Discussion on utilisation of Sewage Sludge for Minesite rehabilitation: Rix's Creek Mine Trial'. Personal communication. *The Sydney Water Board*.
- Pearce, S. H. (1991). *The beneficial utilisation of dewatered sewage sludge for the rehabilitation of open cut coal mines – Hunter Valley*. Project report, Bachelor of Natural Resources, University of England. England.
- Pelletier, B. et Esterle, M. (1995). Revegetation of nickel mines in New Caledonia. *Quelle recherche française en environnement dans le Pacifique Sud, Bilan et perspectives*, Paris, 28 au 31 mars.
- Petersen, S. O., Henriksen, K., Mortensen, G. K., Krogh, P. H., Brandt, K. K., Sørensen, J., Madsen, T. et al. (2003). Recycling of sewage sludge and household compost to arable land: fate and effects of organic contaminants, and impact on soil fertility. *Soil and Tillage Research*, n° 72, p. 139-152.
- Pietz, R. I., Carlson, C. R., Peterson, J. R., Zenz, D. R., and Lue-Hing, C. (1989a). Application of Sewage Sludge and Other Amendments to Coal Refuse Material: I. Effects on Chemical Composition, *J. Environ. Qual.*, vol. 18, n°. 2, p. 164-169.
- Pietz, R. I., Carlson, C. R., Peterson, J. R., and Zenz, D. R. (1989b). Application of Sewage Sludge and Other Amendments to Coal Refuse Material: II. Effects on Revegetation, *J. Environ. Qual.*, vol. 18, n° 2, p. 169-173.

- Pietz, R. I., Peterson, J. R., Prater, J. R., and Zenz, D. R. (1984). Metal Concentrations in Earthworms From Sewage Sludge-Amended Soils at a Strip Mine Reclamation Site. *J. Environ. Qual.*, vol.13, n° 4, p. 651-654.
- Pietz R. I., Peterson, J. R., Hinesly, E. L., Ziegler, K., Redborg, E., and Lue-Hing, C. (1983). Sewage sludge application to calcareous strip-mine spoil : II. Effect on spoil and corn cadmium, copper, nickel and zinc. *J. Environ. Qual.*, vol. 12, p. 463-467.
- Pitoiset A. (2008). Le nickel en Nouvelle-Calédonie. In Maison de la Nouvelle Calédonie, *Nickel*, [En ligne]. <http://www.maisonnouvellecaledonieparis.nc/site/publications.php> (Page consultée le 4 avril 2011).
- Phillips, C.P., (1993). *Utilisation of sewage sludge for minesite rehabilitation. The Rixs Creek mine trial 1992-1993 – An Australian experience*. Minor thesis, Masters of Environmental Studies, University of Newcastle, Newcastle, NSW.
- Physafimm (2009). La phytostabilisation: la méthodologie applicable aux friches industrielles métallurgiques et minières. In École National Supérieure des Mines (EMSE), *Physafimm*, [En ligne]. <http://www.emse.fr/~bouchardon/recherche/physafimm/web/physafimm-2009-ademe-autorise.pdf> (Page consultée le 3 mars 2011).
- Pollizzi, F. (2011). Gestion et réglementation relative aux boues STEP. Communication orale. *Entrevue menée par Olivier Laroche avec Fabrice Pollizzi, responsable d'usines de la CDE*, mars 2011, Nouméa.
- Proctor, J. (2003). Vegetation and soil and plant chemistry on ultramafic rocks in the tropical far East. *Plant. Ecol.*, vol. 61, n°2, p. 105-124.
- Proctor, J. and Nagy (1992). Ultramafic rocks and their vegetation. The vegetation of Ultramafic (Serpentine). Andover, U.K., Soils, Intercept Ltd.
- Proctor, J. and McGowan, I. (1976). Influence of magnésium on nickel toxicity. *Nature*, n° 176, p. 234.
- Proctor, J. (1970). Magnesium as a toxic element. *Nature*, n° 227, p. 742-743.
- Province Sud (2008a). Maquis minier. In Province Sud, *Écosystèmes/Habitats*, [En ligne]. <http://www.province-sud.nc/environnement/biodiversite-en-nouvelle-caledonie/ecosystemeshabitats/maquis-minier> (Page consultée le 3 mars 2011).
- Rantala, P.-R., Vaajasaari, K., Juvonen, R., Schultz, E., Joutti, A. and Marela-Kurtto, R. (2000). Composting and utilization of forest industry wastewater sludges. *Wat. Sci. Tech.*, vol. 42, n° 11–12, p. 227–234.

- Rascioa, N. and Navari-Izzo, F. (2011). Heavy métal hyperaccumulation plants : How and why do they do it? What makes them so interesting? *Plant Science*, vol. 180, n° 2, p. 169-181.
- Rate, A. (2004). Application of biosolids in mineral sands mine rehabilitation: use of stockpiled topsoil decreases trace element uptake by plants. *Bioresource Technology*, vol. 91, n° 3, p. 223-231.
- Raven, P. H., Evert, R. F. et Eichhorn, S. E. (2003). *Biologie végétale*. 6<sup>e</sup> édition, New-York, Éditions De Boeck University, 927 p.
- Rawat, M., Singh, U.K., Mishra, A.K. et Subramanian, V. (2008). Methane emission and heavy metals quantification from selected landfill areas in India. *Environ. Monit. Assess*, n° 137, p. 67–74.
- Rawlinson et Lane, (1992). *Review of environmental factors for Costain Ravensworth Mine*. Australia, Sydney Water Board.
- Recycled Organics Units (2007). *Biosolids guidelines : Raw materials and compost product quality. Information sheet n° 3-6*. 3<sup>e</sup> Edition, Recycled Organics Units, 4 p.
- Reid, N.B., and Naeth, M. A. (2005a). Establishment of a vegetation cover on tundra kimberlite mine tailings: 1. A greenhouse study. *Restoration Ecology*, n° 13, p. 594–601.
- Reid, N.B., and Naeth, M. A. (2005b). Establishment of a vegetation cover on tundra kimberlite mine tailings: 2. A field study. *Restoration Ecology*, n° 13, p. 602–608.
- Réseau national d'observation de la qualité du milieu marin (2001). *Surveillance du milieu marin*. Édition 2001, IFREMER, 42 p.
- Reuter, T., Alexander, T. W., Xu, X., Stanford, K. et McAllister, T. A. (2010). Biodégradation des semences et tissus végétaux génétiquement modifiées dans le compostage. *Journa of Science of food and agriculture*, n° 90, p. 650-657.
- Rey, F., Ballais, J. L., Marrec, A. et Rovérad, G. (2004). Rôle de la végétation dans la protection contre l'érosion hydrique de surface. *C.R. Goesci.*, vol. 336, p. 991-998.
- Rimhanen-Finne, R., Vourinen, A., Marmo, S., Malmberg, S., Hanninen, M.L., (2004). Comparative analysis of Cryptosporidium and Giardia and indicator bacteria during sewage sludge hygienization in various composting processes. *Lett. Appl. Microbiol.*, n° 38, p. 301–305.
- Ritcey, G.M. (1989). *Tailings Management, Problems and Solutions in the Mining Industries*. Elsevier.

- Roberts, J., Daniels, W., Bell, J., and Martens, D. (1988). Tall Fescue Production and Nutrient Status on Southwest Virginia Mine Soils. *J. Environ. Qual.*, vol. 17, n° 1, p. 55–61.
- Ross, S. M. (1994). *Retention, transformation and mobility of toxic métal in soils. Toxic metals in soil-plant systems*. Ed. S. M. Ross, John Wiley and Sons Ltd., p. 63-152
- Sahlström, L., Aspan, A., Bagge, E., Danielsson-Tham, M. L. and Albiñ, A. (2004). Bacterial pathogen incidences in sludges from Swedish sewage treatment plants. *Water Research*, vol. 38, p. 1989-1994.
- Sarrailh, J. M. (2001). *Bilan des recherches menées par l'IAC sur la revégétalisation des sites miniers*. IAC.
- Sarooshi, R. A., Cresswell, G. C., Tesoriero, L., Milham, P. J., Barchia, I., and Harris, A. M. (2002). Effect of biosolids compost on two NSW coastal soils used to grow vegetables. *Australian Journal of Soil Research*, vol. 40, n° 5, p. 761-774.
- Sastre, I., Vicente, M. A., and Lobo, M. C. (1996). Influence of the application of sewage sludges on soil microbial activity. *Bioresource Technology*, n° 57, p. 19-23.
- Seaker, E. M., and Sopper, W. E. (1988). Municipal Sludge for Minespoil Reclamation : Effects on Microbial Populations and Activity. *J. Environ. Qual.*, vol. 17, n° 4, p. 591-597.
- Seaker, E. M. and Sopper, W.E. (1984). Reclamation of bituminous strip mine spoil banks with municipal sewage sludge. *Reclam. Reveg. Res.*, vol. 3, p. 87-100.
- Selivanovskaya, S., and Latypova, V. (2006). Effects of composted sewage sludge on microbial biomass, activity and pine seedlings in nursery forest. *Waste Management*, n° 26, p. 1253-1258.
- Shen, J., Zhou, X., Sun, D., Fang, J., Liu, Z., & Li, Z. (2007). Soil improvement with coal ash and sewage sludge: a field experiment. *Environmental Geology*, vol. 53, n° 8, p. 1777-1785.
- Shube, W., Yunmeng, L., Qixing, Z., Mrittunjai, S., Siuwai, C., Jie, Z., Zhijie, W. and Tieheng, S. (2010). Effect of fertilizer amendments on phytoremediation of Cd-contaminated soil by a newly discovered hyperaccumulator *Solanum nigrum* L. *Journal of Hazardous Materials*, n° 176, p. 269-273.
- Society Ecological Restoration (SER) (2004). The SER International Primer on ecological restoration, Version 2. In Society for Ecological, *Sciences and Policy Working Group*, [En ligne]. [http://www.ser.org/content/ecological\\_restoration\\_primer.asp](http://www.ser.org/content/ecological_restoration_primer.asp) (Page consultée le 21 avril 2011).

- Solé-Benet A, Contreras S, Miralles I, Lázaro R. (2009). Organic wastes as amendments for limestone quarry restoration. *Advances in Materials Recycling and Eco - Energy* (p. 42–44), Madrid, 12–13 november 2009, Madrid.
- Soltner D. (2003). *Les bases de la production végétale. Tome I. Le sol et son amélioration*. 23e Edition, Paris, Collection Sciences et Techniques Agricoles, 472p.
- Sommers, L. E., Nelson, D. W., Kirleis, A. W., Strachan, S. D., Inman, J. C., Boyd, S. A., Gravel, J. G. and Behel, A. D. (1984). *Characterization of sewage sludge and sewage sludge-soil systems*. Cincinnati, OH. US EPA, EPA-600/2-84-046.
- Sort, X., and Alcañiz, J. M. (1999). Modification of soil porosity after application of sewage sludge. *Soil and Tillage Research*, n° 49, p. 337-345.
- Spicer, J. I. (2009). *Biodiversity*. New-York, The Rosen Publishing Group Inc. 192 p.
- STANTEC Consulting LTD (2004). *Priority assessment of metal leaching in neutral drainage. Draft report submitted to MEND Initiative, CANMET*.
- Straub, T.M., Pepper, I.L. and Gerba, C.P. (1993). Hazard from pathogenic microorganisms and land-disposed sewage sludge. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.*, n° 132, p. 55–91.
- Sydney Water (2000). *Annual Environmental and Public Health report 2000*. Sydney, Sydney Water Corporation, 36 p.
- Syndex (2005). Nouvelle-Calédonie, Nickel 2010 : une nouvelle ère industrielle. In CRNT, *Découverte Nickel Société-Technologie-Environnement*, [En ligne]. <http://www.cnrnt.nc/index.php?page=parole&year=2010&parl=5> (Page consultée le 4 avril 2011).
- Tordoff, G.M., A.J.M. Baker, and Willis, A. J. (2000). Current approaches to the revegetation and reclamation of metalliferous mine wastes. *Chemosphere*, n° 41, p. 219–228.
- Toribio, M., and Romanyà, J. (2006). Leaching of heavy metals (Cu, Ni and Zn) and organic matter after sewage sludge application to Mediterranean forest soils. *Science of The Total Environment*, n° 363, p. 11-21.
- Tsao, D. (2003). *Phytoremediation*. Springer, 206 p.
- UN-Habitat (2008). *Global atlas of excreta, wastewater sludge and biosolids management : moving forward the sustainable and welcome uses of a global resource*. UN-HABITAT, p. 632

- University of Arizona (2008). Mines tailings. *In* University of Arizona, *Superfund research program*, [En ligne]. [http://superfund.pharmacy.arizona.edu/Mine\\_Tailings.php](http://superfund.pharmacy.arizona.edu/Mine_Tailings.php) (Page consultée le 5 juin 2011).
- UPA Centre du Québec (2011). Engrais. *In* UPA Centre du Québec, *Engrais*, [En ligne]. [http://www.centre-du-quebec.upa.qc.ca/engrais.asp?id\\_section=89](http://www.centre-du-quebec.upa.qc.ca/engrais.asp?id_section=89) (Page consultée le 5 juin 2011).
- US EPA (2000). *Introduction to phytoremediation*. Cincinnati, Ohio, National Risk Management Research Lab, Office of Research and Development, EPA/600/R-99/109.
- Vale-Inco Nouvelle-Calédonie (2008). L'hydrométallurgie. *In* Vale-Inco Nouvelle-Calédonie, *Procédés et produits*, [En ligne]. <http://www.vale.nc/pages/geologie/hydrometallurgie.htm> (Page consultée le 4 avril 2011).
- van Breemen, N. and Buurman, P. (2002). *Soil formation*. Springer, 404 p.
- Van Ham, M. D., Teshima, M. A. and Dampier, L. M. B. (s. d.). Biosolids use in gravel pit réclamation. *In* Biblioteca virtual de desarrollo sostenible y salud ambiental, *Residuos solidos*, [En ligne]. <http://www.bvsde.paho.org/bvsaar/cdlodos/pdf/biosolidsuseingravel1077.pdf> (Page consultée le 5 juin 2011).
- Van Kererix, L., and Kay, B. L. (1986). *Revegetation of disturbed land in California: An element of mined-land reclamation*. Sacramento, USA, California Department of Conservation, Sacramento, 105 p.
- Varanka, M. W., Zablocki, Z. M. et Hinesly, T. D. (1976). The effect of digester sludge on soil biological activity. *J. Water. Pollut. Control Fed.*, n° 48, p. 1728-1740.
- Vasileski, G. (2007). *Beneficial Uses of Municipal Wastewater Residuals-Biosolids. Rapport final*. Canada, Canadian Water and Wastewater Association, 26 p.
- Vasseur, L. Cloutier, C. et Anseau, C. (2000). Effects of repeated sewage sludge application on plant community diversity and structure Under agricultural field conditions on Podzolic soils in eastern Quebec. *Agriculture, Ecosystem and Environment*, n° 81, p. 209-216.
- Velayoudou, P. (2008). *Valorisation des boues STEP pour la restauration de sites dégradés en Nouvelle-Calédonie*. Rapport de stage Master, Université de la Nouvelle-Calédonie, Nouméa, Nouvelle-Calédonie, 66 p.

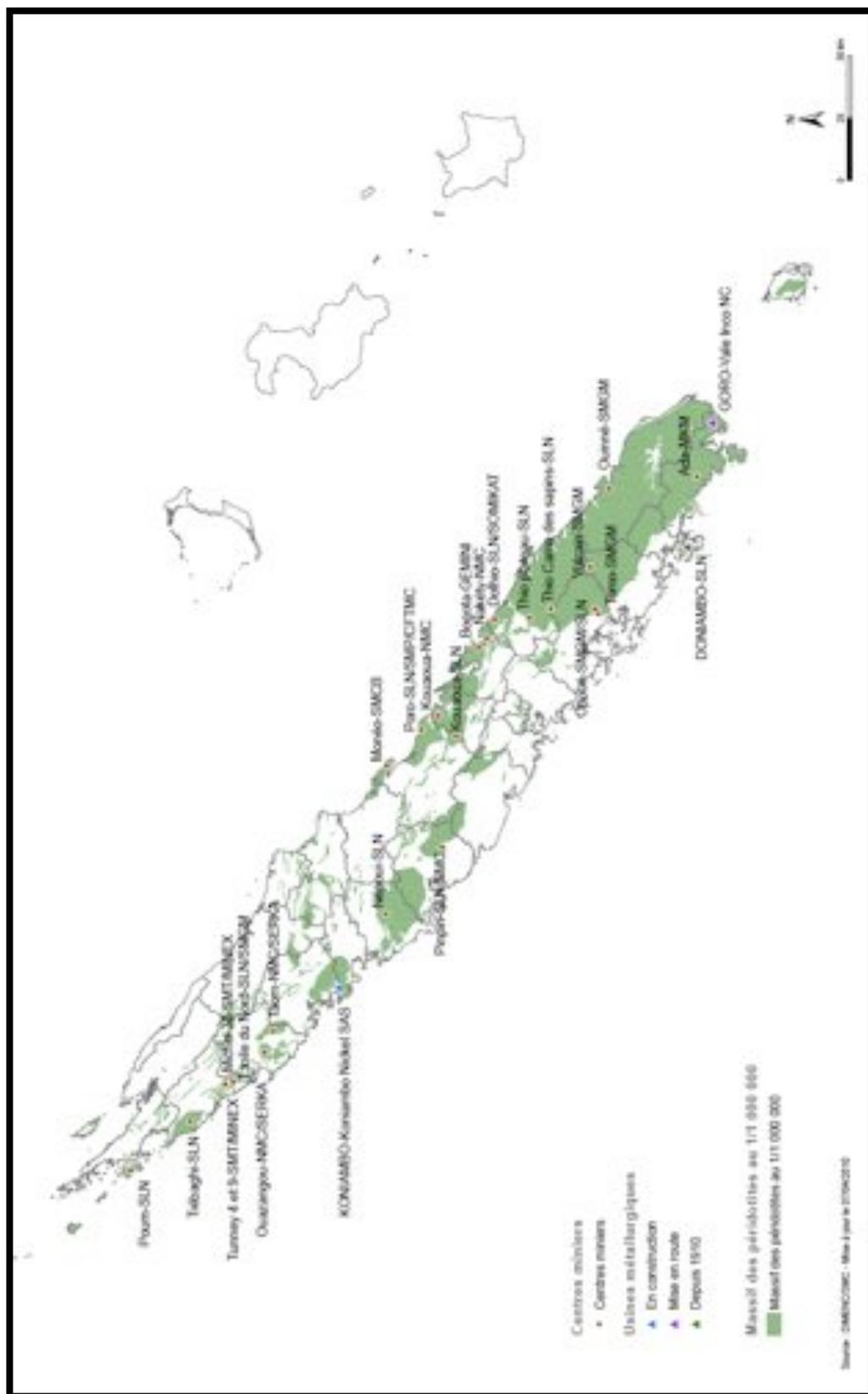
- Vetterlein, D., Bergmann, C., and Huttli, R. (1999). Phosphorus availability in different types of open-cast mine spoil and the potential impact of organic matter application. *Plant and Soil*, n° 213, p. 189-194.
- Vieira, R. F., Maia, A. H. N., and Teixeira, M. A. (2005). Inorganic nitrogen in a tropical soil with frequent amendments of sewage sludge. *Biology and Fertility of Soils*, n° 41, p. 273-279.
- Vie Publique (2009). Existe-t-il différents types de collectivités en outre-mer ? In Vie Publique, *Les collectivités territoriales*, [En ligne]. <http://www.vie-publique.fr/decouverte-institutions/institutions/collectivites-territoriales/outre-mer/existe-t-il-differents-types-collectivites-outre-mer.html> (Page consultée le 21 janvier 2011).
- Visser, S. (1985). Management of microbial processes in surface mined land réclamation in western Canada., p. 203-341. In Tate, R. L. and Klein, D. A. (red.), *Soil réclamation proces*. New-York, Marcel Dekker.
- Voeller, P. J., Zamora, B. A. and Harsh, J. (1998). Growth response of native shrubs to acid mine spoil and to proposed soil amendments. *Plant and Soil*, n° 198, p. 209-217.
- Xiuzhen, H., Dongmei, Z and Haiyan, Q. (2002). Effect of amendments on ryegrass grown on copper mine tailing. *Rural Eco-environment*, 2002-01.
- Ye, Z. H., Wong, J. W. C., Wong, M. H., Lan, C. Y. and Baker, A. J. M. (1999). Lime and pig manure as améliorants for revegetating lead/zinc mine tailing : a greenhouse study. *Bioresource Technology*, n° 69, p. 35-43.
- Walter, D., Evanylo, G. and Stuczynski, T. (2010). Low cost remediation of mining sites with biosolids. *Geophysical Research Abstracts*, vol. 12, EGU 2010-4687.
- Wang, L. K., Tay, J. H., Volodyyr, I. and Hung, Y. T. (2009). *Environnemental biotechnology*. Springer, 975 p.
- Webster's Online Dictionnary (2011). Ultramafic rock. In Webster's Online Dictionnary, *Webster's Online Dictionnary*, [En ligne]. <http://www.websters-online-dictionary.org/definitions/ULTRAMAFIC+ROCK?cx=partner-pub-0939450753529744%3Av0qd01-tdlq&cof=FORID%3A9&ie=UTF-8&q=ULTRAMAFIC+ROCK&sa=Search#962> (Page consultée le 4 mars 2011).
- Westrell, T., Schönning, C., Stenström, T. A. and Ashbolt, N. J. (2004). QMRA (quantitative microbial risk assessment) and HACCP (hazard analysis and critical control points) for management of pathogens in wastewater and sewage sludge treatment and reuse. *Water Science and Technology*, vol. 50, n° 2, p. 23-30.

- Wild, H. and Wiltshire, G. H. (1971). The problem of végétation Rhodesian Mines dumps examined. *Chamber of Mines Journal, Rhodesia*, vol. 13, n° 11, p. 26-30 et n°12, p. 35-37.
- Wilden, R., Schaaf, W., and Hüttl, R. (1999). Soil solution chemistry of two reclamation sites in the Lusatian lignite mining district as influenced by organic matter application. *Plant and Soil*, n° 213, p. 231-240.
- Willett, I. R.; Jakobsen, P., and Malafant, K. W. J. (1986). Fertilizer and liming value of limetreated sewage sludge. *Fertilizer-Research*, vol. 8, n° 3, p. 313-328.
- Williamson, N.A., M.S. Johnson, and Bradshaw A. D. (1982). *Mine Wastes Reclamation*. London, UK, Mining Journal Books Ltd., 103 p.
- Wolfe, M. S. (1992). Giardiasis. *Clin. Microbiol, Rev.*, n° 5, p. 93-100.
- Wong, J. W. C., and Su, D. C. (1997). The growth of *Agropyron elongatum* in an artificial soil mix from coal fly ash and sewage sludge. *Bioresource Technology*, n° 59, p. 57-62.
- Wong J.W.C. and Ho G.E. (1991). Effects of gypsum and sewage sludge amendment on physical properties of fine bauxite refining residue. *Soil Science*, n° 152, p. 326.

**ANNEXE 1**

**CARTE DES MINES ET CARRIERE**

**DIMENC, 2005**



**ANNEXE 2**

**ETUDES ET APPLICATIONS D'AMENDEMENTS ORGANIQUES SUR SITES MINIERES  
OU DEGRADES**

Amendement	Site	Pays	Type de sol	Surface (ha)	Dose	Référence
<i>Engrais d'origine animale</i>						
Engrais de bétail	Mpumalanga	South Africa	Mine de charbon	N.D	40 à 80 t/ha	Mosebi, 2010
Fumier de poules	Shenyang	China	Sol contaminé en cadmium	<1	100 g/kg	Shube and <i>al.</i> , 2010
Fumier de poules	Pinjarra, Perth	Australia	Résidus de bauxite	<1	50 m3/ha	Eastham and <i>al.</i> , 2006
Fumier de volaille	Nanjing	China	Résidus de mine de cuivre	N.D	N.D	Xiuzhen and <i>al.</i> , 2002
Engrais de porcs	Guangdong	China	Résidus de mine de plomb et de zinc	<1	12.6 à 75.5 t/ha	Ye and <i>al.</i> , 1999
<i>Engrais d'origine végétale</i>						
Bois raméal fragmenté (BRF)	Isère et Alpes de Haute-Provence	France	Marnes et alluvions fluvioglaciaires	N.D	N.D	ISERE, 2008
Sciure	Morioka	Japan	Sol de cendres volcaniques et d'argile limoneux	<1	N.D	Moniruzzaman Khan and <i>al.</i> , 2007
Paille de riz	Morioka	Japan	Sol de cendres volcaniques et d'argile limoneux	<1	N.D	Moniruzzaman Khan and <i>al.</i> , 2007
Sciure de pins	Queensland	Australia	Argile tertiaire et matériaux altérés	2	5 à 80 t/ha	Grigg and <i>al.</i> , 2003
Paille	Queensland	Australia	Argile tertiaire et matériaux altérés	2	2.5 à 20 t/ha	Grigg and <i>al.</i> , 2003
Paille de riz	Nanjing	China	Résidus de mine de cuivre	N.D	N.D	Xiuzhen and <i>al.</i> , 2002
Sciure	Virginia	USA	Mine de charbon	<1	112 t/ha	Bendfeldt, 1999
<i>Boues STEPS</i>						
-	Hunter Valley	Australia	Site minier	N.D	N.D	Sydney Water
-	Abbotsford, British Columbia	Canada		12	N.D	Van Ham and <i>al.</i> , s. d.
-	Sunshine Coast, British Columbia	Canada		N.D	N.D	Van Ham and <i>al.</i> , s. d.
-	Almeria	Spain	Carrière de roches calcaires. Marne et <i>topsoil</i> .	<1	N.D	Solé-Benet and <i>al.</i> , 2009
-	Almeria	Spain	Résidus miniers	<1	N.D	Navarro Flores and Martinez Sola, 2008

Légende :  Site dégradé autre que site minier

Amendement	Site	Pays	Type de sol	Surface (ha)	Dose	Référence
<i>Boues STEPS (suite)</i>						
-	Shanghe County, Shangdong	China	Sol sablonneux	1	N. D	Shen and <i>al.</i> , 2007
-	Bunker Hill, Idaho, Pennsylvania	U.S		N.D	N.D	Vasileski, 2007
-	Upper Silesia, Katowise	Poland		N.D	N.D	Vasileski, 2007
-	Mt. Parnassus	Greece	Sous-produits alcalins de mine de bauxite	1.4	N.D	Boufounos, 2006
Boues STEP incinérées et réhydratées	Savannah, Georgia	USA	Sol sablonneux et loam sablonneux	<1	24.7 à 148.2 t de m.s/ha	Paramasivam and <i>al.</i> , 2006
Boues STEP incinérées	Savannah, Georgia	USA	Sol sablonneux et loam sablonneux	<1	24.7 à 148.2 t de m.s/ha	Paramasivam and <i>al.</i> , 2006
-	Hunter Valley	Australia	Site minier	N.D	N.D	Kelly, 2002a, b, c, d, 2004
-	Yoganup	Australia	Mélange d'argile fin et de sable	N.D	10, 3 et 50 t de m.s/ha	Rate, 2004
-	New South Wales	Australia		N.D	N.D	Sarooshi and <i>al.</i> , 2002
-	Palmerton, Carbon County, Pennsylvania	U.S		405	N.D	Jenness, 2001
-		Australia		N.D	N.D	Baker and <i>al.</i> , 2002
-	Hunter Valley	Australia	Site minier	N.D	N.D	Parker and Grant, 2001
-	Mossvale	Australia	Plantation	N.D	N.D	Kelly, 2000
-	Québec	Canada	Loam	<1	1.3 à 30.4 t de m.s/ha	Vasseur et <i>al.</i> , 2000
-		Australia	Site minier	N.D	N.D	Barry, 1999
-	Virginia	USA	Mine de charbon	<1	22 à 224 t/ha	Bendfeldt, 1999
-	Goulburn	Australia		N.D	N.D	Joshua and <i>al.</i> , 1998
-		Australia		N.D	N.D	Willett and <i>al.</i> , 1986
-	Queensland	Australia		N.D	N.D	Costantini et <i>al.</i> , 1995

Légende :  Site dégradé autre que site minier

Amendement	Site	Pays	Type de sol	Surface (ha)	Dose	Référence
<i>Boues STEPS (suite)</i>						
-	Canberra	Australia		N.D	N.D	Armstrong and Koen, 1994
-	Valley	Australia	Site minier	N.D	N.D	Pearce, 1994
-	Caldwell, Ohio	USA	Résidus miniers acides	N.D	224 t/ha	Pichtel and <i>al.</i> , 1994
-	Hunter Valley	Australia	Site minier	N.D	N.D	Pearce, 1991; Rawlinson and Lane, 1992; Phillips, 1993
-	Western Australia	Australia	Site minier		N.D	Wong and Ho, 1991
-	Fulton County, Georgie	USA	Matériaux altérés de mine de charbon	<1	542 t de m.s/ha	Pietz et <i>al.</i> , 1989
-	Philadelphie	USA	Stérile minier de mine de charbon	14 à 72	120 à 134 t de m.s/ha	Seaker and Sopper, 1988
-	Fulton County, Georgie	USA	Stérile minier	N.D	174 t de m.s/ha	Pietz et <i>al.</i> , 1984
-	Fulton County, Georgie	USA	Résidus miniers calcaires	<1	119 g/kg	Pietz et <i>al.</i> , 1983
-	Southern Australia	Australia		N.D	N.D	de Vries and Merry, 1980
<i>Composts</i>						
Compost urbain	Almeria	Spain	Carrière de roches calcaires. Marne et <i>topsoil</i> .	<1	N.D	Solé-Benet and <i>al.</i> , 2009
Compost de tourbe de sphaigne et déchets de crevettes	Québec	Canada	Stérile alcalin d'une mine de cuivre	<1	N.D	De Coninck and Karam, 2008
Compost de paille de riz, excréments bovin et écorce de bois	Morioka	Japan	Sol de cendres volcaniques et d'argile limoneux	<1	N.D	Moniruzzaman Khan and <i>al.</i> , 2007
Compost de déchets verts et de déchets de porcherie	Pinjarra, Perth	Australia	Résidues de bauxite	<1	25 m3/ha	Eastham and <i>al.</i> , 2006
Compost d'engrais de poules	Pinjarra, Perth	Australia	Résidues de bauxite	<1	25 m3/ha	Eastham and <i>al.</i> , 2006

Légende :  Site dégradé autre que site minier

Amendement	Site	Pays	Type de sol	Surface (ha)	Dose	Référence
<i>Composts (suite)</i>						
Compost de tourbe de sphaigne et déchets de crevettes	Québec	Canada	Sol contaminé en zinc et manganèse	<1	55 à 440 t/ha	Casséus, 2001
Compost de tourbe de sphaigne et fumier de poules	Québec	Canada	Sol contaminé en zinc et manganèse	<1	55 à 440 t/ha	Casséus, 2001
Compost de boues STEP	Midnite Mine, Washinton	USA	Résidus miniers acides	<1	89.9 t de m.s/ha	Voeller and <i>al.</i> , 1998
Compost de boues de papetières et d'écorces	Caldwell, Ohio	USA	Résidus miniers acides	N.D	67 à 112 t/ha	Pichtel and <i>al.</i> , 1994

**ANNEXE 3**

**DECRET N°97-1133 DU 8 DECEMBRE 1997 RELATIF A L'EPANDAGE DES BOUES ISSUES  
DU TRAITEMENT DES EAUX USEES**

**CODE DE L'ENVIRONNEMENT DE LA REPUBLIQUE FRANÇAISE**

## **Chapitre II : Conditions générales d'épandage des boues.**

### **Article 6 (abrogé au 23 mars 2007)**

Abrogé par [Décret n°2007-397 du 22 mars 2007 - art. 4 \(V\) JORF 23 mars 2007](#)

La nature, les caractéristiques et les quantités de boues épandues ainsi que leur utilisation doivent être telles que leur usage et leur manipulation ne portent pas atteinte, directe ou indirecte, à la santé de l'homme et des animaux, à l'état phytosanitaire des cultures, à la qualité des sols et des milieux aquatiques.

L'épandage des boues ne peut être pratiqué que si celles-ci présentent un intérêt pour les sols ou pour la nutrition des cultures et des plantations. Il est interdit de pratiquer des épandages à titre de simple décharge.

### **Article 7 (abrogé au 23 mars 2007)**

Abrogé par [Décret n°2007-397 du 22 mars 2007 - art. 4 \(V\) JORF 23 mars 2007](#)

Les boues doivent avoir fait l'objet d'un traitement, par voie physique, biologique, chimique ou thermique, par entreposage à long terme ou par tout autre procédé approprié de manière à réduire, de façon significative, leur pouvoir fermentescible et les risques sanitaires liés à leur utilisation.

Des arrêtés conjoints des ministres chargés de l'environnement, de la santé et de l'agriculture fixent :

- la nature du traitement en fonction de la nature et de l'affectation des sols ;
- les conditions dans lesquelles il peut être dérogé à cette obligation de traitement par des précautions d'emploi appropriées.

### **Article 8 (abrogé au 23 mars 2007)**

Abrogé par [Décret n°2007-397 du 22 mars 2007 - art. 4 \(V\) JORF 23 mars 2007](#)

Tout épandage est subordonné à une étude préalable réalisée à ses frais par le producteur de boues et définissant l'aptitude du sol à le recevoir, son périmètre, les modalités de sa réalisation, y compris les matériels et dispositifs d'entreposage nécessaires.

Cette étude justifie que l'opération envisagée est compatible avec les objectifs et dispositions techniques du présent décret, les contraintes d'environnement recensées et toutes les réglementations et documents de planification en vigueur, notamment les plans prévus à l'article 10-2 de la loi du 15 juillet 1975 susvisée, et les schémas d'aménagement et de gestion des eaux prévus aux articles 3 et 5 de la loi du 3 janvier 1992 susvisée.

Des capacités d'entreposage aménagées doivent être prévues pour tenir compte des différentes périodes où l'épandage est soit interdit, soit rendu impossible. Toutes dispositions doivent être prises pour que l'entreposage n'entraîne pas de gênes ou de nuisances pour le voisinage, ni de pollution des eaux ou des sols par ruissellement ou infiltration.

Une solution alternative d'élimination ou de valorisation des boues doit être prévue pour pallier tout empêchement temporaire de se conformer aux dispositions du présent décret.

### **Article 9 (abrogé au 23 mars 2007)**

Abrogé par [Décret n°2007-397 du 22 mars 2007 - art. 4 \(V\) JORF 23 mars 2007](#)

Les producteurs de boues doivent mettre en place un dispositif de surveillance de la qualité des boues et des épandages.

Ils tiennent à jour un registre indiquant :

- la provenance et l'origine des boues, les caractéristiques de celles-ci, et notamment les principales teneurs en éléments fertilisants, en éléments traces et composés organiques traces ;
- les dates d'épandage, les quantités épandues, les parcelles réceptrices, et les cultures pratiquées.

Les producteurs de boues communiquent régulièrement ce registre aux utilisateurs et sont tenus de le conserver pendant dix ans.

Dans le cas de mélanges, des modalités particulières de surveillance doivent être mises en place de manière à connaître à tout moment la qualité des différents constituants du mélange et leur origine.

### **Article 10 (abrogé au 23 mars 2007)**

Abrogé par [Décret n°2007-397 du 22 mars 2007 - art. 4 \(V\) JORF 23 mars 2007](#)

Le producteur de boues adresse au préfet, chaque année, une synthèse des informations figurant au registre mentionné à l'article 9. Celui-ci doit être présenté aux agents chargés du contrôle de ces opérations. Le préfet peut communiquer la synthèse du registre aux tiers sur leur demande.

Le préfet peut faire procéder à des contrôles inopinés des boues ou des sols.

### **Article 11 (abrogé au 23 mars 2007)**

Modifié par [Décret n°2006-665 du 7 juin 2006 - art. 19 \(V\) JORF 8 juin 2006](#)

Abrogé par [Décret n°2007-397 du 22 mars 2007 - art. 4 \(V\) JORF 23 mars 2007](#)

Des conditions spécifiques d'emploi peuvent être fixées dans chaque département par le préfet, après avis du conseil départemental de l'environnement et des risques sanitaires et technologiques, pour tenir compte de la nature particulière des sols et sous-sols, des milieux aquatiques, du milieu environnant et sa climatologie. Ces conditions doivent, en tout état de cause, procurer un niveau de protection au moins équivalent à celles prévues par le présent décret.

### **Article 12 (abrogé au 23 mars 2007)**

Abrogé par [Décret n°2007-397 du 22 mars 2007 - art. 4 \(V\) JORF 23 mars 2007](#)

Pour l'application du présent chapitre, des arrêtés conjoints des ministres chargés de l'environnement, de la santé et de l'agriculture fixent :

- les prescriptions techniques applicables pour les dispositifs d'entreposage et les dépôts

temporaires ;

- le contenu de l'étude préalable prévue à l'article 8 ;
- la nature des informations devant figurer au registre mentionné à l'article 9 et dans sa synthèse mentionnée à l'article 10 ;
- la fréquence des analyses et leur nature, les modalités de surveillance et les conditions dans lesquelles elles sont transmises aux utilisateurs de boues et aux agents chargés du contrôle de ces opérations ;
- les modalités du contrôle exercé par le préfet au titre de l'article 10.

**ANNEXE 4**

**PRESCRIPTIONS TECHNIQUES RELATIVE A L'EPANDAGE DES BOUES STEP SUR SOL  
AGRICOLE**

**ARRETE DU 8 JANVIER 1998**

### **Article 1er de l'arrêté du 8 janvier 1998**

L'objet de cet arrêté est de fixer les prescriptions techniques auxquelles doivent satisfaire les opérations d'épandage sur sols agricoles de boues issues du traitement des eaux usées, en application du décret du 8 décembre 1997 susvisé.

### **Section I : Conception et gestion des épandages**

#### **Article 2 de l'arrêté du 8 janvier 1998**

I. L'étude préalable d'épandage visée à l'article 8 du décret du 8 décembre 1997 susvisé comprend :

a) La présentation de l'origine, des quantités (produites et utilisées) et des caractéristiques des boues (type de traitement des boues prévu) ;

b) L'identification des contraintes liées au milieu naturel ou aux activités humaines sur le périmètre d'étude, y compris la présence d'usages sensibles (habitations, captages, productions spéciales...) et les contraintes d'accessibilité des parcelles ;

c) Les caractéristiques des sols, les systèmes de culture et la description des cultures envisagées sur le périmètre d'étude ;

d) Une analyse des sols portant sur l'ensemble des paramètres mentionnés au tableau 2 de l'annexe I réalisée en un point de référence, repéré par ses coordonnées Lambert, représentatif de chaque zone homogène. Par zone homogène on entend une partie d'unité culturale homogène d'un point de vue pédologique n'excédant pas 20 hectares. Par unité culturale on entend une parcelle ou un groupe de parcelles exploitées selon un système unique de rotations de cultures par un seul exploitant;

e) La description des modalités techniques de réalisation de l'épandage (matériels, localisation et volume des dépôts temporaires et ouvrages d'entreposage, périodes d'épandage...);

f) Les préconisations générales d'utilisation des boues (intégration des boues dans les pratiques agronomiques, adéquation entre les surfaces d'épandage prévues et les quantités de boues à épandre en fonction de ces préconisations générales) ;

g) La représentation cartographique au 1/25 000 du périmètre d'étude et des zones aptes à l'épandage ;

h) La représentation cartographique à une échelle appropriée des parcelles exclues de l'épandage sur le périmètre d'étude et les motifs d'exclusion (points d'eaux, pentes, voisinage...)  
;

i) Une justification de l'accord des utilisateurs de boues pour la mise à disposition de leurs parcelles et une liste de celles-ci selon leurs références cadastrales ;

j) Tous les éléments complémentaires permettant de justifier le respect de l'article 8 du décret du 8 décembre 1997 susvisé.

II. L'étude préalable d'épandage est remise à jour en fonction des modifications dans la liste des

parcelles mises à disposition ou des modifications des contraintes recensées initialement. Pour les opérations soumises à autorisation ou déclaration au titre de l'article 10 de la loi du 3 janvier 1992 susvisée, toute modification des surfaces d'épandage prévues fait l'objet d'une déclaration au préfet selon les modalités des articles 15 et 33 du décret n° 93-742 du 29 mars 1993 susvisé.

### **Article 3 de l'arrêté du 8 janvier 1998**

**I.** Le programme prévisionnel d'épandage mentionné à l'article 14 du décret du 8 décembre 1997 susvisé comprend :

a) La liste des parcelles ou groupes de parcelles concernées par la campagne d'épandage ainsi que la caractérisation des systèmes de culture (cultures implantées avant et après apport de boues...) sur ces parcelles ;

b) Des analyses des sols portant sur l'ensemble des paramètres mentionnés en annexe III (Caractérisation de la valeur agronomique) réalisées sur des points représentatifs des parcelles concernées par l'épandage, incluant les points de référence définis à l'article 2 concernés par la campagne d'épandage ;

c) Une caractérisation des boues à épandre (quantités prévisionnelles, rythme de production, valeur agronomique) ;

d) Les préconisations spécifiques d'utilisation des boues (calendrier prévisionnel d'épandage et doses d'épandage par unité culturale...) en fonction de la caractérisation des boues, du sol, des systèmes et types de cultures et des autres apports de matières fertilisantes ;

e) Les modalités de surveillance décrites à la section 3 du présent arrêté, d'exploitation interne de ces résultats, de tenue du registre mentionné à l'article 9 du décret du 8 décembre 1997 susvisé et de réalisation du bilan agronomique ;

f) L'identification des personnes morales ou physiques intervenant dans la réalisation de l'épandage.

**II.** Le programme prévisionnel d'épandage est transmis au préfet au plus tard un mois avant le début de la campagne d'épandage.

### **Article 4 de l'arrêté du 8 janvier 1998**

**I.** Le bilan mentionné à l'article 14 du décret du 8 décembre 1997 susvisé comprend :

a) Un bilan qualitatif et quantitatif des boues épandues ;

b) L'exploitation du registre d'épandage indiquant les quantités d'éléments fertilisants apportées par les boues sur chaque unité culturale et les résultats des analyses de sols ;

c) Les bilans de fumure réalisés sur des parcelles de référence représentatives de chaque type de sols et de systèmes de culture, ainsi que les conseils de fertilisation complémentaire qui en découlent ;

d) La remise à jour éventuelle des données réunies lors de l'étude initiale.

II. Ce bilan est transmis au préfet au plus tard en même temps que le programme annuel d'épandage de la campagne suivante.

**Article 5 de l'arrêté du 8 janvier 1998**

Les ouvrages d'entreposage de boues sont dimensionnés pour faire face aux périodes où l'épandage est impossible. Ils sont conçus pour retenir les lixiviats générés au cours de la période d'entreposage. L'implantation des ouvrages d'entreposage, dépôts temporaires et dépôts de transit, leur conception et leur exploitation minimisent les émissions d'odeur perceptibles pour le voisinage, notamment lors des phases d'apport et de reprise des boues.

Le dépôt temporaire de boues, sur les parcelles d'épandage et sans travaux d'aménagement, n'est autorisé que lorsque les quatre conditions suivantes sont simultanément remplies :

a) Les boues sont solides et stabilisées; à défaut, la durée maximale du dépôt est inférieure à quarante-huit heures ;

b) Toutes les précautions ont été prises pour éviter une percolation rapide vers les eaux superficielles ou souterraines ou tout ruissellement ;

c) Le dépôt respecte les distances minimales d'isolement définies pour l'épandage par l'article 13 ainsi qu'une distance d'au moins 3 mètres vis-à-vis des routes et fossés ;

d) Seules sont entreposées les quantités de boues nécessaires à la période d'épandage considérée. Cette quatrième condition n'est pas applicable aux boues hygiénisées.

**Article 6 de l'arrêté du 8 janvier 1998**

Outre les dispositions prévues aux articles 12 et 13, les boues sont épandues de manière homogène sur le sol. Les boues non stabilisées épandues sur sol nu sont enfouies dans un délai de quarante-huit heures.

**Article 7 de l'arrêté du 8 janvier 1998**

La quantité d'application de boues, sur ou dans les sols, doit respecter les trois conditions suivantes : a) Elle est calculée sur une période appropriée par rapport au niveau de fertilité des sols et aux besoins nutritionnels des plantes en éléments fertilisants, notamment le phosphore et l'azote, en tenant compte des autres substances épandues ;

b) Elle est compatible avec les mesures prises au titre du décret du 4 mars 1996 susvisé ;

c) Elle est, en tout état de cause, au plus égale à 3 kilogrammes de matière sèche par mètre carré, sur une période de dix ans.

**Article 8 de l'arrêté du 8 janvier 1998**

Le présent article fixe les prescriptions particulières pour les boues issues du traitement des eaux usées par lagunage.

Ces boues doivent être exemptes d'éléments grossiers.

Lorsque l'intervalle entre deux campagnes d'épandage est supérieur ou égal à cinq années, l'étude préalable d'épandage et le programme prévisionnel d'épandage de boues issues du traitement d'eaux usées par lagunage, mentionnés aux articles 2 et 3, peuvent être réalisés dans un document unique. La surveillance de la qualité des boues est celle prévue à l'article 14 (I et II).

#### **Article 9 de l'arrêté du 8 janvier 1998**

Le présent article fixe les prescriptions particulières pour les matières de vidange.

Celles-ci doivent être exemptes d'éléments grossiers.

Les modalités de surveillance prévues à l'article 14 sont remplacées par une analyse des éléments-traces métalliques du tableau 1 a de l'annexe I pour 1 000 mètres cubes de matières de vidange.

#### **Article 10 de l'arrêté du 8 janvier 1998**

Dans le cas de mélanges de boues avec d'autres produits ou déchets dans les conditions prévues à l'article 4 du décret du 8 décembre 1997 susvisé, les quantités maximales d'application fixées à l'article 7, point c, s'appliquent en référence à la quantité de boues entrant dans le mélange. Cette quantité est portée sur le registre mentionné à l'article 9 du décret du 8 décembre 1997 susvisé ainsi que la qualité des boues et celle du mélange. Les fréquences d'analyses fixées à l'article 14 s'appliquent en référence à la quantité totale du produit issu du mélange.

### **Section II : Qualité des boues et précautions d'usage**

#### **Article 11 de l'arrêté du 8 janvier 1998**

Les boues ne peuvent être épandues :

- a) Si les teneurs en éléments-traces métalliques dans les sols dépassent l'une des valeurs limites figurant au tableau 2 de l'annexe I ;
- b) Tant que l'une des teneurs en éléments ou composés-traces dans les boues excède les valeurs limites figurant aux tableaux 1 a ou 1 b de l'annexe I. Toutefois, jusqu'au 31 décembre 1999, des dépassements de ces concentrations limites sont tolérés, sans toutefois pouvoir dépasser une teneur égale à 1,5 fois la valeur limite ;
- c) Dès lors que le flux, cumulé sur une durée de dix ans, apporté par les boues sur l'un de ces éléments ou composés excède les valeurs limites figurant aux tableaux 1 a ou 1 b de l'annexe I.

En outre, lorsque les boues sont épandues sur des pâturages, le flux maximum des éléments-traces à prendre en compte, cumulé sur une durée de dix ans, est celui du tableau 3 de l'annexe I.

Des dérogations aux valeurs du tableau 2 de l'annexe I peuvent toutefois être accordées par le préfet sur la base d'études du milieu concerné montrant que les éléments-traces métalliques des sols ne sont pas mobiles ni biodisponibles.

Les boues ne doivent pas être épandues sur des sols dont le pH avant épandage est inférieur à

6, sauf lorsque les trois conditions suivantes sont simultanément remplies :

- Le pH est supérieur à 5 ;
- Les boues ont reçu un traitement à la chaux ;
- Le flux cumulé maximum des éléments apportés aux sols est inférieur aux valeurs du tableau 3 de l'annexe I.

### **Article 12 de l'arrêté du 8 janvier 1998**

I. Au sens du présent arrêté, on entend par :

- boues solides : des boues déshydratées qui, entreposées sur une hauteur de 1 mètre, forment une pente au moins égale à 30° ;
- boues stabilisées : des boues qui ont subi un traitement de stabilisation ;
- stabilisation : une filière de traitement qui conduit à une production de boues dont la fermentation est soit achevée, soit bloquée entre la sortie du traitement et la réalisation de l'épandage ;
- boues hygiénisées : des boues qui ont subi un traitement qui réduit à un niveau non détectable les agents pathogènes présents dans les boues. Une boue est considérée comme hygiénisée quand, à la suite d'un traitement, elle satisfait aux exigences définies pour ces boues à l'article 16.

II. Il ne peut être dérogé à l'obligation de traitement des boues mentionnée à l'article 7 du décret n° 97-1133 du 8 décembre 1997 susvisé que lorsque les deux conditions suivantes sont simultanément remplies et sous réserve du respect des principes énoncés dans ce décret :

- lorsqu'il s'agit de matières de vidange ou que la capacité des ouvrages de collecte, de prétraitement ou de traitement des eaux usées est inférieure à 120 kg DBO5/jour;
- si les boues sont enfouies dans les sols immédiatement après l'épandage au moyen de matériels adaptés.

### **Article 13 de l'arrêté du 8 janvier 1998**

Sous réserve des prescriptions fixées en application de l'article L. 20 du Code de la santé publique, l'épandage de boues tient compte des distances d'isolement et délais minimum prévus au tableau de l'annexe II.

### **Section III : Modalités de surveillance**

#### **Article 14 de l'arrêté du 8 janvier 1998**

I. Les analyses des boues portant sur les éléments-traces métalliques et les composés-traces organiques sont réalisées dans un délai tel que les résultats d'analyses sont connus avant réalisation de l'épandage.

Les analyses portant sur la valeur agronomique des boues sont réalisées dans un délai le plus

bref possible avant épandage et tel que les résultats d'analyses sont connus avant réalisation de l'épandage.

Les méthodes d'échantillonnage et d'analyse sont précisées à l'annexe V.

L'arrêté d'autorisation peut, pour certains polluants, prévoir le recours à d'autres méthodes. Dans ce cas, des mesures de contrôle et d'étalonnage sont réalisées périodiquement à une fréquence fixée en accord avec le service chargé de la police des eaux.

**II.** Les boues doivent être analysées lors de la première année d'épandage ou lorsque des changements dans la nature des eaux traitées, du traitement de ces eaux ou du traitement des boues sont susceptibles de modifier la qualité des boues épandues, en particulier leur teneur en éléments-traces métalliques et composés-traces organiques. Ces analyses portent sur :

- les éléments de caractérisation de la valeur agronomique des boues tels que mentionnés en annexe III ;

- les éléments et substances figurant aux tableaux 1 a et 1 b de l'annexe I, auxquels s'ajoute le sélénium pour les boues destinées à être épandues sur pâturages;

- le taux de matière sèche ;

- tout autre élément chimique, substance ou micro-organisme pour lequel le dossier mentionné aux articles 2 et 29 du décret n° 93-742 du 29 mars 1993 susvisé a montré qu'il pouvait, du fait de la nature des effluents traités, être présent en quantité significative dans les boues.

Le nombre d'analyses est fixé au tableau 5 a de l'annexe IV. Pour les éléments, substances ou micro-organismes visés au dernier tiret ci-dessus, la fréquence est fixée par le préfet.

**III.** En dehors de la première année d'épandage, les boues sont analysées périodiquement :

- selon la périodicité du tableau 5 b de l'annexe IV :
  - pour les éléments ou composés-traces pour lesquels toutes les valeurs des analyses effectuées lors de la première année d'épandage ou lors d'une année suivante ont inférieures à 75 % de la valeur limite correspondante;
  - pour les éléments de caractérisation de la valeur agronomique pour lesquels la plus haute valeur d'analyse ramenée au taux de matière sèche est supérieure de moins de 30 % à la plus basse valeur d'analyse ramenée au taux de matière sèche;
- selon la périodicité du tableau 5 a de l'annexe IV dans le cas contraire;
- pour les éléments, substances ou micro-organismes visés au dernier tiret du II du présent article, la fréquence des analyses est fixée par le préfet en fonction des valeurs mesurées lors de la première année de surveillance, sans toutefois dépasser celle prévue pour les éléments traces au tableau 5 a;
- pour les boues destinées à être épandues sur pâturages, la mesure du sélénium ne sera effectuée que si l'une des valeurs obtenues la première année dépasse 25 mg/kg (ou si une nouvelle source de risque de contamination du réseau par le sélénium apparaît).

#### **Article 15 de l'arrêté du 8 janvier 1998**

Les sols doivent être analysés sur chaque point de référence tel que défini à l'article 2, alinéa d :

- après l'ultime épandage sur la parcelle de référence en cas d'exclusion de celle-ci du

périmètre d'épandage ;

- au minimum tous les dix ans.

Ces analyses portent sur les éléments-traces figurant au tableau 2 de l'annexe I et sur le pH.

Les méthodes d'échantillonnage et d'analyse des sols sont conformes aux dispositions de l'annexe V.

#### **Article 16 de l'arrêté du 8 janvier 1998**

Pour les opérations relevant de l'article 14 du décret du 8 décembre 1997 susvisé, les dispositifs de traitement et procédés d'obtention des boues font l'objet, durant leur exploitation, d'une surveillance permettant de s'assurer à tout moment du maintien des conditions nécessaires à l'obtention d'une qualité de boues comparable à celle annoncée dans le programme prévisionnel d'épandage. Les informations prévues à l'article 17, point b, du présent arrêté comprennent notamment les principaux paramètres de fonctionnement de l'installation (température et temps de séjour dans les installations de traitement biologique, procédures d'ajout de réactif...).

En outre, dès lors que les dispositions spécifiques prévues par l'annexe II pour les boues hygiénisées sont utilisées, les traitements d'hygiénisation font l'objet de la surveillance suivante :

- lors de la mise en service de l'unité de traitement, analyses initiales en sortie de la filière de traitement démontrant son caractère hygiénisant, les concentrations suivantes devront être respectées : Salmonella < 8 NPP/10 g MS ; entérovirus < 3 NPPUC/10 g MS ; oeufs d'helminthes pathogènes viables < 3/10 g MS ;

- une analyse des coliformes thermotolérants sera effectuée au moment de la caractérisation du process décrite ci-dessus ;

- les traitements d'hygiénisation font ensuite l'objet d'une surveillance des coliformes thermotolérants dans les conditions prévues à l'article 14, paragraphe 1, deuxième alinéa, à une fréquence d'au moins une analyse tous les quinze jours durant la période d'épandage. Les concentrations mesurées seront interprétées en référence à celle obtenue lors de la caractérisation du traitement et doivent démontrer un bon fonctionnement de l'installation de traitement et l'absence de recontamination.

#### **Article 17 de l'arrêté du 8 janvier 1998**

Le registre visé à l'article 9 du décret du 8 décembre 1997 susvisé comporte :

a) Les quantités de boues produites dans l'année (volumes bruts, quantités de matière sèche hors et avec ajout de réactif) ; en cas de mélange de boues, la provenance et l'origine de chaque boue et leurs caractéristiques (teneurs en éléments fertilisants et en éléments et composés-traces) ;

b) Les méthodes de traitement des boues ;

c) Les quantités épandues par unité culturale avec les références parcellaires, les surfaces, les dates d'épandage, les cultures pratiquées ;

d) L'ensemble des résultats d'analyses pratiquées sur les sols et les boues avec les dates de prélèvements et de mesures et leur localisation ;

e) L'identification des personnes physiques ou morales chargées des opérations d'épandage et des analyses.

La synthèse annuelle du registre mentionnée à l'article 10 du décret du 8 décembre 1997 susvisé est adressée à la fin de chaque année civile au service chargé de la police de l'eau et aux utilisateurs de boues selon le format de l'annexe VI.

Le producteur de boues doit pouvoir justifier à tout moment sur support écrit de la localisation des boues produites (entreposage, dépôt temporaire, transport ou épandage) en référence à leur période de production et aux analyses réalisées.

#### **Article 18 de l'arrêté du 8 janvier 1998**

Le préfet s'assure de la validité des données fournies dans le cadre de la surveillance définie aux articles 14 à 16. A cet effet, il peut mettre en place un dispositif de suivi agronomique des épandages et faire appel à un organisme indépendant du producteur de boues, choisi en accord avec la chambre d'agriculture dans un objectif de préservation de la qualité des sols, des cultures et des produits.

#### **Article 19 de l'arrêté du 8 janvier 1998**

Les contrôles effectués par le préfet sur les sols ou les boues peuvent porter sur l'ensemble des paramètres mentionnés dans le présent arrêté, et tout autre élément pouvant, du fait de la nature des effluents traités, être présent en quantité significative dans les boues.

Pour les paramètres mentionnés en annexe I, les analyses sont à la charge du producteur de boues, mais sont déduites des obligations d'analyses d'autosurveillance définies au tableau 5 b de l'annexe IV si les valeurs obtenues respectent les valeurs limites fixées.

### **Section IV : Exécution**

#### **Article 20 de l'arrêté du 8 janvier 1998**

Outre les délais d'application prévus par l'article 22 du décret du 8 décembre 1997 susvisé, les épandages dont la réalisation est en cours à la date de parution du présent arrêté font l'objet d'analyses selon les modalités prévues à l'article 14 pour la première année d'épandage pendant une année à compter de la parution du présent arrêté.

#### **Article 21 de l'arrêté du 8 janvier 1998**

Le directeur de l'eau, le directeur général des collectivités locales, le directeur de l'espace rural et de la forêt, le directeur général de l'alimentation et le directeur général de la santé sont chargés, chacun en ce qui le concerne, de l'exécution du présent arrêté, qui sera publié au Journal officiel de la République française.

Fait à Paris, le 8 janvier 1998.

La ministre de l'aménagement du territoire et de l'environnement, Dominique Voynet

Le ministre de l'intérieur, Jean-Pierre Chevènement

Le ministre de l'agriculture et de la pêche, Louis Le Pensec

Le ministre de la fonction publique, de la réforme de l'Etat et de la décentralisation, Emile Zuccarelli

Le secrétaire d'Etat à la santé, Bernard Kouchner

## Annexe I : Seuils en éléments-traces et en composés-traces organiques

**Tableau 1 a : Teneurs limites en éléments-traces dans les boues**

Éléments-traces	Valeur limite dans les boues (mg/kg MS)	Flux maximum cumulé, apporté par les boues en 10 ans (g/m <sup>2</sup> )
Cadmium	20 (1)	0,03 (2)
Chrome	1 000	1,5
Cuivre	1 000	1,5
Mercurure	10	0,015
Nickel	200	0,3
Plomb	800	1,5
Zinc	3 000	4,5
Chrome + cuivre + nickel + zinc	4 000	6

(1) 15 mg/kg MS à compter du 1er janvier 2001 et 10 mg/kg MS à compter du 1er janvier 2004 (2) 0,015 g/m<sup>2</sup> à compter du 1er janvier 2001.

**Tableau 1 b Teneurs limites en composés-traces organiques dans les boues (Arrêté du 3 juin 1998)**

Composés-traces	Valeur limite (mg/kg MS)	dans les boues	Flux maximum par les boues en	cumulé, apporté 10 ans (mg/m <sup>2</sup> )
	Cas général	Epandage sur pâturages	Cas général	Epandage sur pâturages
Total des 7 principaux PCB (3)	0,8	0,8	1,2	1,2
Fluoranthène	5	4	7,5	6
Benzo(b)fluoranthène	2,5	2,5	4	4
Benzo(a)pyrène	2	1,5	3	2

(3) PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180.

**Tableau 2 : Valeurs limites de concentration en éléments-traces dans les sols**

Éléments-traces dans les sols	Valeur limite en mg/kg MS
Cadmium	2
Chrome	150
Cuivre	100
Mercure	1
Nickel	50
Plomb	100
Zinc	300

**Tableau 3 : Flux cumulé maximum en éléments-traces apporté par les boues pour les pâturages ou les sols de pH inférieurs à 6**

Éléments-traces	Flux maximum cumulé, apporté par les boues sur 10 ans (g/m <sup>2</sup> )
Cadmium	0,015
Chrome	1,2
Cuivre	1,2
Mercure	0,012
Nickel	0,3
Plomb	0,9
Zinc	3
Sélénium (4)	0,12
Chrome + cuivre + nickel + zinc	4

(4) Pour le pâturage uniquement.

## Annexe II : Distances d'isolement et délais de réalisation des épandages

**Tableau 4 : Distances d'isolement et délais de réalisation des épandages**

Nature des activités à protéger	Distance d'isolement minimale	Domaine d'application
Puits, forages, sources, aqueducs transitant des eaux destinées à la consommation humaine en écoulement libre, installations souterraines ou semi-enterrées utilisées pour le stockage des eaux, que ces dernières soient utilisées pour l'alimentation en eau potable ou pour l'arrosage des cultures maraîchères.	35 mètres	Tous types de boues, pente du terrain inférieure à 7 %.
	100 mètres	Tous types de boues, pente du terrain supérieure à 7 %.
Cours d'eau et plans d'eau	35 mètres des berges	Cas général, à l'exception des cas ci-dessous.
	200 mètres des berges	Boues non stabilisées ou non solides et pente du terrain supérieure à 7 %.
	100 mètres des berges.	Boues solides et stabilisées et pente du terrain supérieure à 7 %.
	5 mètres des berges	Boues stabilisées et enfouies dans le sol immédiatement après l'épandage, pente du terrain inférieure à 7 %.
Immeubles habités ou habituellement occupés par des tiers, zones de loisirs ou	100 mètres	Cas général à l'exception des cas ci-dessous.

établissements recevant du public	Sans objet	Boues hygiénisées, boues stabilisées et enfouies dans le sol immédiatement après l'épandage
Zones conchylicoles	500 mètres	Toutes boues sauf boues hygiénisées et sauf dérogation liée à la topographie.
	DELAI MINIMUM	
Herbages ou cultures fourragères	Six semaines avant la remise à l'herbe des animaux ou de la récolte des cultures fourragères  Trois semaines avant la remise à l'herbe des animaux ou de la récolte des cultures fourragères	Cas général, sauf boues hygiénisées.  Boues hygiénisées.
Terrains affectés à des cultures maraîchères et fruitières à l'exception des cultures d'arbres fruitiers	Pas d'épandage pendant la période de végétation.	Tous types de boues
Terrains destinés ou affectés à des cultures maraîchères ou fruitières, en contact direct avec les sols, ou susceptibles d'être consommées à l'état cru.	Dix-huit mois avant la récolte, et pendant la récolte elle-même  Dix mois avant la récolte, et pendant la récolte elle-même	Cas général, sauf boues hygiénisées.  Boues hygiénisées