



HAL
open science

Contribution à l'étude des sédiments marins tunisiens : cas des ports de Radès et de Gabès

Imen Bel Hadj Ali

► **To cite this version:**

Imen Bel Hadj Ali. Contribution à l'étude des sédiments marins tunisiens : cas des ports de Radès et de Gabès. Autre. Ecole Centrale de Lille; École nationale d'ingénieurs de Tunis (Tunisie), 2013. Français. NNT : 2013ECLI0022 . tel-00957865

HAL Id: tel-00957865

<https://theses.hal.science/tel-00957865>

Submitted on 11 Mar 2014

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

N° d'ordre : 235

ECOLE CENTRALE DE LILLE

THESE

présentée en vue
d'obtenir le grade de

DOCTEUR

En

Génie Civil

par

Mme Imen BEL HADJ ALI

**DOCTORAT DELIVRE SIMULTANEMENT PAR L'ECOLE CENTRALE DE LILLE
ET L'ECOLE NATIONALE D'INGENIEURS DE TUNIS DANS LE CADRE D'UNE
COTUTELLE INTERNATIONALE**

Titre de la thèse

**Contribution à l'étude des sédiments marins tunisiens : cas des ports de
Radès et de Gabès**

Soutenue le 21 Décembre 2013 devant le jury d'examen :

| | |
|------------------------------|--|
| Président | <i>Daniel LEVACHER, Professeur, Université de Caen</i> |
| Rapporteur | <i>Mohamed BOUTOUIL, Dr, HDR , ESITC Caen</i> |
| Rapporteur | <i>M'hamed-Ali KARRAY, Professeur, ENIT</i> |
| Membre | <i>Daniel LEVACHER, Professeur, Université de Caen</i> |
| Membre | <i>Essaieb HAMDI, Dr, HDR, ENIT</i> |
| Directeur de thèse | <i>Zoubeir LAFHAJ, Professeur, ECLille</i> |
| Co-directeur de thèse | <i>Mounir BOUASSIDA, Professeur, ENIT</i> |

Thèse préparée dans le Laboratoire de Mécanique de Lille et l'Unité de Recherche Ingénierie
Géotechnique
Ecole Doctorale SPI 072

PRES Université Lille Nord-de-France

Remerciements

Ma profonde gratitude s'adresse, tout d'abord, à mon Directeur de thèse, Pr. **Zoubeir LAFHAJ**, Professeur des Universités à l'ECLille, qui m'a orientée, encouragée et m'accordée sa confiance. Je tiens à le remercier également pour ses précieux conseils et sa patience.

J'adresse mes remerciements à mon Co-directeur Pr **Mounir BOUASSIDA**, Professeur d'enseignement supérieur à l'ENIT pour son aide, ses conseils et ses encouragements.

Je remercie les membres du jury Pr **Daniel LEVACHER**, Dr **M'hamed Ali KARRAY**, Dr **Mohamed BOUTOUIL** et Dr **Essaieb HAMD**I qui m'ont fait l'honneur d'évaluer mon travail.

Je tiens à remercier Mr **Taher BEN AYED** (OMMP) et Mr **Makrem RHAIEM** (UNIBETON) pour leur collaboration et leur confiance.

Je remercie également Mr. **Mohamed BERRGUAYA** et Mr. **Taher WERFELI** (CTMCCV), Mr. **Hamida NAWALY** (CITET) et Mr **Mohamed ADDED** (CETEC).

Je souhaite exprimer ma reconnaissance à Mme **Imen SAID**, Mr **Lassaad AJAM**, Mme **Amal MISSAOUI** et Mme **Samar DAOUED** qui m'ont aidée dans des phases difficiles de ce travail.

J'adresse mes remerciements à tous mes amis et collègues de l'**URIG** (ENIT) et du laboratoire **LML** (ECLille) pour la bonne ambiance de travail.

Enfin, je présente mes sincères reconnaissances et remerciements à ma mère **Saida MABROUK**, à mon père **Béchir BEL HADJ ALI**, à mon mari **Aymen GMAR** et à mes frères **Hamdi et Wajdi** qui n'ont jamais cessé de m'encourager et me procurer des conditions favorables pour le travail.

Grand Merci à tous.

Résumé

Le secteur du transport maritime assure le plus grand volume des échanges commerciaux entre la Tunisie et des pays du monde entier. L'entretien régulier des ports, particulièrement par le dragage des sédiments qui s'y accumulent, est indispensable pour garantir une circulation maritime fluide et sécuritaire. En Tunisie, les sédiments dragués sont soit rejetés en mer soit mis en dépôts terrestres. Bien que le rejet en mer soit interdit dans certains cas, par les critères environnementales adoptés, il constitue la solution la plus économique et donc la plus fréquemment utilisée.

Dans le cadre de cette étude les sédiments de deux ports : le port de Radès et le port de Gabès ont été caractérisés en vue de comprendre leurs comportements et proposer au moins à un des deux cas une nouvelle alternative de gestion à savoir une valorisation dans un matériau de construction ou routier. Une telle solution doit présenter un grand intérêt économique et environnemental. Les sédiments du port de Radès sont étudiés car ils représentent le plus grand volume des sédiments dragués en Tunisie et que ce port est le plus important dans l'activité du transport marin. Les sédiments du port de Gabès sont considérés dans cette étude car ils posent un grand problème écologique à cause des rejets industriels. La caractérisation a concerné la détermination et l'analyse des propriétés physiques, minéralogiques, chimiques et environnementales des sédiments. Cette étude a permis de dresser des fiches synoptiques assez complètes des propriétés des sédiments du port de Radès et du port de Gabès.

Les analyses de l'étude de caractérisation ont permis de conclure que les sédiments des deux ports ont des propriétés différentes. Les sédiments du port de Radès sont très peu pollués. Ainsi, leur réutilisation dans un nouveau matériau est possible sans traitement. Les sédiments du port de Gabès sont par contre fortement pollués. Leur valorisation nécessite un traitement préalable. D'autre part, les sédiments du port de Radès sont des limons argileux qui contiennent de faibles pourcentages de sable. Leur fraction argileuse est très plastique et est de moyenne activité électrochimique. Les sédiments du port de Gabès sont des sables limoneux de teneur en eau assez élevée dont la fraction fine est très plastique et de moyen à fort potentiel d'échange cationique. Les masses volumiques absolues des sédiments étudiés sont faibles ($2,25 - 2,57 \text{ g/cm}^3$). Ceci est dû à la présence de 9,07 à 16,10% de matière organique. Ainsi, les sédiments du port de Radès et de Gabès sont moyennement organiques.

Ils sont peu à moyennement calcaires. La diffraction aux rayons X a révélé la présence de quartz et chlorure de sodium pour les deux cas des sédiments marins étudiés.

La faisabilité de l'incorporation des sédiments du port de Radès dans des pavés en blocs a été étudiée. Une étude paramétrique a été réalisée à l'échelle du laboratoire en substituant différents pourcentages (12,5%, 25%, 46%, 62% et 100%) de sable par des sédiments. Les propriétés physiques et mécaniques des « nouveaux pavés » ont été déterminées selon les prescriptions de la norme EN1338. Cette étude a permis de constater une amélioration de la résistance aux agressions climatiques avec une substitution de 12,5% de sable par des sédiments. La résistance à la traction par fendage est désormais légèrement plus faible que celle des pavés de référence. Les pavés ont été, par la suite, confectionnés à l'échelle industrielle avec 19% de sédiments. Les performances physiques et mécaniques de ces pavés sont acceptables et comparables à celles des produits commercialisés sur le marché tunisien. Cette nouvelle alternative de gestion des sédiments du port de Radès est d'un grand intérêt économique et écologique et s'inscrit dans une politique de développement durable.

Mots clés : sédiments marins, caractérisation, pollution, environnement, valorisation, pavés, blocs compressés à froid.

Abstract

Commercial harbors, which represent the basis for numerous exchanges of goods and services at the national and international levels, play a key role in the Tunisian economy. Then, dredging of accumulated sediments has always been required to have a proper functioning of trade by sea. These sediments are either discarded at sea or landfilled. Disposal at sea is prohibited for polluted sediments but it remains the most adopted solution in Tunisia as it is the cheapest one.

The objective of this research project is to study the environmental and geotechnical characteristics of sediments dredged from two Tunisian harbors: Rades and Gabes and to find new paths of management of at least one of these dredged sediments. Focus is made on the possibility of a recycling method, which consists in the reuse of sediments as added product in construction or road materials. This solution should have a great economic and environmental interest. The first harbor represents the main facility place in the national transport chain. The second one is selected as its sediments present a serious ecological constraint caused by the discharge of wastes into the marine environment. Physical, chemical, mineralogical and environmental characteristics are determined in order to draw up an accomplished synopsis of studied sediments.

The results obtained showed that tested sediments have distinctive properties. According to the environmental analysis, sediments of Rades harbor can be valorized without any treatment. However, Gabes harbor sediments require a treatment to reduce their pollution by heavy metals. Rades harbor sediments are slightly sandy clayey silts. Clay fraction is highly plastic and has a medium electrochemical activity. Gabes harbor sediments are silty sands characterized by a highly plastic clay fraction that is characterized by a medium to high cation exchange capacity. Specific unit weights of studied sediments are low ($2.25 - 2.57 \text{ g/cm}^3$). This is due to the presence of nearly 9.07 to 16.10% of organic matter. Thus, sediments of Rades and Gabes harbors are moderately organic. These sediments are slightly to moderately calcareous. The X-ray diffraction analysis had revealed the presence of quartz and sodium chloride for both marine sediments.

An experimental study on the feasibility of Rades harbor sediments introduction in paving blocks was performed. Several mixes for which a given sand mass was replaced by the same sediment mass (12.5%, 25%, 46%, 62% and 100%) were designed. The parametric study was

conducted and evaluated on a laboratory scale. The physical and mechanical properties of "new pavers" were determined according to the European Standard EN1338. This study showed improved resistance to climatic aggressions with a substitution of 12.5% of sand by sediments. The splitting tensile strength is slightly lower than the reference blocks.

Paving blocks were, thereafter, made on an industrial scale with 19% of sediments. The physical and mechanical performances of these blocks are acceptable and comparable to products sold on the Tunisian market. This new alternative of sediments' management of the harbor of Rades is of a great economic and ecological interest and adheres to a policy of sustainable development. .

Key words : marine sediments, characterization, pollution, environment, valorization, paving blocks, cold compressed.

Liste des abréviations

ANPE : Agence Nationale de Protection de l'Environnement ;

ANZECC : Australian and New Zealand Environment and Conservation Council ;

APAL : Agence de Protection et d'Aménagement du Littoral ;

ARMCANZ : Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand ;

BET : Brunauer-Emmett-Teller ;

CCME: Canadian Councils of Ministers for the Environment ;

CETEC : Centre d'Essais et des Techniques de la Construction ;

CEFAS : The Centre for Environment, Fisheries and Aquaculture Science ;

CITET : Centre International des Technologies de l'Environnement de Tunis ;

CJB/EAM : CJB Environnement inc. (Canada) / Environmental Assessment & Management ;

CTMCCV : Centre Technique des Matériaux de Construction de la Céramique et des Verres ;

EuDA : European Dredging Association ;

ENIT : Ecole Nationale d'Ingénieurs de Tunis ;

HAP : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques ;

HKWB : Hong Kong Works Bureau ;

IADC : International Association of Dredging Companies ;

ICES : International Council for the Exploitation of the Sea ;

ICP-OES : Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectroscopy ;

INRS : Institut National de Recherche et de Sécurité ;

JOUE : Journal Officiel de l'Union Européenne ;

LML : Laboratoire de Mécanique de Lille ;

MEPC : Marine Environment Protection Committee ;

OMMP : Office de la Marine Marchande et des Ports ;

OMS : Organisation Mondiale de la Santé ;

PAF : Perte au feu ;

PCB : Poly-Chloro-Biphényles ;

POP : Polluants Organiques Persistants ;

URIG : Unité de Recherche en Ingénierie Géotechnique ;

US/ EPA: US Environmental Protection Agency;

US ACE : United States Army Corps of Engineers.

Table des matières

| | |
|----------------------------|---|
| Introduction générale..... | 1 |
|----------------------------|---|

Chapitre 1. La problématique des sédiments marins

| | |
|---|----|
| 1.1. Etat de l'art..... | 4 |
| 1.1.1. Polluants présents dans les sédiments | 5 |
| 1.1.1.1. Les éléments nutritifs..... | 5 |
| 1.1.1.2. Les métaux lourds | 6 |
| 1.1.1.3. Les micro-polluants organiques..... | 6 |
| 1.1.2. Dragage : volume et dragues | 10 |
| 1.1.3. Réglementation de la gestion des sédiments dragués..... | 14 |
| 1.1.3.1. Les conventions internationales de gestion des déchets | 15 |
| 1.1.3.2. Les critères nationaux d'évaluation de la qualité des sédiments | 17 |
| 1.1.4. Alternatives classiques de gestion des sédiments..... | 22 |
| 1.1.5. Procédés de traitement des sédiments | 24 |
| 1.1.5.1. Les prétraitements | 26 |
| 1.1.5.2. Les traitements biologiques ou la bioremédiation | 27 |
| 1.1.5.3. Les traitements physico-chimiques..... | 28 |
| 1.1.5.4. L'inertage thermique..... | 29 |
| 1.1.5.5. La Solidification/ Stabilisation à base de liants hydrauliques | 29 |
| 1.1.5.6. La remédiation électrochimique | 30 |
| 1.1.5.7. Le traitement par ultrasons..... | 30 |
| 1.1.6. Valorisation des sédiments : Cas d'études précédentes..... | 32 |
| 1.1.6.1. Les briques en terre cuite | 35 |
| 1.1.6.2. Les matériaux cimentaires | 36 |
| 1.1.6.3. Les matériaux routiers..... | 38 |
| 1.1.6.4. Le ciment Portland..... | 39 |
| 1.2. La problématique des sédiments marins en Tunisie..... | 40 |
| 1.2.1. Les ports de commerce : situation géographique et trafic portuaire..... | 42 |
| 1.2.1.1. Ports de Bizerte et de Menzel Bourguiba | 42 |
| 1.2.1.2. Complexe portuaire Radès- La Goulette..... | 42 |
| 1.2.1.3. Port de Sousse | 42 |
| 1.2.1.4. Ports de Sfax et de Sidi Youssef | 43 |
| 1.2.1.5. Port de Gabès | 43 |
| 1.2.1.6. Port de Zarzis | 43 |
| 1.2.2. Dragage des sédiments marins en Tunisie..... | 46 |
| 1.2.2.1. Drague..... | 46 |
| 1.2.2.2. Statut juridique et critères d'évaluation de la qualité des sédiments marins | 46 |

| | |
|---|----|
| 1.2.2.3. Volumes et gestion des sédiments dragués des ports de commerce en Tunisie .. | 47 |
| 1.2.3. Choix des sédiments de l'étude | 52 |
| 1.2.3.1. Port de Radès | 52 |
| 1.2.3.2. Port de Gabès | 53 |
| Conclusion..... | 54 |

Chapitre 2. Protocoles expérimentaux des essais de caractérisation des sédiments des ports de Radès et de Gabès

| | |
|--|----|
| Introduction | 56 |
| 2.1. Caractérisation physique | 57 |
| 2.1.1. Distribution granulométrique | 57 |
| 2.1.2. Teneur en eau..... | 60 |
| 2.1.3. Argilosité | 60 |
| 2.1.3.1. Limites d'Atterberg..... | 61 |
| 2.1.3.2. Valeur au bleu de méthylène..... | 64 |
| 2.1.3.3. Surface spécifique | 66 |
| 2.1.4. Masses volumiques..... | 70 |
| 2.1.4.1. Masse volumique relative | 70 |
| 2.1.4.2. Masse volumique absolue | 70 |
| 2.1.4.2.1. Méthode du pycnomètre à eau | 71 |
| 2.1.4.2.2. Méthode du pycnomètre à hélium..... | 71 |
| 2.1.5. Teneur en matière organique par perte au feu | 71 |
| 2.1.6. Teneur en carbone organique | 73 |
| 2.1.7. Teneur en carbonate de calcium CaCO ₃ | 75 |
| 2.1.8. Teneur en sulfate | 76 |
| 2.2. Caractérisation chimique, minéralogique et environnementale | 78 |
| 2.2.1. Analyse chimique | 79 |
| 2.2.2. Analyse minéralogique | 79 |
| 2.2.3. Analyses environnementales | 80 |
| 2.2.3.1. Analyse par ICP - OES de la fraction solide des sédiments | 80 |
| 2.2.3.2. Analyse par ICP-OES du lixiviat..... | 82 |
| Conclusion..... | 86 |

Chapitre 3. Résultats et analyse de la caractérisation des sédiments du port de Radès et du port de Gabès

| | |
|---|-----|
| Introduction | 88 |
| 3.1. Origine des sédiments de l'étude : Radès et Gabès..... | 88 |
| 3.2. Échantillonnage des sédiments de l'étude..... | 88 |
| 3.2.1. Sédiments du port de Radès..... | 88 |
| 3.2.2. Sédiments du port de Gabès | 90 |
| 3.3. Conditionnement des échantillons | 92 |
| 3.4. Caractérisation des sédiments du port de Radès | 92 |
| 3.4.1. Caractérisation physique..... | 92 |
| 3.4.1.1. Granulométrie | 93 |
| 3.4.1.2. Teneur en eau | 96 |
| 3.4.1.3. Argilosité..... | 97 |
| 3.4.1.3.1. Limites d'Atterberg..... | 97 |
| 3.4.1.3.2. Valeur au bleu de méthylène | 100 |
| 3.4.1.3.3. Surface spécifique | 101 |
| 3.4.1.4. Masses volumiques | 103 |
| 3.4.1.4.1. Masse volumique apparente..... | 103 |
| 3.4.1.4.2. Masse volumique absolue | 103 |
| 3.4.1.5. Teneur en matière organique | 104 |
| 3.4.1.6. Teneur en carbone organique..... | 105 |
| 3.4.1.7. Teneur en carbonate de calcium | 106 |
| 3.4.1.8. Teneur en sulfate..... | 107 |
| 3.4.2. Caractérisation chimique, minéralogique et environnementale..... | 108 |
| 3.4.2.1. Composition chimique | 108 |
| 3.4.2.2. Composition minéralogique..... | 109 |
| 3.4.2.3. Caractérisation environnementale..... | 112 |
| 3.4.3. Fiche synoptique des sédiments du port de Radès..... | 113 |
| 3.5. Caractérisation des sédiments du port de Gabès | 117 |
| 3.5.1. Caractérisation physique..... | 118 |
| 3.5.1.1. Granulométrie | 118 |
| 3.5.1.2. Teneur en eau | 120 |
| 3.5.1.3. Argilosité..... | 120 |
| 3.5.1.3.1. Limites d'Atterberg..... | 120 |
| 3.5.1.3.2. Valeur au bleu de méthylène..... | 123 |
| 3.5.1.3.3. Surface spécifique BET | 124 |
| 3.5.1.4. Masses volumiques | 125 |

| | |
|--|-----|
| 3.5.1.4.1. Masse volumique apparente..... | 125 |
| 3.5.1.4.2 Masse volumique absolue | 125 |
| 3.5.1.5. Teneur en matière organique | 126 |
| 3.5.1.6. Teneur en carbone organique..... | 126 |
| 3.5.1.7. Teneur en carbonate de calcium | 128 |
| 3.5.2. Caractérisation chimique, minéralogique et environnementale | 129 |
| 3.5.2.1. Composition chimique | 129 |
| 3.5.2.2. Composition minéralogique..... | 130 |
| 3.5.2.3. Caractérisation environnementale..... | 132 |
| 3.5.3. Fiches synoptiques des sédiments du port de Gabès | 133 |
| Conclusion..... | 139 |

Chapitre 4. Valorisation des sédiments du port de Radès dans les pavés en béton

| | |
|--|-----|
| Introduction | 141 |
| 4.1. Les pavés en béton | 142 |
| 4.1.1. Propriétés physiques et mécaniques requises pour les pavés | 143 |
| 4.1.1.1. Caractéristiques visuelles | 143 |
| 4.1.1.2. Résistance aux agressions climatiques : le coefficient d'absorption | 143 |
| 4.1.1.3. Résistance à la rupture en traction par fendage | 143 |
| 4.1.1.4. Résistance à l'abrasion..... | 144 |
| 4.1.1.5. Conductivité thermique | 144 |
| 4.1.2. Constituants des pavés en béton | 144 |
| 4.1.3. Procédure de fabrication des pavés à l'échelle industrielle..... | 145 |
| 4.1.4. Etapes de fabrication des pavés à l'usine UNIBETON..... | 146 |
| 4.2. Démarche et formulations de l'étude | 146 |
| 4.2.1. Démarche scientifique | 146 |
| 4.2.2. Formulations étudiées | 149 |
| 4.3. Matériaux | 150 |
| 4.3.1. Le ciment | 150 |
| 4.3.2. Le sable..... | 150 |
| 4.3.3. Les sédiments | 152 |
| 4.4. Confection des pavés à l'échelle du laboratoire..... | 154 |
| 4.4.1. Présaturation des sédiments | 154 |

| | | |
|----------|---|-----|
| 4.4.2. | Malaxage..... | 155 |
| 4.4.3. | Coulage, compactage et vibration..... | 156 |
| 4.5. | Résultats et analyses..... | 158 |
| 4.5.1. | Caractéristiques visuelles des pavés | 158 |
| 4.5.2. | Coefficient d'absorption des pavés..... | 160 |
| 4.5.3. | Résistance à la traction par fendage..... | 161 |
| 4.5.3.1. | Résistance à la traction par fendage à 7 jours | 161 |
| 4.5.3.2. | Résistance à la traction par fendage à 28 jours | 163 |
| 4.5.4. | Résistance à l'abrasion..... | 165 |
| 4.5.5. | Formulation retenue | 166 |
| 4.6. | Fabrication de pavés avec la formulation retenue à l'échelle industrielle | 168 |
| 4.6.1. | Fabrication des pavés à l'échelle industrielle | 168 |
| 4.6.2. | Caractérisation physique, mécanique et environnementale des pavés de la formulation retenue..... | 170 |
| | Conclusion..... | 172 |
| | Conclusion générale | 173 |
| | Perspectives..... | 175 |
| | Liste des références | 176 |

Liste des figures

| | |
|---|----|
| Figure 1. 1. Principe de confinement d'un site de stockage de déchets dangereux (Comité français des géosynthétiques, 2011) | 24 |
| Figure 1. 2. Schéma synthétique des principales étapes et composantes de la gestion des sédiment | 33 |
| Figure 1. 3. Situation géographique des ports de commerce en Tunisie..... | 41 |
| Figure 1. 4. Masses des marchandises échangées par port en 2004 (OMMP, 2004)..... | 44 |
| Figure 1. 5. Masse des marchandises échangées par port durant le 1 ^{er} trimestre de 2012 (http://www.ommp.nat.tn) | 45 |
| Figure 1. 6. Carte de la répartition des zones côtières affectées par la pollution (MEAT, 1993) | 45 |
| Figure 1. 7. Volume des sédiments dragués des ports tunisiens pour une période de 10 ans en m ³ (CJB/EAM, 2007)..... | 48 |
| Figure 1. 8. Répartition en pourcentage des volumes des sédiments dragués des ports de commerce tunisiens (CJB/EAM, 2007) | 48 |
| | |
| Figure 2. 1. Diagramme de plasticité (Casagrande, 1948) | 62 |
| Figure 2. 2. Diagramme d'activité en fonction de la minéralogie d'après Lautrin (1989)..... | 66 |
| Figure 2. 3. Exemple d'un graphe d'une isotherme d'adsorption – désorption des sédiments du port de Radès..... | 69 |
| | |
| Figure 3. 1. Zone d'échantillonnage des sédiments du port de Rades..... | 89 |
| Figure 3. 2. Situation géographique des points de prélèvement des échantillons de sédiments du port de Gabès G1 et G2..... | 91 |
| Figure 3. 3. Courbe granulométrique des sédiments R1..... | 94 |
| Figure 3. 4. Courbe granulométrique des sédiments R2..... | 95 |
| Figure 3. 5 Détermination de la limite de liquidité des sédiments R1 | 98 |
| Figure 3. 6. Détermination de la limite de liquidité des sédiments R2..... | 99 |
| Figure 3. 7. Classification des sédiments du port de Radès selon le diagramme de Casagrande..... | 99 |

| | |
|--|-----|
| Figure 3. 8. Diffractogramme des sédiments R1..... | 110 |
| Figure 3. 9. Diffractogramme des sédiments R2..... | 111 |
| Figure 3.10. Courbe granulométrique des sédiments G1..... | 119 |
| Figure 3.11. Courbe granulométrique des sédiments G2..... | 120 |
| Figure 3.12 Détermination de la limite de liquidité des sédiments G1..... | 121 |
| Figure 3.13 Détermination de la limite de liquidité des sédiments G2..... | 122 |
| Figure 3. 14. Classification des sédiments du port de Gabès sur le diagramme de Casagrande | 122 |
| Figure 3.15 Perte au feu en fonction de ps déterminée au pycnomètre à hélium..... | 128 |
| Figure 3.16. Perte au feu en fonction de ps déterminée au pycnomètre à eau..... | 128 |
| Figure 3. 17. Diffractogramme des sédiments G1..... | 131 |
| Figure 3. 18. Diffractogramme des sédiments G2..... | 131 |
| | |
| Figure 4. 1. Démarche de l'étude de valorisation des sédiments du port de Radès dans les pavés en béton..... | 148 |
| Figure 4. 2. Courbes granulométriques des sables de concassage..... | 151 |
| Figure 4. 3. Courbes granulométriques des sédiments prétraités et des sables de concassage utilisés..... | 154 |
| Figure 4. 4. Masse volumique des pavés en fonction du taux de substitution des sables par des sédiments..... | 160 |
| Figure 4. 5. Variation de la masse volumique et du coefficient d'absorption en fonction du taux de de substitution des sables par des sédiments..... | 161 |
| Figure 4. 6. Evolution de la résistance à la traction par fendage à 7 jours en fonction du taux de substitution du sable par des sédiments..... | 163 |
| Figure 4. 7. Evolution de la résistance à la traction de 7 à 28 jours..... | 164 |
| Figure 4. 8. Résistance à l'abrasion en fonction du taux de substitution des sables par des sédiments..... | 165 |
| Figure 4. 9. Relation entre la masse volumique et la résistance à la traction par fendage à 7 et 28 jours des pavés fabriqués au laboratoire..... | 168 |

Liste des tableaux

| | |
|---|----|
| Tableau 1. 1. Volume des sédiments marins dragués des pays faisant partie du Conseil International pour l'exploration de la mer (ICES, 2011 ; Le Guyader, 2012)..... | 10 |
| Tableau 1. 2. Exemples et propriétés de dragues (CJB/EAM, 2007 ; Palermo et al, 2008) | 11 |
| Tableau 1. 3. Seuils caractéristiques de différents critères appliqués dans le monde | 18 |
| Tableau 1. 4. Valeurs guides des niveaux N1 et N2 proposées pour les métaux lourds et les PCB par les pays signataires de la convention d'OSPAR (Alzieu et al, 1999; CJB/EAM, 2007) | 19 |
| Tableau 1. 5. Critères Néerlandais pour l'évaluation de la qualité des sédiments (Alzieu et al, 1999) | 20 |
| Tableau 1. 6. Valeurs limites pour l'admission de déchets en décharge. Limites pour un test de lixiviation sur la base d'un ratio Liquide/ Solide de 10 l/kg, (JOUE/ 1999/31/CE). | 21 |
| Tableau 1. 7. Teneurs limites en éléments - traces et en composés-traces organiques dans les boues (Arrêté 08/01/98). | 22 |
| Tableau 1. 8. Procédés de traitement des sédiments, principes, avantages et inconvénients... .. | 25 |
| Tableau 1. 9. Exemples d'études de valorisation de sédiments marins et fluviaux | 34 |
| Tableau 1. 10. Données relatives aux sédiments dragués des ports de commerce en Tunisie (CJB/EAM, 2007) | 50 |
| Tableau 1. 11. Historique des opérations de dragage effectuées pour le port de Radès depuis 1982 (CJB/EAM, 2007). | 53 |
| Tableau 1. 12. Historique des opérations de dragage effectuées pour le port de Gabès depuis sa construction (CJB/EAM, 2007). | 53 |
| Tableau 2. 1. Normes et méthodes utilisées pour la caractérisation physique des sédiments des ports de Radès et de Gabès | 57 |
| Tableau 2. 2. Forme de la courbe granulométrique en fonction des coefficients d'uniformité et de courbure (NF EN ISO 14688-2)..... | 59 |
| Tableau 2. 3. Indice de consistance I_c des limons et des argiles (NF EN ISO 14688-2) | 61 |
| Tableau 2. 4. Limites d'Atterberg des minéraux argileux..... | 63 |
| Tableau 2. 5. Relation entre l'indice de plasticité et le potentiel de gonflement | 63 |
| Tableau 2. 6. Activité A_c des principales familles d'argiles (Skempton, 1953) | 63 |

| | |
|---|-----|
| Tableau 2.7. Valeurs au bleu de méthylène attribuées aux minéraux argileux (Tran, 1981).. | 65 |
| Tableau 2. 8. Classification des sols en fonction de la valeur au bleu de méthylène (GTR, 2000) | 65 |
| Tableau 2. 9. Qualification du sol selon son activité argileuse (Lautrin, 1989)..... | 66 |
| Tableau 2. 10. Surfaces spécifiques des minéraux argileux en m ² /g (Eslinger et Peaver, 1988). | 67 |
| Tableau 2. 11. Surface spécifique totale des minéraux argileux en m ² /g (Yong et Warkentin 1975). | 67 |
| Tableau 2. 12. Classification des sols ayant des composants organiques (NF EN ISO 14688-2) | 73 |
| Tableau 2. 13. Classification des matériaux en fonction du pourcentage massique en carbonate (NF P 94-048)..... | 76 |
| Tableau 2. 14. Agressivité des sols en fonction de leur teneur en sulfate SO ₄ ⁻ (NF P 18-011) | 77 |
| Tableau 2. 15. Exemples de normes de test de lixiviation. | 84 |
| | |
| Tableau 3. 1. Répartition granulométrique en % des sédiments du port de Radès | 94 |
| Tableau 3. 2. Coefficients de courbure et d'uniformité des sédiments R1 et R2..... | 95 |
| Tableau 3. 3. Répartition granulométrique de sédiments de ports commerciaux | 96 |
| Tableau 3. 4. Teneurs en eau des sédiments du port de Radès et d'autres ports..... | 97 |
| Tableau 3. 5 Limites d'Atterberg, indices de consistance et de plasticité des sédiments R1 et R2..... | 99 |
| Tableau 3. 6. Limites de liquidité et de plasticité des sédiments des ports de Dunkerque et de Gravelines/ Grand fort philippe | 100 |
| Tableau 3. 7. Minéral de la fraction argileuse des sédiments du port de Radès d'après des corrélations à partir des limites d'Atterberg | 100 |
| Tableau 3. 8. Valeurs au bleu de méthylène et activités argileuses des sédiments R1 et R2. | 101 |
| Tableau 3. 9. Surfaces spécifiques des sédiments du port de Radès R1 et R2 et d'autres sédiments..... | 102 |
| Tableau 3. 10. Résultats retenus pour la qualification des minéraux argileux présents dans les sédiments du port de Radès..... | 103 |

| | |
|---|-----|
| Tableau 3. 11. Masse volumique apparente des sédiments du port de Radès | 103 |
| Tableau 3. 12. Masses volumiques absolues des sédiments du port de Radès (g/cm ³) | 104 |
| Tableau 3. 13. Teneurs en matières organiques des sédiments du port de Radès et autres ports étrangers | 105 |
| Tableau 3. 14. Calcul des teneurs en carbone organique des sédiments du port de Radès | 106 |
| Tableau 3. 15. Teneurs en carbone organique et en PCB des sédiments de ports commerciaux | 106 |
| Tableau 3. 16. Teneurs en carbonate de calcium des sédiments du port de Radès | 107 |
| Tableau 3. 17. Teneur en carbonate de calcium des sédiments de ports commerciaux | 107 |
| Tableau 3. 18. Composition chimique des sédiments du port de Radès (en % massique) | 109 |
| Tableau 3. 19. Teneurs en oxydes des sédiments du port de Radès et autres minéraux (Millrath et al, 2001) | 109 |
| Tableau 3. 20. Composition minéralogique des sédiments du port de Radès | 111 |
| Tableau 3.21. Résultats des analyses environnementales des sédiments du port de Radès ... | 113 |
| Tableau 3. 22. Fiche synoptique des sédiments du port de Rades R1 et R2 | 114 |
| Tableau 3. 23. Répartition granulométrique des sédiments du port de Gabès | 119 |
| Tableau 3. 24. Coefficients de courbure et d'uniformité des sédiments G1 et G2 | 120 |
| Tableau 3. 25 Limites d'Atterberg, indices de consistance et de plasticité des sédiments G1 et G2..... | 122 |
| Tableau 3. 26. Minéral argileux caractéristique des sédiments du port de Gabès d'après différentes corrélations..... | 123 |
| Tableau 3.27. Valeurs au bleu de méthylène et activités argileuses des sédiments G1 et G2 | 123 |
| Tableau 3. 28. Surfaces spécifiques des sédiments du port de Gabès et autres ports commerciaux..... | 124 |
| Tableau 3. 29. Résultats retenus pour la qualification des minéraux argileux présents dans les sédiments du port de Gabès | 125 |
| Tableau 3. 30. Masses volumiques apparentes des sédiments du port de Gabès | 125 |
| Tableau 3.31. Masses volumiques absolues des sédiments G1 et G2..... | 126 |

| | |
|--|-----|
| Tableau 3. 32. Détermination de la teneur en carbone organique des sédiments du port de Gabès..... | 127 |
| Tableau 3. 33. Teneurs en carbonate de calcium des sédiments du port de Gabès..... | 129 |
| Tableau 3.34. Composition chimique des sédiments du port de Gabès (en % massique) | 129 |
| Tableau 3. 35. Teneurs en oxydes dans les sédiments du port de Gabès | 130 |
| Tableau 3. 36. Composition minéralogique des sédiments du port de Gabès..... | 130 |
| Tableau 3.37. Résultats des analyses environnementales des sédiments du port de Gabès... | 133 |
| Tableau 3. 38. Fiche synoptique des sédiments du port de Gabès G1 | 135 |
| Tableau 3. 39. Fiche synoptique des sédiments du port de Gabès G2 | 137 |
| | |
| Tableau 4. 1. Absorption d'eau (EN 1338) | 143 |
| Tableau 4. 2. Résistance à l'abrasion (EN 1338) | 144 |
| Tableau 4. 3. Exemples de formulations de pavés en béton | 145 |
| Tableau 4. 4. Dosage en kg/m ³ des composants des différentes formulations de l'étude..... | 149 |
| Tableau 4. 5. Caractéristiques (fournies par le fournisseur) du ciment Portland – Type I – Classe 42.5R. | 150 |
| Tableau 4. 6. Propriétés physiques des sables utilisés | 151 |
| Tableau 4. 7. Caractéristiques des sédiments « bruts » du port de Radès..... | 153 |
| Tableau 4. 8. Dimensions, masse volumiques et caractéristiques visuelles des pavés | 159 |
| Tableau 4. 9. Coefficients d'absorption des pavés confectionnés au laboratoire..... | 161 |
| Tableau 4. 10. Mode de rupture en traction par fendage à 7 jours des pavés | 162 |
| Tableau 4. 11. Résistance à la traction par fendage à 7 jours des différentes formulations... | 163 |
| Tableau 4. 12. Taux d'évolution de la résistance à la traction par fendage de 7 à 28 jours... | 164 |
| Tableau 4. 13. Résistance à l'abrasion des pavés..... | 165 |
| Tableau 4. 14. Propriétés des pavés de référence mis en œuvre au laboratoire et à l'usine .. | 167 |
| Tableau 4. 15. Masses volumiques mesurées pour les pavés fabriqués au laboratoire et estimées pour les pavés industriels | 167 |
| Tableau 4. 16. Constituants et dosage de la formulation retenue en kg/m ³ | 168 |

| | |
|--|-----|
| Tableau 4. 17. Caractéristiques des pavés fabriqués à l'échelle industrielle et exigences de la norme EN1338 | 171 |
| Tableau 4. 18. Analyse environnementale des pavés en béton fabriqués avec 19% de sédiments..... | 171 |

Liste des photos

| | |
|--|----|
| Photo 1. 1. Drague hydraulique - port de Bayonne - (ASCO TP, 2008)..... | 13 |
| Photo 1. 2. Entrée du tuyau d'aspiration et lames d'une drague hydraulique (Palermo et al, 2008) | 13 |
| Photo 1. 3. Drague à benne preneuse – | 13 |
| Photo 1. 4. Benne preneuse (Palermo et al, 2008) | 13 |
| Photo 1. 5. Drague à godets – port de Hambourg - (http://www.planete-tp.com) | 13 |
| Photo 1. 6. Drague à pelle rétro-excavatrice | 13 |
| Photo 2. 1. Tamisage par voie humide | |
| Photo 2. 2. Sédimentométrie | 59 |
| Photo 2. 3. Détermination de la masse volumique relative | 70 |
| Photo 2. 4. Détermination de la teneur en matière organique par la méthode de la perte au feu | 72 |
| Photo 2. 5. Etapes de détermination de la teneur en sulfate à l'aide d'un calorimètre | 78 |
| Photo 2. 6. Diffractomètre aux Rayons X de système XPERT-PRO..... | 80 |
| Photo 2. 7. Minéralisation de l'échantillon et analyse par ICP-OES pour la détermination des concentrations en métaux lourds dans la fraction solide. | 82 |
| Photo 2. 8. Test de lixiviation en batch. | 85 |
| Photo 2. 9. Analyse du lixiviat par ICP-OES | 86 |
| Photo 3. 1. Prélèvements des échantillons de sédiments du port de Radès à partir d'un dépôt terrestre | 90 |
| Photo 3. 2. Prélèvement des échantillons de sédiments du port de Gabès | 91 |
| Photo 3. 3. Conditionnement des échantillons dans des récipients hermétiques. | 92 |

| | |
|---|-----|
| Photo 3. 4. Sédiments du port de Radès | 93 |
| Photo 3. 5. Sédiments du port de Gabès | 118 |
| Photo 4. 1. Sables de concassage utilisés | 151 |
| Photo 4. 2. Prétraitement des sédiments | 153 |
| Photo 4. 3. Malaxage et vérification de la consistance du mélange pour la fabrication des pavés | 155 |
| Photo 4. 4. Coulage du mortier dans les moules en acier | 157 |
| Photo 4. 5. Compactage et vibration des pavés en béton à l'échelle du laboratoire | 158 |
| Photo 4. 6. Pavés fabriqués avec différents taux de substitution de sable par des sédiments | 159 |
| Photo 4. 7. Rupture des pavés soumis à une traction par fendage | 162 |
| Photo 4. 8. Fabrication des pavés de la formulation retenue à l'échelle industrielle | 170 |

Introduction générale

Au fil des années, les sédiments résultant d'une production allochtone ou autochtone du milieu comblent les ports, les estuaires et les cours d'eau. Ces sédiments entravent la circulation des navires qui traversent chaque jour les sites portuaires. Des opérations de dragage ont toujours été indispensables afin d'entretenir, approfondir ou aménager ces sites et assurer le bon fonctionnement du commerce par voies maritimes et fluviales. Néanmoins, des substances polluantes sont le plus souvent piégées dans ces sédiments. La mise en dépôt terrestre et le rejet en mer étaient les seules solutions de gestion de ces matériaux indésirables. Mais les règles environnementales strictes mises au point depuis la signature de la convention de Londres (Convention de Londres, 1972), contraignent les gestionnaires des opérations de dragage à trouver d'autres solutions qui respectent l'environnement (JOUE, 1999). Ainsi, de nouvelles études se sont intéressées à l'impact environnemental des sédiments et à la mise au point de procédés de traitement en vue de rendre ces sédiments « inertes » sans danger sur l'écosystème. Pour rentabiliser les opérations de traitement, la réutilisation des sédiments s'est avérée indispensable. Plusieurs chercheurs se sont intéressés à la valorisation des sédiments pollués ou non dans le domaine du génie civil : fabrication de briques (Weng et al, 2003 ; Lafhaj et al, 2008), en granulats artificiels (Brakini et al, 2007), en construction routière (Maher et al, 2006; Kamali et al., 2008 ; Zentar et al, 2008 ; Scordia et al, 2008 ; Dubois et al, 2009) et en matériaux cimentaires (Agostini et al, 2007 ; Wang, 2009 ; Limeira et al, 2011).

En Tunisie, les ports de commerce jouent un grand rôle dans l'activité économique du pays et sont à la base de nombreux échanges de biens et de services sur les plans national et international. Ainsi, des travaux d'entretien ont toujours été nécessaires autant pour des impératifs de sécurité que pour des justifications économiques. La Tunisie n'a pas encore identifié de normes ou de critères pour évaluer la qualité des sédiments dragués de ses ports. Néanmoins, elle est signataire de la convention de Londres (1972) et la convention de Stockholm (2001) et adopte les critères d'évaluation de la qualité des sédiments Néerlandais (CJB/EAM, 2007). Toutefois, le choix des solutions de gestion des sédiments est, dans certains cas, dicté par des contraintes économiques en dépit des risques écologiques.

Ce projet de recherche est lancé dans le but de trouver de nouvelles alternatives de gestion de sédiments dragués des ports tunisiens, à savoir leur valorisation dans un matériau en génie civil. La première étape de ce travail concerne la caractérisation, aussi complète que possible de ce matériau hétérogène et complexe afin de comprendre son comportement. Les sédiments de deux ports sont concernés par cette étude :

- Le port de Radès, car il présente le plus grand volume des sédiments marins dragués en Tunisie et est concerné par les plus grandes quantités d'échanges commerciaux.
- Le port de Gabès, car la gestion actuelle de ses sédiments fortement pollués qui se limite au rejet en mer pose un vrai problème écologique.

La deuxième partie de ce projet concerne l'étude de la faisabilité de la valorisation des sédiments du port de Radès dans des pavés en béton.

Ce mémoire est divisé en quatre chapitres.

Le premier chapitre présente la problématique du dragage dans le monde et en Tunisie. L'accent est mis sur les principales lignes des réglementations en vigueur ainsi que les procédés de dragage. Une liste non exhaustive des procédés de traitement et des voies de valorisation est décrite et commentée. Enfin, des données sur la problématique du dragage en Tunisie ont été analysées : volume, nature et gestion actuelle des sédiments dragués.

Le deuxième chapitre concerne la description détaillée des protocoles expérimentaux de tous les essais réalisés pour déterminer les caractéristiques physiques, chimiques, minéralogiques et environnementales des sédiments. L'intérêt de chaque caractéristique et les corrélations possibles entre les propriétés sont analysés.

Le troisième chapitre est consacré à l'analyse des résultats des essais de caractérisation physique, chimique, minéralogique et environnementale des sédiments des ports de Radès et de Gabès. Cette reconnaissance est nécessaire pour comprendre le comportement physique et mécanique des sédiments et évaluer leurs taux de pollution.

Le quatrième chapitre concerne l'étude de la faisabilité de l'incorporation des sédiments du port de Radès dans les pavés en béton. Plusieurs formulations, avec différents taux de substitution de sable et/ou de ciment par des sédiments, sont comparées et évaluées à l'échelle du laboratoire. La formulation retenue est confectionnée à l'échelle industrielle.

1. La problématique des sédiments marins

Ce chapitre traite la problématique des sédiments marins dans le monde (1^{ère} partie) et en Tunisie (2^{ème} partie).

Un état de l'art sur la problématique des sédiments : volume, pollution, dragage, cadre juridique et solutions de gestion est restitué et analysé. De nouvelles alternatives sont étudiées par les chercheurs et les industriels pour gérer les sédiments dragués. Elles consistent à traiter les sédiments et à les valoriser dans des matériaux de construction et routiers (pour les spécialistes du domaine du génie civil). Une synthèse des principaux procédés de traitement possibles et des exemples d'études de valorisation des sédiments est donnée dans ce chapitre.

La 2^{ème} partie de ce chapitre est consacrée au recensement et à l'analyse de données relatives aux sédiments dragués des ports tunisiens : volume, pollution et gestion actuelle. L'analyse de ces données permettra de sélectionner les sédiments qui présentent les cas les plus pertinents à étudier dans le cadre de cette thèse.

1.1. Etat de l'art

Les sédiments sont définis comme étant la réunion de particules organiques ou minérales fines, moyennes et grossières qui ont subi un transport ou une précipitation et se sont accumulés au fond des lacs, des rivières (sédiments fluviaux) ou des ports (sédiments marins)... (Adams et al, 1992). Les sédiments sont des composants essentiels de l'écosystème marin en assurant le développement de divers organismes aquatiques. Ces sédiments sont désormais en contact permanent avec les polluants engendrés principalement par les rejets industriels et la circulation des bateaux.. Les polluants piégés dans les sédiments peuvent migrer vers la faune, la flore et les individus, posant ainsi un grand danger écologique et environnemental (Rosenberg, 1977 ; Adams et al, 1992; Hu et al, 2006). Des sédiments pollués peuvent être définis comme étant un sol, des composés organiques ou des minéraux qui contiennent des matériaux toxiques ou dangereux à des concentrations qui risquent d'endommager la santé de l'homme, la faune, la flore, l'eau et l'air (US EPA, 1998).

Les sédiments proviennent soit d'une production autochtone du milieu (origine endogène) soit d'un apport de matières allochtones issues du ruissellement des eaux ou bien transportés par les vents (origine exogène). Les sédiments d'origine endogène sont produits par des débris de macrophytes, de microphytes et d'animaux. Dans le deuxième cas, la genèse des sédiments est d'origine naturelle (érosion des sols, décomposition de la matière végétale) ou anthropique (apports de matière en suspension, de matières organiques, de nutriments ou de micro-polluants en raison des rejets agricoles, industriels et domestiques) (Bertreau et al, 1993).

Les sédiments sont constitués des quatre éléments principaux suivants (Agence de l'eau, 2002) :

- La matrice minérale (quartz, feldspaths ou carbonates);
- La fraction argileuse (kaolinite, illite ou smectite);
- La fraction organique (débris végétaux, micro-organismes, acides fulviques et humiques);
- Une quantité d'eau présente sous différentes formes: eau libre qui n'est pas liée aux particules fines, eau capillaire, liée aux particules fines, eau colloïdale qui hydrate les colloïdes et eau adsorbée qui est liée à la surface des particules et constitue un film autour d'elles.

Les argiles, négativement chargées, ont l'aptitude d'échanger des cations compensateurs avec les espèces ioniques présents dans le milieu et notamment avec les métaux lourds (Cadmium (Cd), Chrome (Cr), Cuivre (Cu), Plomb (Pb), Mercure (Hg), Arsenic (As)). Les kaolinites, les illites et les smectites ont une aptitude plus au moins importante à adsorber les métaux lourds (Singh et al, 2001 ; Sánchez-Jiménez et al, 2012).

Quant à la matière organique, elle contient des composés naturels issus des végétaux, des algues, des animaux et des biosynthétisés par la microflore, ainsi que des colloïdes humiques. La décomposition de ces matières dure plusieurs centaines d'années (Schneider, 2001). Les substances humiques qui interagissent avec la partie minérale provoquent des agglomérations qui sont à l'origine de la couleur noire des vases (Schneider, 2001).

1.1.1. Polluants présents dans les sédiments

Les polluants provenant de diverses sources (industrielles, minières, eaux usées, activités agricoles et autres) s'accumulent dans les sédiments qui deviennent une source de composants toxiques (US EPA, 1997). Ces polluants présentent un risque environnemental et écologique et peuvent entrer dans la chaîne alimentaire de l'homme à travers la consommation des poissons qui auraient avalés des éléments toxiques (Mulligan et al, 2001). Les polluants présents dans les sédiments sont des éléments nutritifs, des métaux lourds et des micro-polluants organiques.

1.1.1.1. Les éléments nutritifs

Les éléments nutritifs proviennent des rejets des eaux usées et des effluents agricoles et industriels. Un apport excessif en substances nutritives (azote, carbone, phosphore) dégrade le milieu marin en augmentant la production des espèces aquatiques (Spooner et Maher, 2009). Ces espèces provoquent un déséquilibre dans la production et la consommation de l'oxygène qui est accentuée par la décomposition de la matière organique morte. Ce phénomène engendre une diversité animale et végétale amoindrie et des usages perturbés (alimentation en eau potable, loisirs..) (Lundberg, 2013). Un tel milieu est dit « eutrophe ». Les macrophytes aquatiques qui jouent un rôle important dans la dynamique nutritionnelle des cours d'eau peuvent absorber les nutriments présents dans les sédiments marins (Clarke et Wharton, 2001).

1.1.1.2. Les métaux lourds

Les métaux lourds sont présents à l'état naturel dans les sédiments car ils entrent dans la composition de nombreuses roches. Le terme « métaux lourds » n'a pas de réelle définition scientifique ou juridique unanimement reconnue. Duffus (2002) recense les diverses utilisations de ce terme : les métaux lourds sont définis selon leur masse volumique minimale (plus que 5 g/cm^3 (Ademoroti, 1996) ; ou en fonction de leur masse ou leur numéro atomique. Le terme « métaux lourds » implique une notion de toxicité. Il est souvent utilisé pour l'Arsenic (métalloïde) ou le Sélénium (non-métal) (Deschamps et al, 2006). Les principaux métaux lourds sont le Cadmium (Cd), le Chrome (Cr), le Cuivre (Cu), le Plomb (Pb), le Mercure (Hg) et l'Arsenic (As) (Yarlagadda et al, 1995). Ces métaux ne sont pas biodégradables (Yu et al, 2008) et deviennent toxiques lorsqu'ils dépassent un seuil de tolérance. Ils présentent ainsi un risque pour les phénomènes vitaux et certains d'entre eux ont des propriétés cancérigènes et mutagènes (Olawoyin et al, 2012). Les concentrations en métaux lourds sont élevées à cause de certaines activités anthropiques (Forner et Wittman, 1993) notamment industrielles. Les principaux secteurs concernés par la pollution en métaux lourds sont la métallurgie, la galvanoplastie, la production de teinture, l'industrie du textile en général et l'exploitation du pétrole. D'autre part, les métaux lourds se caractérisent par des interactions qui peuvent avoir lieu entre eux. Par exemple dans les sols saturés, le Cadmium est 80 fois moins absorbé qu'en absence de Plomb (Richter, 1987). Les métaux piégés dans les sédiments sont en général en équilibre avec l'eau interstitielle (US EPA, 2005). Cet équilibre est déstabilisé par la moindre perturbation des conditions environnementales engendrée par des réactions d'oxydo-réduction, une activité biologique ou des perturbations physico-chimiques (US EPA, 2005).

1.1.1.3. Les micro-polluants organiques

Les micro-polluants ou hydrocarbures contiennent des composés à base de carbone, d'hydrogène, d'oxygène et d'azote. Ces produits, généralement fabriqués par l'homme, ne sont pas biodégradables. Leur durée de vie est par conséquent souvent longue et leur dangerosité est élevée (Deng et al, 2013). Les sources des hydrocarbures sont principalement les apports anthropiques, les apports pétroliers, les produits de combustion incomplète et les incendies de forêts et d'herbes (Readman et al, 2002). Les hydrocarbures comme les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) et les Poly-Chloro-Biphényles (PCB) sont

particulièrement dangereux, lorsqu'ils entrent dans la chaîne alimentaire à cause de leur caractère cancérigène (US EPA, 2005 ; Nadeau, 2008).

Les HAP désignent les substances dont la structure chimique est constituée de plusieurs noyaux aromatiques ayant en commun plus qu'un atome de carbone. Les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques forment une classe assez étendue des polluants organiques (Soclo et al, 2000). Les dernières années plusieurs chercheurs se sont particulièrement intéressés à l'étude des HAP à cause de leur toxicité et le caractère cancérigène et mutagène (Deng et al, 2013). Les HAP sont ubiquitaires (c'est-à-dire ont la capacité d'habiter dans des biotopes variés) et peuvent apparaître dans l'environnement par différents procédés (McElroy et al, 1989). Ces procédés sont générés par l'incinération des déchets agricoles, la combustion du bois, du charbon ou des ordures ménagères ainsi que par le fonctionnement des moteurs à essence ou diesel (Doornaert et Pichard, 2003). Les HAP sont rarement issus de produits industriels, excepté pour certains utilisés dans l'industrie des médicaments et dans la production des colorants, des plastiques et des pesticides (US EPA, 1998). Etant de faible solubilité dans l'eau, ils ont tendance à s'accumuler dans les sédiments, où leur dégradation est particulièrement lente (Readman et al, 1982 ; Weissenfels et al, 1992 ; OMS, 1996). Les sédiments les plus pollués en HAP, dragués de différents points de la mer méditerranée, sont prélevés des ports (Baumard et al, 1998).

Les **PCB** font partie des polluants les plus dangereux à cause de leur toxicité, cancérogénicité, large distribution et lente biodégradation dans l'environnement (Meagher, 2000). Les PCB sont utilisés dans les fluides hydrauliques, les plastifiants, les adhésifs, les lubrifiants, les produits ignifuges et les fluides diélectriques des transformateurs. Ils comptent parmi les Polluants Organiques Persistants (POP), dont la production est interdite depuis 2001 par la Convention de Stockholm (Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants, 2001). Les POP « possèdent des caractéristiques toxiques, susceptibles de bioaccumulation et peuvent aisément être transportés dans l'atmosphère au-delà des frontières sur de longues distances et se déposer loin du lieu d'émission. Les POP risquent des effets nocifs importants sur la santé et l'environnement aussi bien à proximité qu'à une grande distance de leur source » (Po-on Tang, 2013).

La composition chimique des PCB est formée de 12 atomes de carbone, (10-n) atomes d'hydrogène et de n atomes de chlore (avec $1 \leq n \leq 10$). Il existe 209 congénères selon le nombre et la position des atomes de chlore. Parmi ces PCB, 7 sont reconnus comme étant des « indicateurs », à rechercher en priorité dans les analyses des matrices organiques, comme pour les sédiments par exemple, à cause de leur persistance, leur toxicité et leur abondance dans l'environnement (Dagnat et Fisson, 2010). Ils représentent près de 80% des PCB totaux. Il s'agit des PCB 118, 138, 153, 180, 28, 52, 101 (INRS, 2007).

Parmi les polluants organiques les plus dangereux, il y a aussi les *Tri-Butyl-Etain (TBT)* (Axiak et al, 2000). Ces polluants entrent dans la composition de certaines peintures qui sont utilisées pour empêcher la colonisation des coques des navires. Ils sont aussi utilisés comme biocide pour les peintures des matériels immergés et pour les produits de préservation du bois (Fent, 2004 ; Berto et al, 2007). Les TBT sont considérés parmi les polluants les plus délétères car de nombreuses espèces végétales et animales y sont sensibles, à des doses infinitésimales (Bauer et, 1997 ; Axiak et al, 2000). En plus, ces polluants sont caractérisés par leur tendance à s'accumuler et à persister pour de longues durées dans les sédiments (Fent, 2004). Des observations ont montré que des effets indésirables sur la faune aquatique sont directement liés à la présence de TBT : une chute dans la production des huîtres et une perturbation dans le développement de leurs embryons au bassin d'Arcachon (France), (Alzieu et al, 1999), une perturbation dans la production des systèmes génitaux (imposex) chez des espèces aquatiques en Allemagne (Bauer et al, 1997), à Malte (Axiak et al, 2000) en Italie (Berto et al, 2007) et aux îles des Caraïbes (USA), (Strand et al, 2009). Pour restreindre les dangers de la pollution en TBT, l'utilisation de peintures antisalissures contenant des TBT a été limitée dans de nombreux pays. En Octobre 2001, l'organisation maritime internationale (MEPC, 2001) a adopté une convention internationale sur le contrôle des systèmes antisalissures nuisibles sur les navires qui vise l'interdiction de l'utilisation de composés toxiques dans les peintures (JOUE 782/2003). Plusieurs pays ont adopté cette réglementation depuis 2003. La France est le premier pays qui a interdit la vente puis l'utilisation des TBT (Life, 2002). Malgré les restrictions environnementales, les TBT persistent dans plusieurs régions dans le monde, avec des concentrations qui menacent les organismes du système aquatique (Berto et al, 2007).

Les Dibenzo-p-dioxines et dibenzofurannes (PCDD / F) font partie des polluants organiques persistants (Po-on Tang, 2013). Ils sont généralement retrouvés dans les couches profondes des sédiments. Les PCDD / F sont souvent considérés comme récalcitrants aux processus de dégradation biotiques et abiotiques (Uchimiya et Masunaga, 2007). Ainsi, ils sont parmi les polluants les plus notoires (Perelo, 2010).

D'autres polluants se trouvent fréquemment dans l'environnement tels que le trichloroéthylène, le tétrachlorure de carbone et le pentachlorophénol. Ils sont utilisés comme solvants pour le traitement du bois (Perelo, 2010).

D'une part, l'accumulation des sédiments pollués présente un risque écologique et sanitaire préjudiciable sur la production de la faune et la flore benthoniques et sur l'équilibre de l'écosystème marin. Aux Etats Unis, près de 10% des sédiments superficiels estimés à 10^9 m³, sont pollués et présentent un danger écologique qui menace la santé de l'homme (par la consommation des poissons) (US EPA, 1997). L'accumulation des TBT dans les sédiments a baissé la production des huîtres (Alzieu et al, 1999) et a perturbé le développement de certaines espèces aquatiques (Axiak et al, 2000 ; Berto et al, 2007 ; Strand et al, 2009). En Tunisie, le phosphogypse rejeté aux alentours des ports de commerce et de pêche de Gabès tue les algues qui tapissent les fonds marins, ce qui a des impacts très néfastes sur la richesse de la faune ichthyologique. Les polluants contenus dans le phosphogypse bioaccumulés dans les sédiments et les tissus des organismes marins risquent d'affecter l'homme par le biais des espèces comestibles (CJB/EAM, 2007).

D'autre part, les dépôts des sédiments accumulés au fil des années, au fond des ports, gênent la circulation maritime et entravent l'accès des navires aux installations portuaires. Ainsi, le dragage des sédiments a toujours été une pratique indispensable pour assurer la fluidité et la sécurité du trafic et éviter la pollution de l'écosystème marin. Il consiste à déplacer les masses de sédiments au sein d'un milieu marin. Cette opération, assez coûteuse, ne fait que déplacer le problème (Perelo, 2010).

1.1.2. Dragage : volume et dragues

Selon les statistiques de 2010 (ICES, 2011 ; Le Guyader, 2012) données dans le tableau 1.1, les pays qui est concernés par les plus importants volumes de sédiments marins dragués sont la France les Pays – Bas, les Etats Unis, le Danemark et l’Allemagne. Ces statistiques mettent en évidence les grands volumes des sédiments marins dragués partout dans le monde. La plupart des extractions a eu lieu dans les zones de la mer du Nord.

Tableau 1. 1. Volume des sédiments marins dragués des pays faisant partie du Conseil International pour l’exploration de la mer (ICES, 2011 ; Le Guyader, 2012)

| Pays | Volume des sédiments dragués en 2010 (m³) |
|-------------|---|
| Belgique | 2.176.404 |
| Danemark | 6.500.000 |
| Estonie | 179.000 |
| France | 33.636.000 |
| Allemagne | 3.416.440 |
| Pays bas | 122.532.435 |
| Portugal | 134.021 |
| Espagne | 1.171.788 |
| Royaume Uni | 3.127.920 |
| Etats Unis | 9.450.499 |

Le dragage s’effectue avec des engins flottants, au moyen de procédés mécaniques ou hydrauliques. L’utilisation d’une drague ou une autre dépend des conditions techniques, environnementales et économiques à savoir : les quantités, la profondeur et les propriétés physiques et chimiques des matériaux et les moyens financiers alloués (CJB/EAM, 2007). Des exemples de dragues sont donnés dans le tableau 1.2. Leurs principes de fonctionnement, domaines d’utilisation, avantages et inconvénients sont détaillés dans le même tableau. Les dragues hydrauliques se distinguent des dragues mécaniques par leur système d’aspiration qui permet de récupérer la fraction solide des sédiments. Les teneurs en eau des sédiments dragués mécaniquement sont plus faibles que celles des sédiments aspirés par les dragues hydrauliques. Des dragues environnementales sont spécialement utilisées dans le cas des sédiments pollués. Leurs équipements sont plus réduits que ceux des dragues classiques utilisés pour curer les accès de navigation car les volumes des sédiments pollués et leurs

profondeurs sont généralement plus faibles. Dans certains cas, les sédiments peuvent s'échapper des dragues et former des collines qui risquent de polluer la surface superficielle des dépôts sédimentaires. Pour optimiser la rentabilité des opérations de dragage, les sédiments peuvent être traités *in situ* en vue de diminuer le degré de leur pollution (Murphy et al, 1999) ou excavés à sec (Nadeau, 2008). L'excavation à sec se fait suite à une déshydratation importante, qui a pour rôle d'améliorer l'accès aux zones polluées et minimiser la migration des polluants vers l'aval. Désormais, cette technique est très coûteuse et difficilement exécutable (Nadeau, 2008).

Tableau 1. 2. Exemples et propriétés de dragues (CJB/EAM, 2007 ; Palermo et al, 2008)

| 1. Les dragues hydrauliques (photos 1.1 et 1.2) | |
|---|---|
| Ces dragues mélangent les sédiments et l'eau puis aspirent les sédiments à l'aide d'une pompe centrifuge par succion, au moyen d'un long tube à embout. Les sédiments sont aspirés sous forme de boue liquide, puis sont refoulés, dans un puits, un chaland ou des conduites flottantes. Dans ce dernier cas, les sédiments dragués sont transférés directement vers un site d'immersion en mer, un site de dépôt en berge ou à terre (ASCO TP, 2008). | |
| 2. Les dragues mécaniques | |
| Les dragues mécaniques, économiques, sont les plus utilisées. Leur principe consiste à récupérer mécaniquement, selon divers procédés, les sédiments qui sont ensuite déversés dans un puits, un chaland ou directement à terre. L'inconvénient de ce type de drague est la perte des matériaux durant l'opération. Les sédiments, agités par le dragage, vont rester en suspension dans l'eau avant de se sédimenter à nouveau. Les dragues mécaniques sont surtout utilisées dans les passages d'accès difficiles tels que les bordures de quais ou les bassins étroits. Parmi ces dragues, il y a la drague à benne preneuse, la drague à pelle, la drague à godets et la drague ratisseuse niveleuse. | |
| La drague à benne preneuse (photo 1.3) | Il s'agit d'une grue montée sur un ponton stabilisé par des béquilles et muni au bout d'un câble de levage d'une benne preneuse (photo 1.4). |
| La drague à godets (photo 1.5) | Elle se compose d'un puits central où descend une chaîne à godets tournantes. Lorsque la chaîne tourne, le godet s'enfonce au fond, se charge, remonte puis déverse son contenu sur un tapis qui transporte les sédiments vers une barge. |
| La drague à pelle (photo 1.6) | La drague à pelle est une pelleuse installée sur le ponton d'un chaland. Elle est utilisée pour les petits travaux. |

La drague ratisseuse niveleuse Il s'agit un navire qui tire un râteau en métal sur le fond marin. Cette technique est peu précise et engendre la mise en suspension des sédiments. Toutefois, elle est peu coûteuse.

3. Autres dragues

D'autres types de dragues sont utilisés : les dragues à eau, les dragues pneumatiques et les dragues environnementales.

La drague à eau ou à injection Son mécanisme consiste à injecter de l'eau sous pression sur le fond marin. La différence de densité crée un courant qui emporte les sédiments. Cette méthode nécessite une étude approfondie du fond. Elle peut être utilisée pour les chenaux à fort courant, les bassins à marée de grande amplitude.

La drague pneumatique Elle fonctionne par aspiration avec un système à air comprimé : un vide d'air est créé dans un cylindre, provoquant une arrivée de sédiments. Une fois le cylindre plein, les valves sont inversées, l'air comprimé y pénètre et expulse les sédiments. Cette drague peut être utilisée pour les zones polluées.

La drague environnementale Tout d'abord, des boucliers ou des écrans protecteurs sont mis en place pour limiter l'espace d'excavation. Pour éviter la remise en suspension des sédiments, les godets et les pelles sont équipés d'un système étanche de fermeture. Le transport et le stockage sont également conçus pour éviter la dispersion des sédiments pollués. Ce type de drague est particulièrement utilisé pour les zones polluées.



Photo 1. 1. Dragage hydraulique - port de Bayonne - (ASCO TP, 2008)



Photo 1. 2. Entrée du tuyau d'aspiration et lames d'une drague hydraulique (Palermo et al, 2008)



Photo 1. 3. Dragage à benne preneuse – port du Havre (<http://www.planete-tp.com>)



Photo 1. 4. Benne preneuse (Palermo et al, 2008)



Photo 1. 5. Dragage à godets – port de Hambourg - (<http://www.planete-tp.com>)



Photo 1. 6. Dragage à pelle rétro-excavatrice (www.ghentdredging.be)

Le dragage des sédiments est une opération indispensable pour maintenir la sécurité du transport par voie maritime et pour diminuer le risque de pollution de l'écosystème marin. Cette action, malgré son importance ne permet pas une résolution entière du problème. En effet, la gestion des sédiments dragués pose à son tour un problème écologique et économique à cause des grands volumes et de la pollution des sédiments. Les gestionnaires des opérations de dragage sont tenus à adapter la solution la moins dommageable pour l'environnement. Les solutions classiques sont le rejet en mer et la mise en dépôt terrestre avec ou sans confinement. De nouvelles alternatives sont en cours de développement visant le traitement et la valorisation des sédiments dans le but de rentabiliser les frais du dragage et éliminer les risques de la migration des polluants vers l'environnement. Le choix d'une alternative ou une autre commence par une évaluation de la qualité des sédiments (taux de pollution) et est dicté par les directives des textes réglementaires internationaux et nationaux.

1.1.3. Réglementation de la gestion des sédiments dragués

Les sédiments sont considérés comme des déchets à partir du moment où ils sont extraits de leur milieu naturel et issus du processus de dragage (Karius et Hamer, 2001 ; LEGIFRANCE, 2003). Plusieurs conventions dans le monde présentent des guides pour la réglementation de la gestion des déchets (Del Valls et al, 2004) : la convention de Londres (1972), la convention de Barcelone (1976), la convention d'OSPAR (1992), la convention d'Helsinki (1992) et la convention de Stockholm (2001). Dans certains cas, les sédiments sont si fortement pollués, qu'ils sont considérés comme des déchets dangereux. Leur gestion est alors règlementée, en Europe par exemple, par la directive n° 91/ 689/ CEE du conseil du 12 décembre 1991 relative aux déchets dangereux. Néanmoins, les conventions internationales de gestion des sédiments et la directive relative aux déchets dangereux, ne fixent pas des seuils qui permettent la définition du degré de pollution des sédiments et le choix de la solution la plus adaptée à leur gestion. Plusieurs organismes dans le monde ont alors établi leurs propres critères pour évaluer la qualité des sédiments en vue d'un aménagement sans risque sur l'environnement (Le Quillec et Pittavino, 2004). Des réglementions nationales et régionales sont considérées en Angleterre / Pays de Galles (CEFAS, 2002), en Australie / Nouvelle-Zélande (ANZECC et ARMCANZ, 2000), à Hong Kong (HKWB, 2000), au Canada (CCME, 1999), aux États-Unis (US EPA et ACOE, 1998) et en France (Géode, 1996). Des associations nationales et régionales ont également participé par l'émission de plusieurs

directives et la publication de rapports qui s'intéressent à l'impact écologique des activités de dragage : L'Association mondiale pour les infrastructures de transport maritimes et fluviales (PIANC, 2009), l'Association internationale des compagnies de dragage (IADC, 2008), l'Association centrale de dragage (IADC/CEDA, 2008), l'Association britannique des producteurs d'agrégats marins (BMAPA, 1993), l'Association européenne de dragage (EuDA, 2009) et l'US Army Corps of Engineers (US ACE, 1999).

1.1.3.1. Les conventions internationales de gestion des déchets

La convention de Londres (1972), mise en vigueur en 1975, est l'une des premières conventions mondiales visant la prévention de la pollution des mers résultant de l'immersion des déchets. Elle a pour objet de contrôler toutes les sources de pollution des mers et d'encourager les parties à prendre les mesures possibles pour prévenir la pollution des mers résultant de l'immersion des déchets. Au total 82 Etats sont signataires de cette convention, dont la Tunisie. Cette convention a permis de réglementer et contrôler les activités d'immersion et d'incinération qui s'étaient développées entre les années 1960 et 1970. La réglementation de l'immersion en mer est devenue plus stricte en introduisant des méthodes rationnelles de gestion des déchets et en interdisant l'immersion des déchets industriels et radioactifs et des boues d'épuration. L'article III de cette convention, définit l'immersion comme « tout rejet délibéré dans la mer de déchets et autres matières à partir de navires, aéronefs, plates-formes ou autres ouvrages placés en mer ». Cette convention interdit l'immersion de certaines matières (les composés organohalogénés, le Mercure et ses composés, le Cadmium et ses composés, les plastiques non destructibles, le pétrole brut et ses déchets, les déchets radioactifs..), précise les substances et les matières dont l'immersion nécessite des précautions spéciales, énumère les dispositions qui doivent être prises en considération pour établir les critères régissant la délivrance des autorisations d'immersion. (Convention de 1972 de la prévention de la pollution des mers résultant de l'immersion de déchets, 1972).

La convention OSPAR (Convention OSPAR, 1992) est une convention de coopération internationale dédiée à « la protection de l'environnement marin de l'Atlantique du Nord – Est » dont plusieurs pays de l'Union Européenne sont signataires. Cette convention a été mise en vigueur en Mars 1998 pour réunir et remplacer certaines directives de la convention d'Oslo en 1972 de « la prévention de la pollution des mers des navires et des aéronefs » et la

convention de Paris en 1974 de « la prévention de la pollution des mers de la pollution d'origine tellurique ». La convention OSPAR oblige les parties contractantes à prendre les mesures nécessaires afin de réduire ou cesser :

- l'emploi des substances persistantes, toxiques et susceptibles de bioaccumulation, qui proviennent de sources telluriques,
- la pollution par les opérations d'immersion ou d'incinération de déchets,
- la pollution provenant de sources offshore.

La convention d'Helsinki (1992) ou la « convention de protection de l'environnement marin de la mer Baltique » vise à contribuer à la réduction de la pollution dans la zone de la mer Baltique. Les mesures prises pour la protection de la mer Baltique doivent éliminer toute trace de pollution qui peut menacer la qualité de l'air, l'eau, le sol et la santé de l'Homme (HELSINKI Convention, 1992). Les parties contractantes doivent s'assurer de ne pas provoquer une pollution transfrontière dans les zones en dehors de la zone de la mer Baltique.

La convention de Barcelone, adoptée une première fois en 1976, puis renforcée et amendée en 1995, vise à réduire voire éliminer la pollution dans la zone de la mer méditerranée. Les parties signataires de cette convention, sont tenues à contrôler les rejets des polluants d'origine tellurique et des polluants des navires, résultants de l'exploitation et de l'exploration du plateau continental et des fonds marins. Parmi les protocoles élaborés dans le cadre de cette convention (Convention de Barcelone pour la protection de la mer Méditerranée contre la pollution et le développement durable, 1997) :

- un « Protocole relatif à la prévention de la pollution de la mer Méditerranée par les opérations d'immersion effectuées par les navires et aéronefs »,
- un « Protocole relatif à la coopération en matière de lutte contre la pollution de la mer méditerranée par les hydrocarbures et autres substances nuisibles en cas de situation critique »,
- un « Protocole relatif à la protection de la mer Méditerranée contre la pollution d'origine tellurique ».

Les membres de l'Union Européenne et plusieurs autres pays, parmi lesquels la Tunisie, sont signataires de la Convention de Barcelone.

L'objectif de la *Convention de Stockholm pour les Polluants Organiques Persistants* est de « protéger la santé humaine et l'environnement des polluants organiques persistants », *Article premier de la convention de Stockholm* (Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants, 2001). Cette convention a été conclue le 22 mai 2001 et est entrée en vigueur le 17 mai 2004. Elle a été adoptée par 150 Etats dont la Tunisie et les membres de l'Union Européenne. Elle est basée sur le principe de prévention, visant à garantir l'élimination et la diminution de la production et de l'utilisation des substances nocives pour la santé humaine et pour l'environnement comme l'Aldrine, la Chlordane, la Dieldrine et les Polychlorobiphényles. Cette convention prévoit d'éliminer d'ici 2015 l'utilisation des PCB dans les équipements (par exemple transformateurs, condensateurs, ou autres réceptacles contenant des liquides).

Les pays signataires de ces conventions sont tenus à respecter leur engagement et à prendre des décisions « écologiques » quant à la gestion des déchets notamment des sédiments. Le principe du pollueur payeur est appliqué pour contraindre les gestionnaires des matériaux de dragage à protéger l'air, l'eau, la faune, la flore et la santé de l'homme. Ces conventions ne fixent pas de seuils pour les polluants qui permettent d'évaluer le taux de pollution des sédiments. Ainsi, plusieurs organismes dans le monde ont dû établir leurs propres critères pour fixer des seuils nécessaires pour réglementer la gestion des sédiments.

1.1.3.2. Les critères nationaux d'évaluation de la qualité des sédiments

Ces critères définissent deux ou trois seuils pour les éléments organiques et inorganiques toxiques. La comparaison des concentrations en polluants des sédiments à ces seuils, permet de décider quant à la possibilité de leur immersion en mer. Dans le tableau 1.3, sont définis les seuils caractéristiques des critères Canadiens, Québécois, Américains, Chinois, Européens et Néerlandais. La diversité des critères est liée d'une part à la nature des analyses adoptées qui peuvent être chimiques (pays Européens, Canada) ou biologiques (USA) et d'autre part aux spécificités géologiques de chaque pays. En effet, les valeurs des seuils sont généralement établies suite à une exploitation statistique des teneurs en polluants qui permet de déterminer pour chaque polluant la valeur dite de bruit de fond, c'est-à-dire sans apport anthropique (Alzieu et al, 1999). Le tableau 1.4 rassemble des exemples de valeurs guides des niveaux N1 et N2 des métaux lourds et des PCB adoptées par des pays Européens.

La classification des Pays – Bas diffère des autres classifications par la fixation de 3 seuils au lieu de 2 et par la prise en considération dans le calcul des teneurs en polluants des pourcentages de la matière organique et de l'argile contenus dans les sédiments. Cette correction est justifiée par le fait que les polluants organiques et métalliques ont une affinité pour la matière organique et les particules fines. Cette classification est l'une des classifications les plus utilisées dans le monde (CJB/EAM, 2007). La Tunisie, n'ayant pas établi ses propres critères, se base sur les seuils Néerlandais, donnés dans le tableau 1.5, pour évaluer la qualité de ses sédiments.

La comparaison entre différents critères fixés par des pays européens montre que la Suède présente les seuils les plus exigeants pour les métaux lourds suivants : Cr, Hg, Ni et Pb. Les seuils les plus stricts pour l'As et le Zn sont fixés par la France. L'Espagne présente pour la majorité des métaux lourds les concentrations les plus élevées. Cette comparaison ne concerne que les critères des pays présentés dans le tableau 1.4.

Tableau 1. 3. Seuils caractéristiques de différents critères appliqués dans le monde

| Critères | Seuils caractéristiques |
|-------------------------|--|
| Canadiens et américains | <ol style="list-style-type: none"> 1. Une concentration seuil provoquant un effet (CSE) : Au dessous de cette concentration des effets biologiques néfastes sont rarement observés. 2. Une concentration d'effet probable (CEP) : Au-delà de cette concentration des effets biologiques néfastes sont fréquemment observés. |
| Québécois | <p>(CCME, 1999 ; MacDonald et al, 2000)</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. et 2. Les deux seuils (CSE et CEP) des critères canadiens. 3. Une concentration d'effets rares (CER) : cette concentration est inférieure à la CSE. Ce seuil a été établi afin de suivre l'évolution de la pollution de sédiments avant que la CSE ne soit atteinte. 4. Une concentration d'effets occasionnels (CEO) : Elle est comprise entre la CSE et CEP. Elle correspond à la concentration au-delà de laquelle des effets néfastes sont appréhendés. 5. Une concentration d'effets fréquents (CEF) : Elle correspond au seuil à partir duquel des effets néfastes sont appréhendés pour la majorité des espèces benthiques et le rejet en mer est interdit sans besoin d'analyses supplémentaires (Environnement Canada, 1994). |

| | |
|-------------|---|
| Chinois | 5 niveaux de risques écologiques sont définis : sans risque, risque faible, risque moyen, risque élevé, risque très élevé (Zhang et Shan, 2008). |
| Européens | <ol style="list-style-type: none"> 1. Un niveau N1 : Il représente un seuil en dessous duquel l'immersion des sédiments peut être autorisée sans études complémentaires et au-dessus duquel une étude plus approfondie pourrait être nécessaire. 2. Un niveau N2 : Il correspond à un seuil au-delà duquel l'immersion pourrait être interdite, sauf si elle constitue la solution la moins dommageable pour l'environnement, (Alzieu et al, 1999). |
| Néerlandais | <ol style="list-style-type: none"> 1. Une concentration négligeable ; 2. Une concentration maximale permmissible ; 3. Un seuil d'acceptabilité pour un rejet en mer, (Alzieu et al, 1999). |

Tableau 1. 4. Valeurs guides des niveaux N1 et N2 proposées pour les métaux lourds et les PCB par les pays signataires de la convention d'OSPAR (Alzieu et al, 1999; CJB/EAM, 2007)

| Eléments (mg/kg) | Allemagne N1-N2 | Belgique N1-N2 | Espagne N1-N2 | France N1-N2 | Suède N1-N2 |
|---------------------|--------------------|-------------------|------------------|-----------------|----------------|
| As | 30 – 150 | 36 – 100 | 80 – 200 | 25 – 50 | 30 – 100 |
| Cd | 2,5 – 12,5 | 3 – 7 | 1 – 5 | 1,2 – 2,4 | 0,9 – 3 |
| Cr | 150 – 750 | 66 – 220 | 200 - 1000 | 90 – 180 | 60 – 200 |
| Cu | 40 – 200 | 65 – 91 | 100 – 400 | 45 – 90 | 60 – 200 |
| Hg | 1 – 5 | 4 – 7 | 0,6 – 3 | 0,4 – 0,8 | 0,3 – 1 |
| Pb | 100 – 500 | 400 – 600 | 120 – 600 | 100 – 200 | 45 – 150 |
| Ni | 50 – 250 | 190 – 280 | 100 – 400 | 37 – 74 | 30 - 100 |
| Zn | 350 - 1750 | 350 - 500 | 500 - 3000 | 276 – 552 | 375 - 1250 |
| PCB* | 0,02-0,06 | | | 0,5 – 1 | |

*Total des 7 principaux PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180.

Tableau 1. 5. Critères Néerlandais pour l'évaluation de la qualité des sédiments (Alzieu et al, 1999)

| Élément (mg/kg) | Concentration négligeable | Concentration maximale permmissible | Seuil d'acceptabilité pour un rejet en mer |
|------------------------|----------------------------------|--|---|
| As | 29 | 55 | 29 |
| Cd | 0,8 | 12 | 4 |
| Cr | 100 | 380 | 120 |
| Cu | 36 | 73 | 60 |
| Hg | 0,3 | 1,4 | 1,2 |
| Ni | 35 | 44 | 45 |
| Pb | 85 | 530 | 110 |
| Zn | 140 | 520 | 365 |
| 7PCB | 50 | 1000 | 1250 |

Dès que la solution d'immersion est exclue, les sédiments sont destinés à être mis en dépôts terrestres, sans ou avec confinement. Dans ce cas, les textes réglementaires d'admission des déchets en décharge sont pris en considération pour évaluer la dangerosité des sédiments (par exemple la directive n° 99/31/CE du 26/04/1999 qui concerne la mise en décharges des déchets). Cette directive vise la protection de la santé humaine et de l'environnement des effets néfastes de la collecte des déchets, leur transport, traitement, stockage et élimination. Elle incite à développer des techniques de traitement en vue de recycler les déchets. La directive 99/31/EEC définit 3 classes pour les déchets : classe 1 pour les déchets dangereux, classe 2 pour les déchets non dangereux et classe 3 pour les déchets inertes. Les valeurs limites des 3 classes sont données dans le tableau 1.6 (JOUE/ 1999/31/CE).

Tableau 1. 6. Valeurs limites pour l'admission de déchets en décharge. Limites pour un test de lixiviation sur la base d'un ratio Liquide/ Solide de 10 l/kg, (JOUE/ 1999/31/CE).

| Elément (mg/kg) | Déchets inertes | Déchets non dangereux | Déchets dangereux |
|------------------------|------------------------|------------------------------|--------------------------|
| As | 0,5 | 2 | 25 |
| Ba | 20 | 100 | 300 |
| Cd | 0,04 | 1 | 5 |
| Cr | 0,5 | 10 | 70 |
| Cu | 2 | 50 | 100 |
| Hg | 0,01 | 0,2 | 2 |
| Mo | 0,5 | 10 | 30 |
| Ni | 0,4 | 10 | 40 |
| Pb | 0,5 | 10 | 50 |
| Sb | 0,06 | 0,7 | 5 |
| Se | 0,1 | 0,5 | 7 |
| Zn | 4 | 50 | 200 |
| Chlorures | 800 | 15000 | 25000 |
| Fluorures | 10 | 150 | 500 |
| Sulfates | 1000 | 20000 | 50000 |
| Indice Phénols | 1 | - | - |
| COT | 500 | 800 | 1000 |
| Fraction soluble | 4000 | 60000 | 100000 |

Les sédiments peuvent, être utilisés pour l'épandage des sols agricoles lorsque leurs concentrations en métaux lourds, sont inférieures à des valeurs limites. En France, ces valeurs sont fixées par « les prescriptions techniques applicables aux épandages de boues sur les sols agricoles » de l'arrêté du 08/01/98. Ces seuils, donnés dans le tableau 1.7, concernent des mesures de teneurs en métaux lourds de la fraction solide utilisée pour les boues. Ces valeurs ne peuvent être comparées aux « valeurs limites pour l'admission de déchets en décharge », données dans le tableau 1.6 qui sont mesurées pour un test de lixiviation.

Tableau 1. 7. Teneurs limites en éléments - traces et en composés-traces organiques dans les boues (Arrêté 08/01/98).

| Éléments traces | Valeur limite en mg/kg MS |
|-----------------|---------------------------|
| Cd | 20 |
| Cr | 1000 |
| Cu | 1000 |
| Hg | 10 |
| Ni | 200 |
| Pb | 800 |
| Zn | 3000 |
| PCB* | 0,8 |
| Fluoranthène | 5 |

*Total des 7 principaux PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180.

1.1.4. Alternatives classiques de gestion des sédiments

Les solutions les plus répandues de gestion des sédiments se limitent au rejet en mer et à la mise en dépôts terrestres, avec ou sans confinement.

Le rejet en mer est l'option la plus retenue partout dans le monde par les gestionnaires des opérations de dragage, dont l'OMMP en Tunisie. En effet, il représente la solution la moins coûteuse. Les coûts ne dépendent que de la distance séparant le site de mise en dépôt et la zone de dragage. Cette solution n'est permise que lorsque les sédiments ont des concentrations en métaux lourds et en polluants organiques inférieures aux seuils d'acceptabilité du rejet en mer fixés par les critères adoptés. Les déblais de dragage peuvent être déposés directement par pipeline, par barge ou encore à partir d'une drague hydraulique porteuse. Le choix des sites de mise en dépôt en mer s'effectue en fonction des caractéristiques des sédiments à rejeter et des conditions hydrodynamiques du site de rejet (CJB/EAM, 2007). Ces conditions doivent assurer la stabilité à long terme du dépôt pour éviter une remobilisation rapide des sédiments sous l'action des phénomènes naturels.

Les sédiments dont le rejet en mer est interdit doivent être mis en dépôts terrestres. Dans la plupart des cas, un confinement doit être assuré pour préserver les couches de terrain sous-jacentes et la nappe phréatique du risque de migration des polluants.

La mise en dépôt terrestre avec un confinement consiste à installer des barrières en couverture, au fond et/ou aux flancs des dépôts des sédiments afin d'assurer une isolation physique et chimique des polluants. Cette technique permet de réduire la contamination de la nappe phréatique et de minimiser la migration des polluants vers l'aval (Bouazza et al, 2013). Les matériaux utilisés pour la barrière doivent assurer une fonction d'étanchéité et de drainage. Ils peuvent être naturels (argile compactée, sable ou sol traité) ou des géomembranes (géosynthétiques bentonitiques ou géotextiles).

Les géosynthétiques bentonitiques sont des produits manufacturés en forme de nappe constitués d'un assemblage de matériaux comportant au moins de la bentonite, en poudre ou granulés qui assurent l'étanchéité (XP P84-700, 2008). L'application d'une couche de géotextiles, définis comme étant des géosynthétiques perméables (ASTMD 4439, 2004), pour le confinement des sédiments, permet de mettre en place une couche fine d'une matière réactive de manière stable et précise (CETCO Remediation Technologies, 2007). L'utilisation des géotextiles permet de garantir une meilleure isolation des sédiments en comparaison avec l'utilisation de matériaux granulaires.

La réglementation Européenne définit trois concepts de stockage selon la nature des déchets selon le Comité Français des Géosynthétiques, (2011):

- Déchets inertes : La lixiviation de ces déchets par les eaux météorologiques ne doit présenter aucun risque sur la nappe d'eau souterraine. Ainsi, aucune barrière n'est nécessaire pour la protection d'un tel dépôt.
- Déchets non dangereux. Dans ce cas, le dépôt est couvert par une couche semi-perméable ou imperméable. Le fond et les flancs du dépôt doivent permettre la collecte des lixiviats. Des géosynthétiques bentonitiques peuvent être utilisés en couverture, au fond ou aux flancs.
- Déchets dangereux : Les déchets dangereux doivent être stockés dans des dépôts confinés par des barrières imperméables en couverture, au fond et en flancs. Le schéma de la figure 1.1 présente le principe de confinement d'un site de stockage de déchets dangereux.

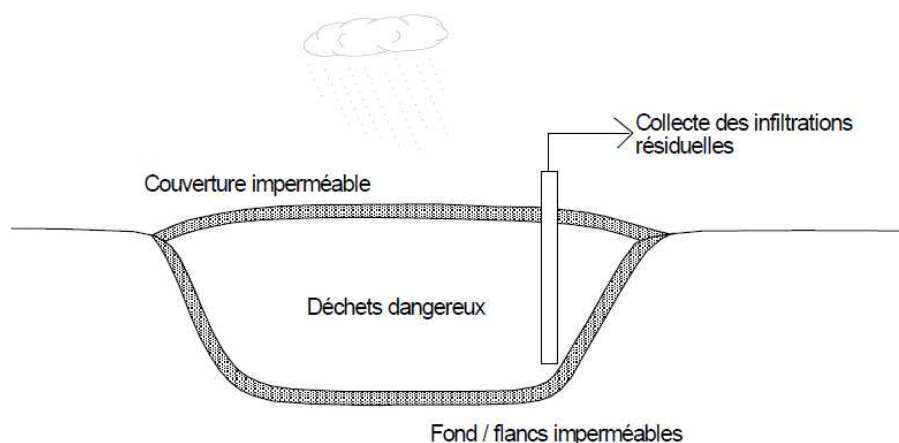


Figure 1. 1. Principe de confinement d'un site de stockage de déchets dangereux (Comité français des géosynthétiques, 2011)

Le confinement des sites de stockage des sédiments pollués présente un certain risque du fait que les polluants sont restés en place (Zeller et Cushing, 2005). En effet, à long terme, la couche de confinement peut subir une érosion qui risque la diffusion des polluants (Reible et al, 2006). Le confinement permet de réduire le transfert des métaux, sans avoir un effet considérable sur leur immobilisation. Le traitement permet de pallier partiellement ou totalement à ce problème en détruisant, transformant ou immobilisant les polluants organiques et inorganiques. Un traitement efficace doit permettre d'empêcher la présence de polluants dans un lixiviat ou au moins d'en diminuer les teneurs (Millrath et al, 2001). Il peut être réalisé *in situ* ou *ex situ*.

1.1.5. Procédés de traitement des sédiments

Les procédés de traitement utilisés pour les sédiments sont similaires à ceux utilisés pour les sols. Il peut s'agir d'un prétraitement, un traitement biologique, physico-chimique ou thermique, une solidification/stabilisation, un traitement ultrasonique ou électrochimique (Mulligan et al, 2001). Néanmoins, les procédés de traitement utilisés pour les sols ne sont pas tous appliqués ou efficaces pour les sédiments. Ceci doit être dû à la complexité des mélanges des sédiments, leur forte teneur en argile et en matière organique. Les principaux procédés de traitement sont récapitulés dans le tableau 1.8.

Tableau 1. 8. Procédés de traitement des sédiments, principes, avantages et inconvénients.

| Procédé de traitement | Principe | Avantages et/ou inconvénients |
|---|--|--|
| Prétraitement - La déshydratation ; - Le tri granulométrique ; | Abaisser la teneur en eau et séparer la phase fine porteuse de polluants de la phase grossière. | Av : Peu coûteux et facile à mettre en œuvre. |
| Traitements biologiques - La remédiation naturelle surveillée ; - La bioaugmentation ; - La phytoremédiation ; | Dégrader les polluants par des méthodes biologiques. | Av : Solution écologique, non destructive et économique. Incv : Longue durée et résultats imprévisibles. |
| Traitement physico-chimiques - Le traitement acide ; - Le lessivage ; - Le traitement basé sur le principe d'oxydoréduction ; | Détruire, transformer, encapsuler ou mobiliser les polluants à l'aide de réactions d'oxydoréduction, adsorption/désorption ou des échanges ioniques. | Av : Efficace pour les sables et les graviers et lorsqu'il est précédé d'une solidification. Incv : Coût élevé |
| Inertage thermique | Calcination à hautes températures permettant la destruction de la matière organique et des métaux lourds. | Av : Efficace. Incv : Nécessite de grandes ressources énergétiques (non écologique). |
| Solidification/stabilisation à l'aide d'un liant hydraulique | Piéger les polluants inorganiques et améliorer les caractéristiques physiques du mélange. | Av : Efficace, rapide et économique. Incv : Accroît le volume du matériau traité, ne fixe pas les polluants organiques. L'efficacité à long terme, n'est pas étudiée. |

| | | |
|------------------------------------|--|--|
| Remédiation électrochimique | Appliquer un faible champ électrique à des électrodes immergées dans les sédiments puis pompage des polluants migrés au niveau des électrodes. | Les conclusions sont diverses : Ce procédé peut être efficace pour les sédiments de granulométrie fine (conductivité du champ électrique élevée) ou perméables (migration facile des polluants). |
| Traitement par ultrasons | Ce procédé consiste à appliquer des ondes ultrasons qui permettent de mobiliser les métaux adhérant la surface des particules solides puis leur pompage. | Av : Efficace pour le traitement des sables et des limons. Incv : Ne s'adapte pas pour les fractions fines. |

Av : Avantage, Incv : Inconvénient.

1.1.5.1. Les prétraitements

Les prétraitements sont des procédés peu coûteux et faciles à mettre en œuvre pour préparer les sédiments en vue de leur stockage, traitement ou valorisation. Généralement, la première phase consiste en une *déshydratation* en vue de diminuer la teneur en eau élevée des sédiments. Ceci permet de réduire les volumes des sédiments, de faciliter leur manutention, d'abaisser les besoins en énergie et de diminuer les coûts de transport. La déshydratation peut être réalisée par des bassins de décantation avec ou sans coagulants et flocculants ou par l'utilisation de presses ou de centrifuges ou par gravitation (Mulligan et al, 2001). Un procédé de prétraitement a été utilisé pour la déshydratation des sédiments du port de Sorel (Canada). Le procédé utilise une presse rotative, avec ajout d'additifs (Environment Canada, 1995).

Les polluants étant généralement piégés dans la fraction inférieure à 60 μm (Kribi, 2005), un prétraitement peut consister à séparer la phase fine porteuse de polluants de la phase grossière par *un tri granulométrique*. Ce prétraitement permet de réduire le volume des sédiments à traiter et par la suite diminuer le coût du traitement (Allen, 1994).

La séparation granulométrique peut se faire par différents procédés basés sur les différences des :

- densités (hydrocyclonage, attrition ou gravimétrie) (Mulligan et al, 2001 ; Petavy et al, 2009),
- propriétés magnétiques (séparation magnétique (Gille, 1991))
- propriétés superficielles des particules solides dans une solution aqueuse et dans l'air (flottation) (Vanthuyne et al, 2003).

Le tri granulométrique permet de concentrer les polluants dans un volume de sédiments plus réduit qui sera, par la suite, traité par un procédé biologique, physico-chimique ou thermique.

1.1.5.2. Les traitements biologiques ou la bioremédiation

La bioremédiation désigne les processus de dégradation des polluants par des méthodes biologiques utilisant le potentiel métabolique des micro-organismes pour détériorer des composés organiques variés (Scragg, 2005). Elle constitue une solution écologique, non destructive et économique (Dell'Anno et al, 2012). Des inconvénients limitent l'utilisation de cette technique comme la longue durée du processus et le fait que son résultat est imprévisible (Perelo, 2010). La bioremédiation peut se faire par les trois techniques suivantes :

- **La remédiation naturelle surveillée (Monitored Natural Recovery)** : Il s'agit d'un auto-traitement, qui consiste à laisser les sédiments pollués en place et à utiliser des ressources naturelles (des microbes indigènes) pour dégrader ou immobiliser les polluants réduisant ainsi leur biodisponibilité (Magar, 2001 ; Magar et al, 2006).
- **La bioaugmentation** : La bioaugmentation est l'introduction de micro-organismes ayant des capacités cataboliques spécifiques (de dégradation des molécules grosses et complexes en molécules plus petites et simples) dans l'environnement en vue d'accélérer ou de permettre la dégradation des polluants (Perelo, 2010). Plusieurs chercheurs ont prouvé l'efficacité de ce procédé à dégrader les HAP présents dans les sédiments (Major et al, 2002 ; Tam et Wong, 2008 ; Dell'Anno et al, 2012).
- **La phytoremédiation** : La phytoremédiation consiste à utiliser des plantes pour extraire ou immobiliser les polluants. Les plantes aquatiques ont la capacité d'absorber et d'accumuler les différents métaux lourds (Suresh et Ravishankar, 2004). Cette technique est considérée comme une solution écologique couramment utilisée pour remédier à la pollution en métaux lourds en utilisant des espèces hyperaccumulatives pour extraire les polluants (Meagher, 2000). Elle permet de minéraliser complètement ou de diminuer la toxicité des PCB, des HAP, des Nitroaromatiques et des

Hydrocarbures halogénés linéaires. L'inconvénient majeur de ce procédé est que le traitement des polluants organiques est souvent lent et lorsque la décomposition n'est pas complète, les composés toxiques s'accumulent dans les tissus de la plante et peuvent être rejetés dans l'environnement ou entrer dans les chaînes alimentaires (Aken, 2008).

1.1.5.3. Les traitements physico-chimiques

Ces traitements utilisent des techniques qui sont basées sur des principes physiques ou chimiques, comme l'adsorption/désorption, l'oxydoréduction et les échanges ioniques afin de détruire, transformer ou immobiliser les polluants.

- **Le traitement acide** : il consiste à utiliser des agents chélatants (qui ont le potentiel de se fixer aux ions positifs) pour encapsuler les métaux lourds. Ce procédé est plus efficace lorsqu'il est précédé d'un traitement qui consiste à la solidification des sédiments par un liant à base de chaux (Kozlova et al, 2004).

- **Le lessivage** : le principe de ce procédé est simple. Il consiste à ajouter une eau lavante qui permet de mobiliser les métaux lourds vers une solution lavante. La performance de ce procédé est améliorée en ajoutant une solution d'acide lavante par exemple (H_2SO_4 et HNO_3), ou un agent chélatant ou un surfactant (Mulligan et al, 2001). Le lavage est efficace pour les métaux à faibles liaisons et est plus adapté aux sables et graviers. Les fines sont difficiles à dépolluer à l'aide d'une solution lavante (Peng et al, 2009). Des installations à l'échelle industrielle ont été construites pour traiter par lessivage (injection d'eau à haute pression + ajout surfactants et agents chélatants) les sédiments du port de New/York/New Jersey. Ce procédé a permis de mobiliser 70 et 90% de composés respectivement inorganiques et organiques de ces sédiments (Amiran et al, 1999)

- **Le traitement basé sur le principe d'oxydoréduction** : Il consiste à ajouter des agents réducteurs (ou oxydants), qui permettent la précipitation, l'immobilisation des métaux lourds (produits oxydés (ou réduits)) (Mulligan et al, 2001). Ces traitements sont efficaces mais ils nécessitent des installations importantes, ce qui engendre un coût élevé.

- **Un traitement par injection du Nitrate de Calcium**. Le nitrate de calcium permet de stopper l'excès des nutriments engendrant la croissance de la production d'éléments toxiques dans les algues qui lorsqu'elles meurent consomment de l'Oxygène, particulièrement dans les eaux profondes (eutrophisation). Ce traitement a été appliqué sur 20 sites au Japon et son coût

a été estimé à 20% de celui des opérations de dragage et de stockage des sédiments (Murphy et al, 1999).

1.1.5.4. L'inertage thermique

L'inertage thermique consiste à chauffer les sédiments à hautes températures en vue de détruire la matière organique et certains métaux lourds :

- Entre 100°C et 600°C (Désorption thermique), la matière organique est volatilisée.
- Entre 800°C et 1200°C (Incinération), la matière organique et les métaux lourds sont volatilisés. Le Mercure, l'Arsenic, le Cadmium s'évaporent à partir de 800°C (Mulligan et al, 2001).
- Plus que 1200°C (Vitrification), les sédiments ont une nouvelle structure qui fixe les métaux lourds.

Les traitements thermiques sont particulièrement efficaces mais ils requièrent de grandes ressources énergétiques, ce qui ne va pas dans le sens des politiques actuelles du développement durable. Les polluants sont, en plus, transférés du déchet vers l'air causant de grands problèmes écologiques (Hu et al, 2006).

Les industriels ont développé des installations qui permettent le traitement de grands volumes de sédiments. Ces systèmes combinent généralement un ou deux procédés de traitement. Il y a par exemple le procédé *Novosol*® développé Solvay (2002). Il combine un traitement chimique et un traitement thermique. Le traitement chimique consiste à injecter de 2 à 3,5% d'acide phosphorique. Il permet d'encapsuler les métaux lourds dans une matrice minérale de l'apatite. L'efficacité de ce procédé a été prouvée par plusieurs chercheurs (Laperche et al, 1996 ; Crannell et al, 2000 ; Nzihou et Sharrock, 2002). Le traitement thermique consiste en une calcination à une température comprise entre 650 et 800°C permettant la destruction des composés organiques (HAP, PCB, furannes..).

1.1.5.5. La Solidification/ Stabilisation à base de liants hydrauliques

La technique de solidification/stabilisation est déjà utilisée depuis 1950 pour le traitement des déchets nucléaires et depuis 1970 dans le domaine du traitement des boues industrielles et des stations d'épuration (Conner, 1990). Cette technique, considérée parmi les plus efficaces, économiques et rapides (Chen et al, 2009), est en voie de développement pour les sols et les

sédiments pollués. Elle s'effectue par l'addition d'un liant (un ciment Portland ou un ciment composé) qui fait prise et durcit au contact de l'eau de gâchage issue du produit à traiter ou volontairement rajoutée (Boutouil et Levacher, 2000). Le processus de solidification se réfère à l'amélioration des caractéristiques physiques du produit final. Alors que la stabilisation se rapporte au "piégeage" physique et chimique des éléments toxiques, notamment les métaux lourds et à la réduction de leur mobilité grâce à la matrice solide formée (Dweck et al, 2000 ; Batchelor, 2006). Cette technique de traitement s'est révélée efficace pour immobiliser les métaux. Elle a, par contre, les inconvénients d'accroître de manière considérable le volume du matériau traité, de l'ordre de 50% pour le ciment (Michaud, 1994), de ne pas fixer les polluants organiques et de donner des résidus difficilement valorisables. L'efficacité à long terme, de cette technique n'est pas encore suffisamment étudiée (Alzieu et al, 1999).

1.1.5.6. La remédiation électrochimique

Cette technique consiste à appliquer un faible champ électrique ou un faible gradient de potentiel à des électrodes immergées dans des sédiments pollués (Jurate et al, 2002). Ceci provoque une migration des ions : les cations sont attirés par la cathode et les anions par l'anode. Par exemple, un potentiel électrique induit, la migration de l'anionique Cr (VI) vers l'anode et du cationique Cr (III), Ni (II) et Cd (II) vers la cathode. Une fois les polluants accumulés au niveau des électrodes, ils sont extraits par un pompage d'eau, par exemple, à proximité des électrodes (Krishna et al, 2001). D'après Peng et al (2009), ce procédé de traitement convient parfaitement aux sédiments caractérisés par une granulométrie fine puisque la conductivité du champ électrique est plus élevée à travers les particules fines qui sont en plus caractérisées par une forte absorption des métaux. Par contre Kribi (2005) explique que cette méthode s'adapte aux matériaux perméables favorisant la migration des polluants vers les électrodes. Ce procédé peut être donc appliqué pour les sols perméables ou non. Son efficacité doit être testée.

1.1.5.7. Le traitement par ultrasons

Ce procédé consiste à faire propager des ondes ultrasonores qui provoquent la formation de cavitations (formation, développement puis effondrement de bulles dans le liquide). Ces cavitations induisent des forces de cisaillement capables de mobiliser les métaux adhérant la surface des particules solides. Le traitement par ultrasons se fait en trois étapes (Meegoda et

Perera, 2001). La première consiste à extraire sous vide les fines et l'eau polluée et à immerger des sondes à ultrasons dans les sédiments de granulométrie grossière. Au cours de la deuxième étape, les particules fines récupérées sont traitées par les ondes soniques et l'eau polluée est extraite sous vide. La troisième étape consiste à éliminer les éléments toxiques de l'eau. Meegoda et Perera (2001) ont testé l'efficacité de cette technique à extraire le Chrome qui représente l'un des métaux les plus durs à extraire. L'étude a été réalisée en variant la puissance des ondes ultrasoniques, le rapport sol/eau, la pression à vide et le temps d'application des ultrasons. Les résultats ont prouvé que cette technique assure l'élimination de 92% du Chrome présent dans la fraction grossière et 82% du Chrome présent dans la fraction silteuse ($> 2 \mu\text{m}$). Néanmoins, cette étude a montré que le traitement par ultrasons n'est pas efficace pour la fraction argileuse.

La déshydratation et le tri granulométrique (procédés de prétraitement) sont le plus souvent indispensables pour diminuer les volumes des sédiments à traiter. Les procédés utilisés pour le traitement des sédiments sont nombreux. Chacun présente des avantages et des inconvénients. Le choix de l'application d'un procédé ou un autre dépend de plusieurs facteurs :

- Le coût : le traitement biologique est économique, par contre le traitement par oxydoréduction est coûteux.
- La granulométrie des sédiments : Le lessivage et le traitement par ultrasons ne peuvent être utilisés pour traiter les fractions fines des sédiments.
- La nature des polluants : Les traitements biologiques sont efficaces pour la détérioration des polluants organiques et la solidification/stabilisation permet l'immobilisation des métaux lourds.
- La durée du procédé : la durée des traitements biologiques est longue.

L'impact des procédés de traitement sur l'environnement doit être pris en considération. Le procédé susceptible de provoquer des effets néfastes sur l'environnement est l'inertage thermique.

1.1.6. Valorisation des sédiments : Cas d'études précédentes

Le dragage des sédiments constitue un enjeu économique et écologique majeur. Il est nécessaire pour maintenir des tirants d'eau sécuritaires au sein des ports (besoin économique) et pour éviter la migration des polluants présents dans les sédiments vers l'écosystème marin et par la suite à l'homme, l'eau, l'air, la faune et la flore (besoin écologique). Le dragage ne fait que déplacer le problème. En effet, la gestion des sédiments dragués (où les stocker ?) constitue à son tour un problème économique et écologique. D'une part, la mise en dépôt terrestre ou en mer de sédiments pollués, sans aucune protection du site, menace l'environnement initialement exempt de pollution. D'autre part, les solutions qui prévoient de protéger le site de dépôt des sédiments, par un confinement, sont assez coûteuses. Ainsi, les gestionnaires des opérations de dragage, ont été amenés, depuis l'administration des conventions et des critères réglementant la gestion des sédiments (considérés comme des déchets), à trouver de nouvelles solutions écologiques. Ainsi, la dépollution ou l'inertage des sédiments par des procédés de traitement se présente comme une alternative écologique prometteuse. Les coûts exorbitants des procédés de traitement ont incité les chercheurs et les industriels à recycler les sédiments en vue de rentabiliser cette solution. Le schéma de la figure 1.2 synthétise les composantes et les étapes possibles de la gestion des sédiments marins.

Plusieurs chercheurs et industriels ont étudié la faisabilité d'incorporer les sédiments marins ou fluviaux dans différents matériaux de construction : matériaux cimentaires (mortier, béton autocompactant), briques, matériaux routiers ou même dans la composition du ciment. Les filières de valorisation des sédiments sont diverses. Une étude paramétrique est généralement menée pour trouver une nouvelle formulation du matériau dont un pourcentage de sédiments est incorporé. Ce nouveau matériau doit être résistant et sans impact négatif sur l'environnement. Dans le tableau 1.9 sont présentés des cas d'études pour lesquelles des sédiments marins ou fluviaux ont été utilisés pour substituer partiellement ou totalement une matière première dans un matériau de construction ou routier. Les sédiments ont permis de substituer des sables, des argiles ou des matières premières du clinker. Les pourcentages de substitution varient de 0% à 100%.

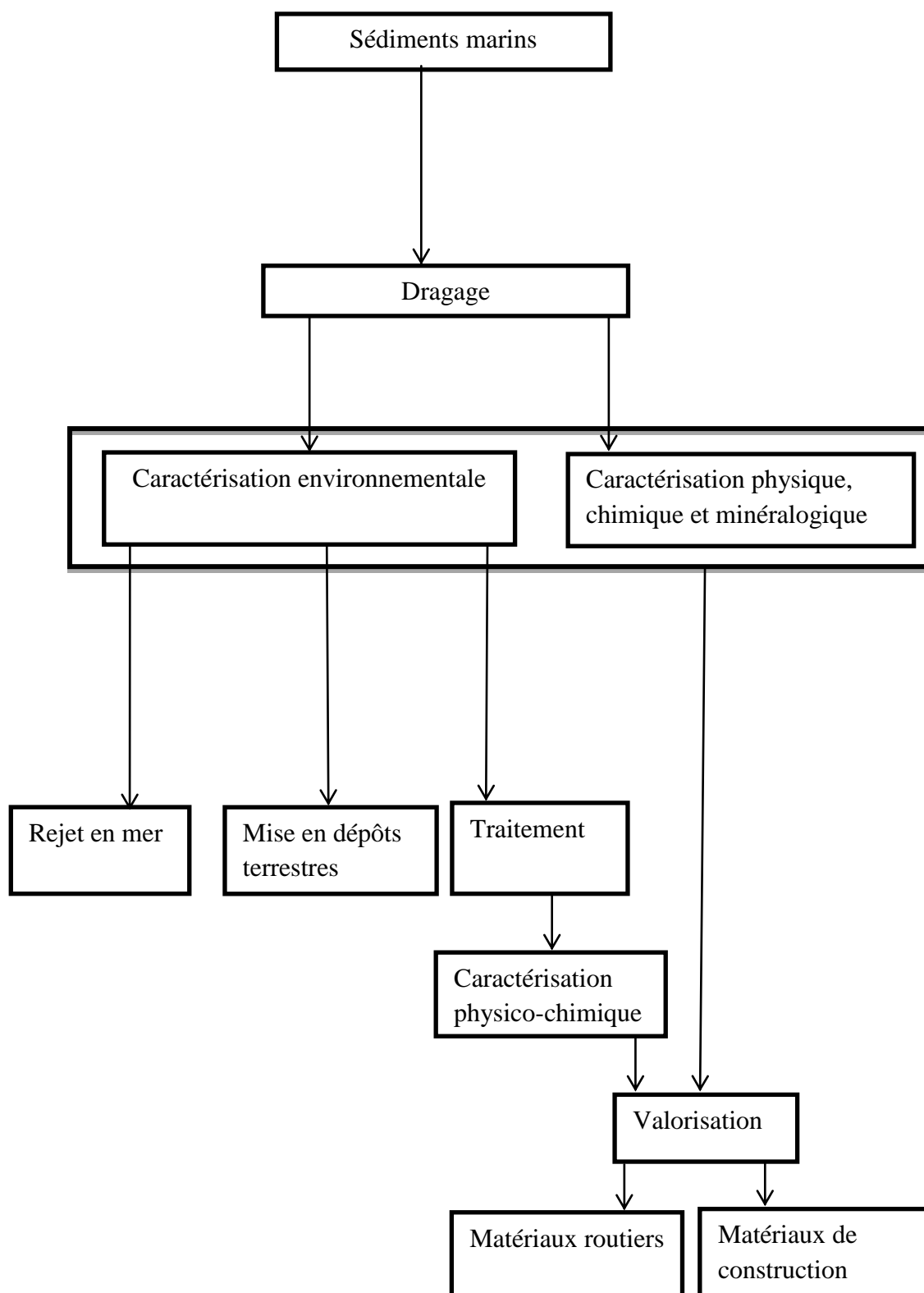


Figure 1. 2. Schéma synthétique des principales étapes et composantes de la gestion des sédiments

| Filière de valorisation | Origine des sédiments | Traitement | Sédi-ments | Matériau substitué | |
|--------------------------------|--|--|-------------------|---------------------------|-------------------------|
| Briques en terre cuite | Port de Brême (Allemagne) | Décantation | 50% | Argile | Hamer et Karius, 2002 |
| | Fleuve Dampremy-Charleroi (Belgique) | Procédé Novosol® | 15% | Sable | Samara et al, 2009 |
| | Fleuve - Nord – Pas de Calais (France) | Procédé Novosol® | 35% | Sable | Lafhaj et al, 2008 |
| | Port de Savannah (USA) | Néant | 50% ou 100% | Argile | Mezencevova et al, 2012 |
| Béton | Port de Barcelone (Espagne) | Néant | 50% | Sable | Limeira et al, 2011 |
| Mortier | Port de Dunkerque (France) | Procédé Novosol® | 33% | Sable | Agostini et al, 2007 |
| Mortier | Fleuve La Rance Ouest de la France | Lessivage + Inertage thermique à 650% | 33% | Ciment CEMI | Dang et al, 2013 |
| Béton auto-compactant | Fleuve Dampremy-Charleroi (Belgique) | Procédé Novosol® | 75% | Sable | Lafhaj et al, 2012 |
| Matériaux routiers | Port de Dunkerque | Décantation naturelle + séchage à 40°C | 33% | Sable | Dubois et al, 2009 |
| | Fleuve Dampremy-Charleroi (Belgique) | Procédé Novosol® | 100% | - | Scordia et al, 2009 |
| Ciment Portland | Port de New York/ New Jersey | Séchage | 39% | Matières 1ères du clinker | Dalton et al, 2004 |

Tableau 1. 9. Exemples d'études de valorisation de sédiments marins et fluviaux

1.1.6.1. Les briques en terre cuite

Plusieurs chercheurs ont étudié la faisabilité d'incorporer différents déchets dans la formulation des briques en terre cuite tels que les boues séchées du traitement des eaux usées industrielles (Li et Weng, 2001; Weng et al, 2003; Chiang et al, 2009), les boues d'épuration incinérées (Wiebusch et al, 1998 ; Anderson et al, 2002), les cendres volantes (Lingling et al, 2005), les déchets de sciage du granit (Menezes et al, 2005) et les résidus d'acier (Dominguez et Ullmann, 1996 ; Cunico et al, 2003 ; El-Mahllawy, 2008). Des sédiments fluviaux (Lafhaj et al, 2008 ; Chiang et al, 2008 ; Samara et al, 2009 ; Torres et al, 2009) et marins (Hamer et Karius, 2002 ; Mezencevova et al, 2012) ont également été incorporés dans les formulations des briques.

Les résultats de ces études ont prouvé l'efficacité de l'incorporation de déchets dans la formulation des briques avec des pourcentages variant de 2 à 50%. L'impact des nouvelles briques sur l'environnement a même été évalué l'aide d'un test de lixiviation (Basegio et al., 2002; Hamer et Karius, 2002 ; Weng et al, 2003; Lafhaj et al, 2008 ; Alonso-Santurde et al, 2011). Il a été conclu que le processus de fabrication des briques qui se fait par calcination à très hautes températures (900 à 1200°C), contribue à la volatilisation de la majorité des polluants organiques et à la fixation des métaux lourds.

La valorisation des sédiments fluviaux dragués de la région du Nord Pas de Calais (France) en briques cuites a été étudiée par Lafhaj et al (2008). Ces sédiments furent traités par le procédé Novosol[®] décrit dans le § 1.1.5.4, qui permet de piéger les métaux lourds et de détruire les composés organiques. Les sédiments traités ont été classés parmi des sables silteux. Les analyses chimique et minéralogique ont prouvé la présence de quartz, d'hématite et de calcite. La présence d'hématite, caractérisée par son pouvoir fondant, justifie la possibilité de valoriser ces sédiments dans les briques. Différentes formulations ont été testées avec des taux de substitution d'argile par des sédiments variables (de 0% à 45%). Les briques ont été cuites dans des fours à une température de 1010°C. La comparaison des propriétés physiques (limites d'Atterberg, coefficient d'absorption, efflorescence) et mécaniques (résistance à la compression, résistance au gel-dégel) des différentes briques a permis de fixer un optimum de substitution égal à 35%.

La valorisation des sédiments dans la fabrication de briques cuites a été étudiée à l'échelle industrielle par Samara et al (2009). Cette étude a concerné les sédiments fluviaux de la région de Dampremy-Charleroi (Belgique). Les sédiments ont été traités par le procédé Novosol®. Ils ont été utilisés pour substituer 15% des sables dans la formulation des briques. Au total près de 15000 briques creuses ont été fabriquées. La comparaison des propriétés des nouvelles briques à celles des briques classiques a montré que les performances se sont améliorées avec l'incorporation des sédiments. En effet, la résistance à la compression et le retrait à la cuisson ont augmenté et le coefficient d'absorption et la porosité ont diminué. Un bâtiment test (de 20 m²) a été construit avec ces briques afin d'estimer sa durabilité et son impact sur l'environnement. Les qualités thermique et de l'air à l'intérieur et à l'extérieur du bâtiment ont été évaluées (El – Fgaier et al, 2013). Il a été prouvé que les concentrations des composés organiques volatils (COV) et des métaux présents dans les poussières à l'intérieur et à l'extérieur du bâtiment sont très faibles comparées aux seuils réglementaires.

Une étude de faisabilité de la fabrication partielle ou totale des briques avec les sédiments du port de Savannah (USA) a été réalisée à l'échelle du laboratoire (Mezencevova et al, 2012). La plasticité et les compositions chimique et minéralogique des sédiments étudiés sont comparables à celles des argiles naturelles utilisées pour la fabrication des briques. Certes, les sédiments contiennent un faible pourcentage de sable comparé au cas des argiles et ont une teneur en matière organique presque 2 fois plus élevée. L'analyse environnementale a prouvé que les sédiments du port de Savannah sont peu pollués. Les sédiments sont incorporés à leur état brut (sans traitement) dans différentes formulations en variant le pourcentage de substitution des argiles par des sédiments de 0 à 100%. L'analyse et la comparaison des propriétés physiques (apparence physique, coefficient d'absorption) et mécaniques (la résistance au gel dégel, la résistance à la compression) des différents mélanges a permis de conclure qu'il est possible de fabriquer des briques avec 100% de sédiments cuites à 1000°C. La formulation contenant 50% de sédiments donne des briques de qualité meilleure.

1.1.6.2. Les matériaux cimentaires

Plusieurs chercheurs ont étudié la faisabilité de valoriser des sédiments fluviaux ou marins dans différents matériaux cimentaires : béton (Limeira et al, 2011), mortier (Agostini et al, 2007 ; Dang et al, 2013) et béton autocompactant (Duan et al, 2011 ; Lafhaj et al, 2012).

Les sédiments de l'étude de Limeira et al (2011) sont extraits du port de Barcelone. L'analyse environnementale a révélé une absence de pollution. Ainsi, aucun traitement n'a été prévu. Les sédiments du port de Barcelone sont sableux avec seulement 7% de particules passant à travers le tamis 125 μm . La masse volumique, la teneur en sulfate, la teneur en matière organique et le coefficient d'absorption ont été déterminés. L'observation au microscope électronique à balayage (MEB) a montré que les particules des sédiments ont une forme angulaire et que les plus fines ont tendance à former des agglomérations. L'analyse minéralogique a prouvé que le quartz est le composant majeur de ces sédiments. Les performances physiques et mécaniques de 8 formulations de béton, avec différents pourcentage de substitution (de 15 à 50%) de sable par des sédiments et un rapport $E/C=0,44$ constant, ont été comparées et analysées. Plusieurs éprouvettes cylindriques et prismatiques ont été confectionnées et la vibration a été assurée à l'aide d'une table vibrante. Les caractéristiques mesurées pour chaque éprouvette sont : la résistance à la compression à 7 jours et à 28 jours, la densité, l'absorption, le module d'élasticité, la résistance à la traction, la résistance à la traction par fendage, la résistance à l'abrasion, la succion capillaire, la pénétration de l'eau sous pression et la vitesse de propagation des impulsions ultrasoniques. Cette étude paramétrique réalisée à l'échelle du laboratoire a prouvé la possibilité de substituer 50% de sable de carrière par des sédiments marins sableux dans la formulation d'un béton. Ce béton est capable de résister aux agressions de l'environnement marin et sa résistance à la compression est égale à 30 MPa.

Agostini et al (2007) ont testé l'efficacité de substituer du sable par des sédiments du port de Dunkerque (France), traités par le procédé Novosol[®], dans la formulation d'un mortier. Les sédiments traités sont caractérisés par une granulométrie fine (agglomérations de particules fines friables), une porosité élevée de l'ordre de 60% et un coefficient d'absorption égal à 45%. Le choix d'une formulation optimale fut en comparant les caractéristiques de différents mélanges dont les taux de substitution du sable par des sédiments traités varient de 0%, 33%, 66% à 100%. Les caractéristiques physiques (porosité, masse volumique) et mécaniques (résistance à la compression) des 4 mélanges ont été évaluées. Cette étude a prouvé la possibilité de substituer 33% de sable par des sédiments traités dans la formulation d'un mortier. La résistance à la compression du nouveau mortier est améliorée de 42% comparée à celle du mortier ordinaire.

1.1.6.3. Les matériaux routiers

La valorisation des sédiments dans la construction des routes est l'une des principales opportunités qui se présentent aux gestionnaires des ports. En effet ce secteur consomme de grandes quantités en granulats naturels qui sont de plus en plus limités (Kamali et al, 2008). Plusieurs chercheurs se sont intéressés au recyclage des sédiments dans des matériaux routiers (Kamali et al, 2008 ; Zentar et al, 2008 ; Dubois et al, 2009 ; Scordia et al, 2009 ; Ben Otheman et al, 2013).

Une étude de valorisation des sédiments du port de Dunkerque (France), dans un matériau d'assise de chaussée a été menée par Dubois et al (2009). Les concentrations en métaux lourds, HAP, PCB, COT, sulfates.. dans le lixiviat des sédiments étudiés comparées aux seuils fixés par la « circulaire DPPR/SEI/BPSIED n° 94-IV-1 du 09/05/94 relative à l'élimination des mâchefers d'incinération des résidus urbains » ont autorisé leur valorisation en matériaux routiers. Ce référentiel est utilisé en absence de textes réglementaires spécifiques pour la valorisation des sédiments dans les matériaux routiers. La caractérisation physique (granulométrie déterminée par diffraction aux rayons laser, teneur en eau, VBS, limites d'Atterberg, masse volumique, % en matière organique) a révélé un matériau sensible à l'eau, compressible et de faible capacité portante. Ainsi, il a été jugé nécessaire de diminuer la teneur en eau et d'améliorer les performances mécaniques par l'ajout de 60,2% de sable de dragage et l'utilisation 5,6% de ciment CEM I 42.5R HSR LA et 1,8% de chaux. L'ajout de la chaux fut nécessaire pour une hydratation normale du mélange (qui contient 7,1% de matière organique). La formulation retenue contient 33% de sédiments traités. L'évaluation de la performance mécanique du nouveau produit fut par la mesure de l'indice CBR, la résistance à la traction et le module d'Young (Dubois et al, 2009).

Scordia et al (2009) ont étudié la faisabilité de valoriser des sédiments du canal de la région Charleroi à Bruxelles en couche de forme. Les sédiments initialement pollués ont été traités par le procédé NOVOSOL[®]. Les résultats de l'analyse granulométrique par laser et de détermination de la VBS et de l'indice de plasticité ont montré que les sédiments traités sont des limons silteux non plastiques. Ils font partie de la classe A1 d'après le GTR (2000) (Scordia, 2008). Il a été prouvé que l'ajout de 5% de CEM II 32.5 améliore considérablement

les performances des sédiments dragués avec un gonflement non préjudiciable et une bonne résistance à l'immersion.

1.1.6.4. Le ciment Portland

Des recherches ont été menées pour étudier la faisabilité de l'incorporation de sédiments pollués du port de New York/ New Jersey (Dalton et al, 2004) et d'un bassin industriel au Nord de la France (Aouad et al, 2012) dans la composition d'un ciment Portland. Cette filière de valorisation est apparue prometteuse étant donné que la composition minéralogique des sédiments contient les composants essentiels, en proportions convenables, pour la fabrication du ciment à savoir le quartz (SiO_2), le carbonate de calcium (CaCO_3), l'oxyde d'Aluminium (Al_2O_3) et l'oxyde de fer III (Fe_2O_3). Les sédiments sont séchés à 60°C puis broyés et tamisés. Ensuite, ils sont mélangés en différentes proportions avec des matières premières de clinker (cendre volante, calcaire, bauxite..). Les mélanges ont été cuits jusqu'à l'obtention d'un clinker qui malaxés avec du gypse forme un ciment Portland. Il a été prouvé l'efficacité de la substitution de 12% des matières premières du clinker par les sédiments du port de New York/New Jersey pour former du ciment Portland. Néanmoins, une maintenance périodique est requise pour le béton utilisant ce ciment étant donné qu'il contient une fraction importante de chlorure. L'étude de Aouad et al (2012) a prouvé l'efficacité de cette alternative de valorisation des sédiments, en produisant un ciment Portland contenant 39% de sédiments. Cette nouvelle formulation a surtout l'avantage de valoriser un grand volume de sédiments : 390 kg de sédiments sont utilisés pour fabriquer une tonne de ciment Portland.

1.2. La problématique des sédiments marins en Tunisie

Etant à la base de nombreux échanges de biens et de services sur les plans national et international, les ports de commerce tunisiens jouent un grand rôle dans l'activité économique du pays en assurant 98% des échanges commerciaux (Ministère du transport de la Tunisie, 2010). Pour maintenir l'activité et la sécurité navale dans les structures portuaires, des travaux de dragage y ont toujours été nécessaires. La gestion des sédiments marins tunisiens se limite aux solutions classiques de rejet en mer et de mise en dépôts terrestres. Le choix de l'une ou l'autre des deux solutions est le plus souvent dicté par les moyens financiers alloués en dépit de l'impact environnemental. Ce projet de recherche vise la proposition d'une nouvelle solution économique et écologique de gestion des sédiments marins tunisiens.

Sur une côte longue de près de 1270 km sur la mer méditerranée, la Tunisie possède 8 ports et complexes portuaires de commerce. Ils sont du Nord vers de le Sud du pays, comme présentés sur la carte de la figure 1.3: Port de Bizerte, port de Menzel Bourguiba, le complexe portuaire Radès-La Goulette, le port de Sousse, le port de Sfax, le port de Sidi Youssef, le port de Gabès et le port de Zarzis. Le choix des sédiments à étudier dans le cadre de cette thèse a été fait suite au recensement et à l'analyse de données délivrées par l'Office de la Marine Marchande et des Ports concernant pour chaque port : le volume des sédiments dragués, l'importance et la nature de l'activité commerciale du port, le degré de pollution des sédiments et leur mode de gestion actuel. L'OMMP est un organisme public à caractère industriel et commercial sous tutelle du Ministère du Transport, chargé du fonctionnement, de l'entretien et du développement des ports de commerce, de pêche et de plaisance de la Tunisie.

Les caractéristiques des différents ports : situation géographique, activités et nature des échanges commerciaux sont présentées et analysées dans ce qui suit.

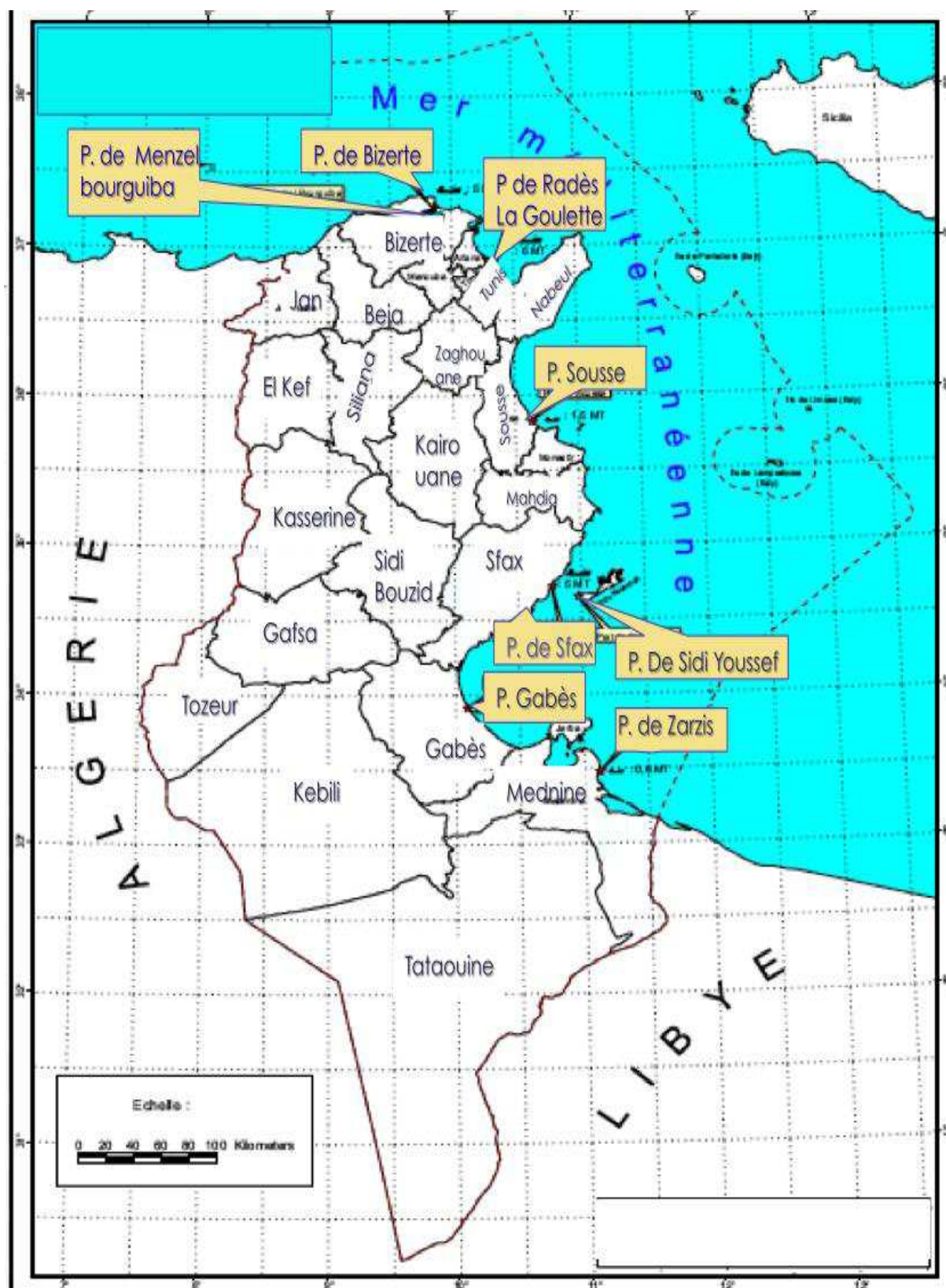


Figure 1. 3. Situation géographique des ports de commerce en Tunisie

1.2.1. Les ports de commerce : situation géographique et trafic portuaire

1.2.1.1. Ports de Bizerte et de Menzel Bourguiba

Les ports de commerce de Bizerte et de Menzel Bourguiba se situent au fond d'une baie à l'entrée du goulet de la lagune de Bizerte. Ils sont dominés par le trafic pétrolier. En 2004, ces ports ont assuré l'import et l'export d'un total de 4.397.131 tonnes de marchandises à travers 908 mouvements. L'apport de ces ports représente 20,9 % du tonnage annuel des marchandises échangées du pays (OMMP, 2004). Les bateaux qui entrent dans ces ports transportent du pétrole brut et ses dérivés, des gaz naturels, des céréales, du sucre, du fer de la fonte et de l'acier. Les marchandises exportées sont du fuel-oil, du ciment, des clinkers, du fer, de la fonte et de l'acier.

1.2.1.2. Complexe portuaire Radès- La Goulette

Le complexe portuaire Radès - La Goulette est constitué de deux parties distinctes par leur administration : le port de La Goulette et le port de Radès. Il est situé sur la côte Nord – Est de la Tunisie dans le fond de la baie et du golfe de Tunis. Le port de Radès occupe une place importante dans la chaîne de transport national et est spécialisé dans le trafic de conteneurs et unités roulantes (essentiellement le trafic des remorques). En 2004, le port de Radès et le port de La Goulette ont assuré l'échange de 5.847 bateaux et 6.068.539 tonnes de marchandises, soit 29 % du total annuel national (OMMP, 2004). Les marchandises importées sont principalement des produits agricoles, des véhicules et des engins mécaniques. Les marchandises exportées sont des produits agricoles et agroalimentaires, des produits chimiques et des produits manufacturés.

1.2.1.3. Port de Sousse

Le port de commerce de Sousse, situé dans le gouvernorat de Sousse, est localisé sur la côte orientale de la Tunisie, dans le golfe de Hammamet. Il a assuré en 2004 le transport de 1.429.630 tonnes de marchandises diverses. Ce total représente 6,8 % du trafic commercial annuel du pays (OMMP, 2004). Les marchandises importées sont des produits agricoles (maïs, tourteaux de soja), des produits chimiques et des métaux (fer, acier). Les marchandises

exportées sont des produits agricoles (huiles végétales, tourteaux de soja), du sel marin, du marbre et du ciment

1.2.1.4. Ports de Sfax et de Sidi Youssef

Les ports de Sfax et de Sidi Youssef sont à l'abri des plus importantes houles du Nord-Est grâce à leur proximité des îles de Karkenah. Le trafic maritime au sein de ces ports durant l'année 2004 a assuré l'échange de 4.242.635 tonnes de marchandises soit 20 % du total national. Les bateaux qui entrent dans ces 2 ports ramènent du bitume, des produits agricoles (huile végétale, céréales, maïs, sucre), des produits chimiques, du bois, des métaux et des produits manufacturés. Quant aux bateaux qui les quittent, ils transportent de l'huile d'olive, des grignons d'olive, du sel marin, des produits chimiques phosphatés et du matériel de forage.

1.2.1.5. Port de Gabès

Le port de Gabès se situe au milieu du golfe de Gabès qui est limité au Nord par l'Archipel et les hauts fonds de Kerkennah et à l'Ouest et au Sud par le continent. Le port de Gabès est situé sur un littoral sableux, dans une zone où les fonds marins sont en pente douce. Le port de Gabès assure 19% des échanges commerciaux du pays avec le transport d'un total de 4.048.474 tonnes de marchandises. Près de 90% du trafic concerne les industries chimiques (produits chimiques, produits phosphatés, bitume, métaux..).

1.2.1.6. Port de Zarzis

Le port de commerce de Zarzis est situé dans la région Sud-Est du golfe de Gabès. Ce port a assuré en 2004 le trafic de 576 bateaux transportant 803.115 tonnes de marchandises. Le trafic maritime de ce port ne représente que 3,8 % en tonnage par rapport au total national (OMMP, 2004). Les marchandises sont essentiellement des produits pétroliers (gas-oil, kérosène, pétrole brut, gaz naturel..).

La figure 1.4 présente les masses des marchandises échangées par les ports de commerce en Tunisie durant l'année 2004. Il est clair que le complexe portuaire Radès – La Goulette assure les plus importantes quantités des marchandises échangées. Les ports de Sfax-Sidi Youssef, Gabès et Bizerte-Menzeh Bourguiba participent avec un potentiel assez équivalent à l'activité commerciale du pays. Le port de Zarzis, présente la masse la plus faible des marchandises

échangées. Sur la figure 1.5, sont présentées les masses des marchandises échangées durant le 1^{er} trimestre de 2012 (seules données disponibles). Durant cette période, les masses des marchandises sont importantes et sont plus élevés pour les ports Bizerte – Menzel Bourguiba.

La nature des marchandises échangées varie d'un port à un autre. Le port de Radès est spécialisé dans le trafic de conteneurs et unités roulantes. Alors que les ports de Gabès et de Zarzis, assurent la majorité du trafic des industries chimiques et des produits pétroliers. La nature de l'activité du port affecte le degré de pollution des sédiments qui constituent la destination finale des polluants. La Figure 1.6 présente la distribution des zones affectées par la pollution et/ou par un déséquilibre écologique de long de la côte de la Tunisie. Elle montre que les zones des différents ports sont polluées. Cette pollution est accentuée, au point de dégrader les herbiers, près des ports de Sfax, Gabès et Zarzis. Il convient de noter que les grands pôles industriels rejettent des déchets polluants et ont un impact direct sur l'ensemble des écosystèmes, notamment ceux des régions de Sfax et de Gabès (MEAT, 1993).

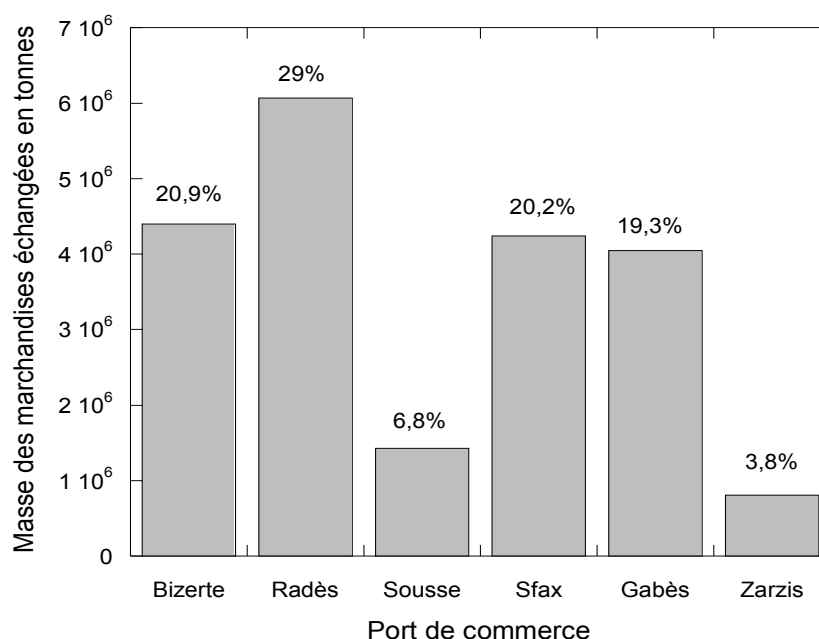


Figure 1. 4. Masses des marchandises échangées par port en 2004 (OMMP, 2004)

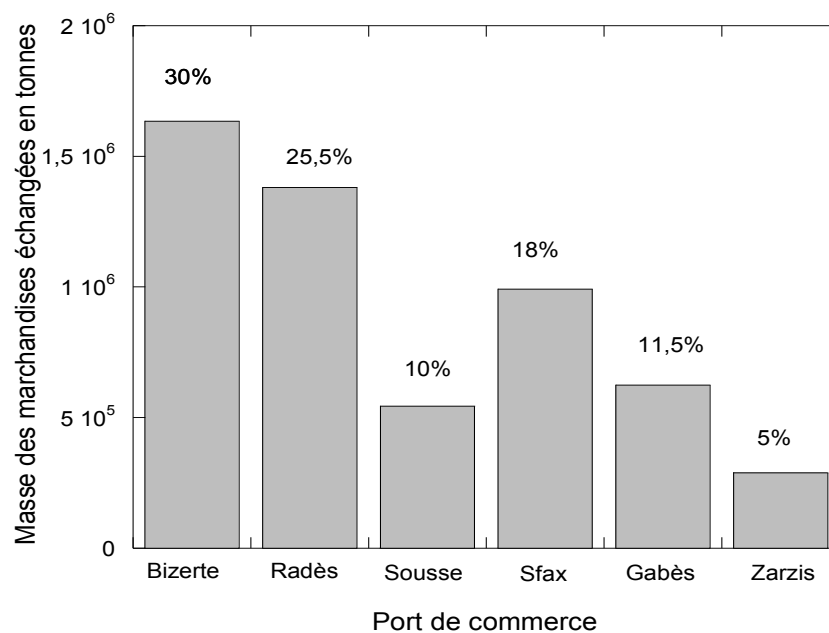


Figure 1. 5. Masse des marchandises échangées par port durant le 1^{er} trimestre de 2012 (<http://www.ommp.nat.tn>)

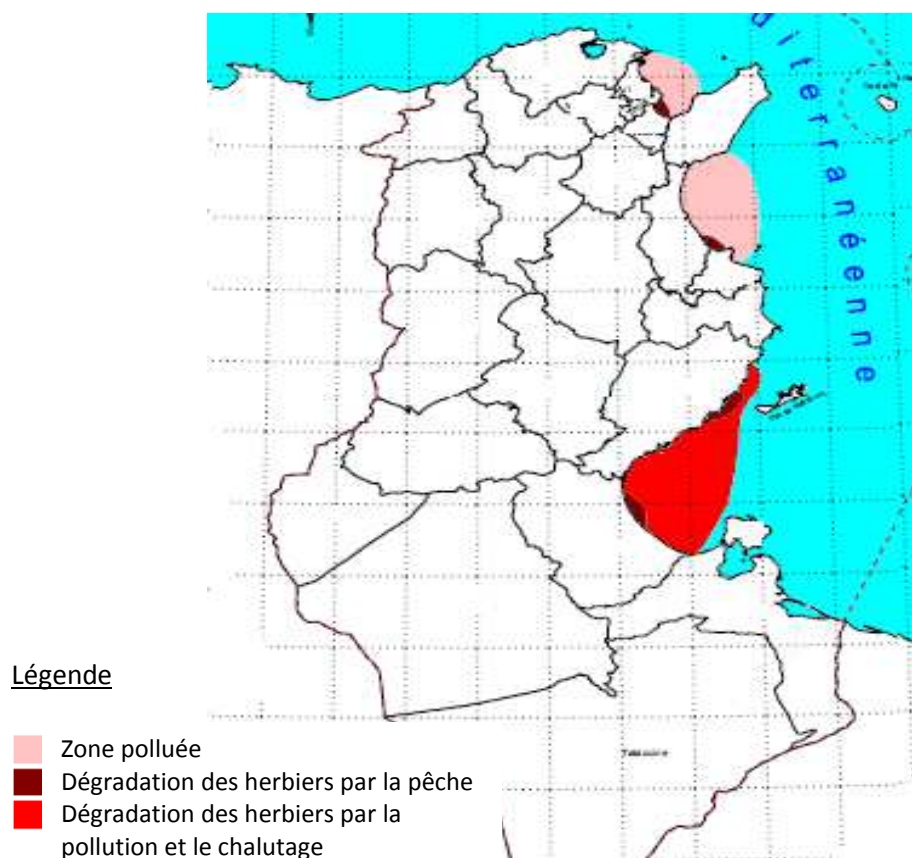


Figure 1. 6. Carte de la répartition des zones côtières affectées par la pollution (MEAT, 1993)

Les sédiments qui s'accumulent dans les bassins et les chenaux d'accès sont incontestablement affectés par la pollution des zones portuaires. L'Office de la Marine Marchande et des Ports gère toutes les opérations de dragage et de la mise en dépôt des sédiments dragués de tous les ports tunisiens.

1.2.2. Dragage des sédiments marins en Tunisie

1.2.2.1. Dragage

Pour l'entretien des ports, l'OMMP utilise des dragues mécaniques à benne preneuse ou des dragues hydrauliques porteuses. Les dragues hydrauliques sont généralement plus rapides, leur rendement peut atteindre plusieurs centaines de mètres cubes à l'heure. Leur système d'aspiration permet de diminuer la quantité d'eau prélevée avec la fraction solide des sédiments et une meilleure mise en dépôts. Néanmoins, elles sont moins économiques et déconseillées dans le cas des petits à moyens projets (CJB/EAM, 2007).

1.2.2.2. Statut juridique et critères d'évaluation de la qualité des sédiments marins

La Tunisie n'a pas encore identifié de critères ou de seuils réglementaires pour évaluer la qualité/ le degré de pollution de ses sédiments. Néanmoins, comme plusieurs pays dans le monde -la France, l'Allemagne, les Pays – Bas, l'Espagne, le Canada-, la Tunisie classe les sédiments parmi les déchets. Elle fait partie des 82 pays signataires de la convention de Londres (1972) qui exige le contrôle des sources de pollution de l'environnement marin et prévient des rejets à risque écologique. La Tunisie a également signé, le 23 mai 2011, la convention de Stockholm qui concerne les polluants organiques persistants (approuvée par la Loi 2004-18 du 15 mars 2004) (CJB/EAM, 2007). Cette convention vise la diminution voire l'élimination de l'utilisation ou la production des substances chimiques nocives pour l'environnement.

Les conventions dont la Tunisie est signataire, visent la protection de l'environnement et interdisent l'immersion des déchets susceptibles d'être nocifs pour l'environnement. Ces conventions ne spécifient pas les seuils qui permettent de juger quant à l'acceptabilité du rejet en mer des déchets. Les gestionnaires des ports tunisiens ont choisi d'adopter l'approche néerlandaise, jugée la plus fiable pour évaluer le degré de pollution des sédiments dragués

(CJB/EAM, 2007). C'est l'une des approches les plus utilisées dans le monde (Eisma, 2000). Elle tient compte dans le calcul des concentrations des métaux lourds du pourcentage de la matière organique et de l'argile présentes dans les sédiments (CJB/EAM, 2007). Les seuils fixés par cette approche sont donnés dans le tableau 1.5.

Sur le plan national la gestion des sédiments dragués se fait selon les directives, les exigences et la responsabilité de l'Agence de Protection et d'Aménagement du Littoral (APAL) et l'Agence Nationale de Protection de l'Environnement (ANPE). L'APAL, créée en 1995, a pour mission de protéger le littoral et le milieu marin à savoir ses éléments naturels et artificiels. Les éléments artificiels sont les ports maritimes et leurs dépendances, les îles artificielles, les équipements et les ouvrages de protection situés dans les zones maritimes..

L'ANPE créée en 1988, est dotée d'une mission plus étendue qui vise l'analyse de l'état de l'environnement du pays (maritime et autres) et la lutte contre toutes les sources potentielles de nuisances et de dégradation par des actions préventives (études d'impact, sensibilisation..) et curatives (respect des lois et règlements).

1.2.2.3. Volumes et gestion des sédiments dragués des ports de commerce en Tunisie

Le dragage des sédiments en Tunisie se fait en moyenne tous les 10 ans (CJB/EAM, 2007). Il est important de noter que l'OMMP ne dispose pas de sa propre drague. Ainsi, l'entretien est planifié sur de longues périodes afin d'optimiser les coûts de cette opération. Le volume total des sédiments dragués peut atteindre 8,53 Mm³. Les volumes des sédiments dragués de chaque port sur une période de 10 ans et leurs répartitions en % sont donnés respectivement par la figure 1.7 et la figure 1.8. Ces données montrent que le complexe portuaire Radès – La Goulette présente le plus grand volume de sédiments dragués. En 2008, 2,55 Mm³ de sédiments ont été dragués au port de Radès. Ce chiffre représente 32% du volume total des sédiments dragués des ports tunisiens. L'entretien, au cours des prochaines années, du port de Radès devrait atteindre un volume de plus en plus important (CJB/EAM, 2007). Les plus faibles quantités de sédiments sont draguées du port de Sousse. Ceci est lié, principalement, à la superficie du bassin principal du port qui n'est que de 25 ha (CJB/EAM, 2007). C'est la plus petite superficie comparée à celles des bassins des ports de Bizerte (86 ha), de Gabès (80 ha), de La Goulette (63 ha), de Sfax (48,8 ha) et de Zarzis (28 ha) (CJB/EAM, 2007). Le volume des sédiments dragués de chacun des ports de Gabès et de Zarzis représente 24% du

volume total national. Il est à noter que bien que le port de Zarzis ne participe qu'avec un pourcentage de 5% aux échanges commerciaux de la Tunisie, les sédiments dragués de ce port sont assez importants. La rentabilité de ce port est à étudier.

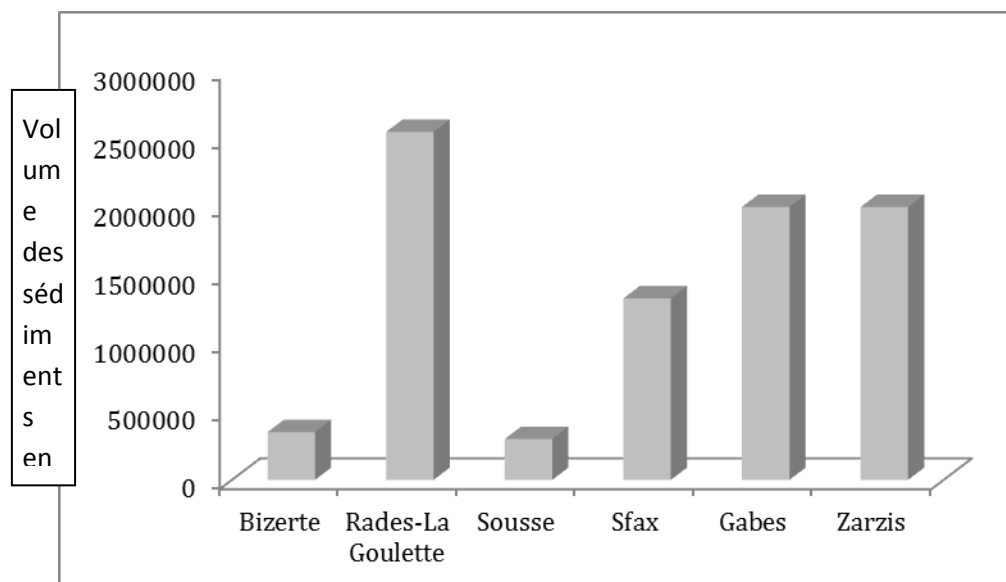


Figure 1. 7. Volume des sédiments dragués des ports tunisiens pour une période de 10 ans en m³ (CJB/EAM, 2007)

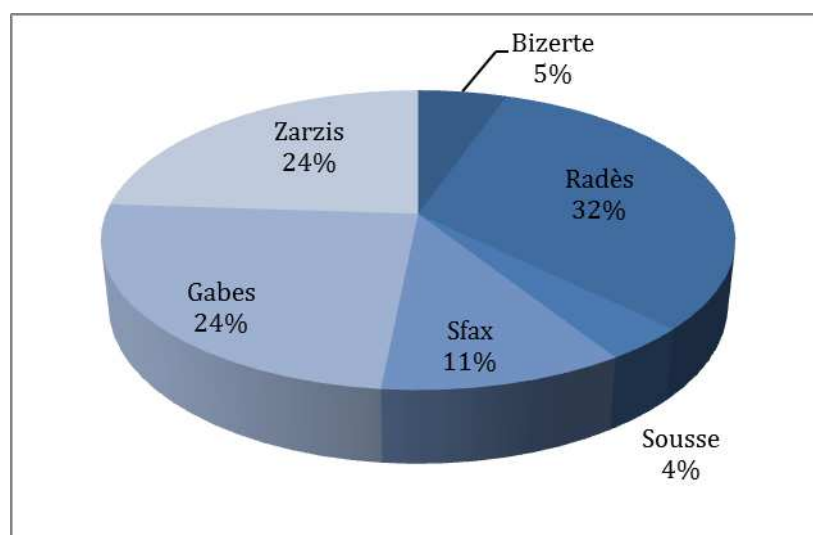


Figure 1. 8. Répartition en pourcentage des volumes des sédiments dragués des ports de commerce tunisiens (CJB/EAM, 2007)

Le tableau 1.10 récapitule les données relatives à chaque port : année de la dernière opération de dragage, volume et propriétés environnementales de ses sédiments, solutions adoptées pour la gestion des sédiments dragués et périodicité des opérations de dragage.

La périodicité des opérations de dragage est en moyenne de 10 ans. Elle peut atteindre 15 ans dans certains cas (port de Sfax). Les gestionnaires des ports de commerce espacent les opérations de dragage en vue d'optimiser leurs frais. Désormais, une telle pratique contribue à augmenter le degré de pollution des sédiments. En effet, les métaux lourds et les polluants organiques sont généralement piégés et s'accumulent dans les sédiments qui deviennent, au fil des années une source de pollution pour l'écosystème marin.

D'après les données du tableau 1.10, les sédiments du complexe portuaire Radès-La Goulette présentent un faible potentiel de pollution. Ceci s'explique par la nature des marchandises échangées dont la majorité est constituée de conteneurs et des unités roulantes. Le dépôt libre en milieu terrestre est admis pour ces sédiments, *a priori*, exempts de pollution. Cette solution est habituellement utilisée dans les projets de création ou d'agrandissement d'installations portuaires, où la conception même des ouvrages prend en compte le bilan des volumes à draguer et des aires à combler pour la création de terre-pleins. Par exemple, les 2,55 Mm³ de sédiments dragués du port de Radès, en 2008 ont été mis en un dépôt terrestre qui couvre une superficie de 50 ha.

Pour les autres ports une moyenne à forte pollution est enregistrée. En particulier, une forte pollution par le phosphogypse est remarquée pour les ports de Sfax et de Gabès. En effet, la région de Gabès et en particulier ses fonds marins sont parmi les régions les plus polluées en Tunisie (CJB/EAM, 2007). Des déchets industriels composés principalement de phosphogypse sont rejetés dans le golfe de Gabès à près de 12.000 t/jour ou de 4 à 4,5 Mm³/an de matériau sec, ce qui correspond à 8 Mm³/an de matériau humide. Déplacés par les courants d'eau, ces matériaux se retrouvent inévitablement dans l'enceinte du port de Gabès et dans le chenal de navigation. D'après les statistiques de 2002, le phosphogypse couvre une surface de 40 km² dans la région immédiate des ports de commerce et de pêche de Gabès. En 2007, il a été prévu de cesser les rejets des déchets industriels et de les stocker dans un site terrestre. Désormais, les rejets persistent toujours. La destination finale des polluants contenus dans le phosphogypse est incontestablement les sédiments du port de Gabès. Ces sédiments sont alors fortement pollués et présentent des concentrations en polluants supérieures aux seuils autorisant leur rejet en mer. Néanmoins, cette alternative, étant la plus économique, est la seule adoptée pour la gestion des sédiments du port de Gabès. Cette solution ne fait que déplacer le problème des sédiments.

Tableau 1. 10. Données relatives aux sédiments dragués des ports de commerce en Tunisie (CJB/EAM, 2007)

| Port | Année du dernier dragage | Caractéristiques des sédiments dragués | Sites de mise en dépôt | Volume des sédiments/ période (m ³) | Périodicité de dragage (année) |
|-------------------|--------------------------|---|--|---|--------------------------------|
| Bizerte | 2003 | Dégagement d'une légère odeur d'Hydrogène Sulfuré (H ₂ S) Pollution modérée par des hydrocarbures et par certains métaux. Les teneurs en hydrocarbures, Chrome et Nickel dépassent légèrement le seuil d'admissibilité de rejet en mer. | - Site en mer à une profondeur > 20 m. - 2 sites terrestres à des fins de création de terre-pleins. | 250 000 | 8 à 10 |
| Menzel Bourguiba | 2003 | Matériaux non pollués à pollués présentant des teneurs élevées en Plomb, en Cuivre et hydrocarbures pétroliers. | - Site en mer - Site terrestre : création de terre-pleins. | 100 000 | 8 à 10 |
| Radès-la Goulette | 2007 | Sédiments relativement non pollués. Le rejet en mer est admissible. | - 1 site de rejet en mer - 3 sites de mise en dépôt riverain. | 2 550 000 | 10 |
| Sousse | 2002 | Dégagement d'une forte odeur d'Hydrogène Sulfuré Niveau de pollution faible à modéré. | - 1 site de rejet en mer - 1 site en rive, en zone marine en bordure d'un terre-plein existant. | 300 000 | 10 |

| | | | | | |
|--------|------|--|--|-----------|---------|
| Sfax | 2006 | Forte pollution par du phosphogypse. Teneurs élevées en Cadmium et en Baryum. Dans certains endroits, dépassement pour le Cadmium et les hydrocarbures pétroliers des seuils d'acceptabilité pour le rejet en mer. | - 2 sites en mer - 1 site de mise en dépôt riverain. | 1 330 000 | 15 à 20 |
| Gabès | 2006 | Pollution par du phosphogypse, teneurs élevées en Zinc, Cadmium, Chrome et en hydrocarbures. Dépassement très important quant à l'acceptabilité du rejet en mer pour le Cadmium et les hydrocarbures pétroliers. | - 3 sites de rejet en mer (malgré des dépassements importants) | 2 000 000 | 10 |
| Zarzis | 2005 | Présence de Sulfure d'Hydrogène H ₂ S | Rejet en mer | 1 500 000 | 10 |

1.2.3. Choix des sédiments de l'étude

Dans cette étude, les sédiments de deux ports sont sélectionnés pour une caractérisation aussi complète que possible. Cette caractérisation concerne les propriétés physiques, chimiques, minéralogiques et environnementales. Elle permettra de comprendre le comportement des sédiments et d'évaluer leur taux de pollution. Une valorisation est par la suite étudiée pour au moins un des deux sédiments caractérisés.

Les sédiments sélectionnés pour cette étude sont ceux du port de Radès et du port de Gabès.

Le port de Radès est choisi parce qu'il présente le plus grand volume des sédiments dragués en Tunisie et qu'il occupe le rôle le plus important dans l'activité commerciale par voie maritime. Les sédiments du port de Gabès sont étudiés car leur gestion actuelle est très nocive pour l'environnement. Les gestionnaires des opérations de dragage de ces ports ont intérêt à trouver de nouvelles solutions sans danger sur l'environnement.

L'étude des sédiments d'autres ports fait partie des perspectives de ce projet de recherche.

1.2.3.1. Port de Radès

Le port de Radès fait partie du complexe portuaire Radès-La Goulette qui constitue le plus important port tunisien du point de vue échanges et activités commerciales (§1.2.1.1). Le port de Radès comprend un bassin principal, sur lequel sont aménagés des quais qui comprennent (CJB/EAM, 2007) :

- Un poste céréalier pour navires de 30.000 tpl ;
- Un poste minéralier ;
- Un poste réaménagé pour servir de quai multivrac pour des navires de 40000 tpl ;
- Un terminal de conteneurs constitué d'un vaste terre-plein, de six postes à quai et d'un bassin avec cercle d'évitage de 430 m de diamètre.

L'historique des opérations de dragage effectuées depuis 1982, est donné dans le tableau 1.11. En 2008, 2.550.000 m³ de sédiments ont été dragués du port de Radès. Ce chiffre représente 32% du volume total des sédiments dragués en Tunisie. Ces sédiments ont été mis en dépôt terrestre sur une surface de 50 ha.

Tableau 1. 11. Historique des opérations de dragage effectuées pour le port de Radès depuis 1982 (CJB/EAM, 2007).

| Année | Endroit | Volume (m ³) | Drague utilisée | Mise en dépôt |
|-------|-------------------------------------|--------------------------|--------------------------|---------------|
| 1982 | Chenal | 4.200.000 | Hydraulique stationnaire | Terrestre |
| 1996 | Cercle et chenal et 2 quais | 524.000 | Hydraulique porteuse | En mer |
| 1997 | Quai des pétroliers | 8.600 | Drague à benne preneuse | Terrestre |
| 1996 | Quai des phosphatiers et 2 quais | 4.200 | Drague à benne preneuse | Terrestre |
| 2008 | Bassin et chenal | 2.550.000 | Hydraulique porteuse | Terrestre |

1.2.3.2. Port de Gabès

Le port de Gabès (§ 1.2.1.5), construit depuis 1974, est équipé pour la réception de fuel oil, des bitumes, de soude liquide, de soufre et pour l'expédition des acides sulfuriques et phosphoriques, ainsi que pour le trafic des sacheries et des marchandises diverses. Il comporte les installations requises pour le déchargement d'ammoniac et un chargeur de vrac solide (CJB/EAM, 2007). Les premières opérations de dragage du port de Gabès ont été effectuées en 1992 et ont permis de draguer 1,8 Mm³ de sédiments. Près de 2 Mm³ ont été dragués en 2006. Un récapitulatif de l'historique des opérations de dragages du port de Gabès est donné dans le tableau 1.12. Les sédiments de ce port sont fortement pollués à cause de la nature de ses activités commerciales et des rejets industriels dans le golfe de Gabès. En dépit, du dépassement des seuils admissibles pour le rejet en mer, l'immersion a toujours été la pratique adoptée pour la gestion de ces sédiments. Ceci est justifié par les contraintes économiques.

Tableau 1. 12. Historique des opérations de dragage effectuées pour le port de Gabès depuis sa construction (CJB/EAM, 2007).

| Année | Endroit | Volume (m ³) | Equipement utilisé | Mise en dépôt |
|-------|------------------|--------------------------|----------------------|---------------|
| 1992 | Bassin et chenal | 1.800.000 | Hydraulique porteuse | En mer |
| 2006 | Bassin et chenal | 2.000.000 | Hydraulique porteuse | En mer |

Conclusion

Dans la 1^{ère} partie de ce chapitre, un état des connaissances sur la problématique de dragage des sédiments ainsi que sur les solutions classiques (rejet en mer et mise en dépôts terrestres) et innovantes (traitement et valorisation) de leur gestion a été restitué. La problématique émane de la nécessité de draguer des grands volumes de sédiments généralement pollués. Les composants des sédiments, principalement les polluants et les moyens de dragage ont été recensés. La gestion des matériaux de dragage, considérés comme des déchets, se base sur des conventions internationales et des critères réglementaires nationaux. Ces textes réglementaires ont été présentés et commentés. Une synthèse des principaux procédés de traitement et des exemples d'études de valorisation des sédiments dans des matériaux de construction et des matériaux routiers est donnée dans ce chapitre.

La 2^{ème} partie de ce chapitre a été consacrée au recensement et à l'analyse de données relatives aux sédiments dragués des ports tunisiens : volume, pollution, solutions de gestion actuelles. L'analyse de ces données a permis de privilégier l'étude des sédiments de deux ports : Radès et Gabès. Les sédiments du port de Radès sont étudiés car ils présentent le plus grand volume des sédiments dragués des ports tunisiens. Ceux du port de Gabès sont sélectionnés dans le cadre de cette étude car la solution actuelle de leur gestion pose un problème environnemental très dangereux.

Ces sédiments sont caractérisés du point de vue physique, chimique, minéralogique et environnemental dans la suite de cette étude afin de définir et comprendre leurs comportements.

2. Protocoles expérimentaux des essais de caractérisation des sédiments des ports de Radès et de Gabès

Le présent chapitre est consacré à la description des protocoles expérimentaux des essais et des analyses réalisés pour caractériser les sédiments du port de Radès et du port de Gabès. Cette caractérisation physique, chimique, minéralogique et environnementale, vise de dresser une fiche synoptique des sédiments des deux ports. Le but est de définir ces sédiments, initialement assimilés à des déchets, comme une matière première ou secondaire pour des nouveaux matériaux de construction. Les essais ont été réalisés dans plusieurs laboratoires de différentes spécialités.

Introduction

Les sédiments sont des matériaux très hétérogènes constitués par la réunion de plusieurs composants naturels et anthropiques. Une caractérisation physique, chimique, minéralogique et environnementale, aussi complète que possible est indispensable pour comprendre le comportement des sédiments et évaluer leur degré de pollution. Une telle identification des sédiments des ports tunisiens n'a jamais été faite.

Le présent chapitre est consacré à la description des protocoles expérimentaux des différents essais et analyses réalisés pour caractériser les sédiments du port de Radès et du port de Gabès. Les essais sont réalisés conformément aux normes européennes et françaises qui sont adoptées en Tunisie et dont les développeurs des normes tunisiennes NT se basent. Ces essais ont été réalisés dans plusieurs laboratoires de différentes spécialités : le Laboratoire de Mécanique des Sols à l'ENIT, le Laboratoire de Mécanique de Lille à l'ECLille, le Centre International des Technologies de l'Environnement de Tunis, le Centre d'Essais et des Techniques de la Construction, le laboratoire des Ressources Minérales et Environnement (Faculté des sciences de Tunis). La méthodologie adoptée dans cette étude, consiste à déterminer, en premier lieu, les propriétés physiques des sédiments. En deuxième étape, les compositions chimique et minéralogique et le comportement environnemental sont caractérisés. La description des protocoles expérimentaux est présentée dans le même ordre.

2.1. Caractérisation physique

Les propriétés physiques déterminées pour caractériser les sédiments des ports de Radès et de Gabès, les normes et les méthodes utilisées sont récapitulées dans le tableau 2.1. Ces propriétés concernent la granulométrie, les masses volumiques, l'argilosité (les limites d'Atterberg, la valeur au bleu, la surface spécifique), les teneurs en matière organique, en Carbone organique, en Carbonate de Calcium et en sulfate.

Tableau 2. 1. Normes et méthodes utilisées pour la caractérisation physique des sédiments des ports de Radès et de Gabès

| Propriété | Norme ou méthode |
|--------------------------------|---|
| Distribution granulométrique | XP CEN ISO/TS 17892-4 |
| Teneur en eau | XP CEN ISO/TS 17892-1 |
| Limites d'Atterberg | NF P94-051 |
| Valeur au bleu de méthylène | NF P 94-068 |
| Surface spécifique | Méthode d'adsorption de gaz (BET) |
| Masse volumique relative | NF P 94-053 |
| Masse volumique absolue | Méthode du pycnomètre à eau : XP CEN ISO/TS 17892-3 Méthode du pycnomètre à hélium : Pycnomètre de type Micromeritics ACCUPYS 1330 |
| Teneur en matière organique | XP P 94-047 |
| Teneur en Carbone total | Analyseur élémentaire Thermo Finnigan EA 1112 |
| Teneur en Carbone inorganique | Perte au feu à 1000°C |
| Teneur en Carbonate de Calcium | NF P 94-048 |
| Teneur en Sulfate | Méthode colorimétrique |

2.1.1. Distribution granulométrique

La distribution granulométrique permet de classer les sédiments et de les comparer aux sols. Elle est déterminée par un tamisage par voie humide (pour la fraction > 0,08 mm) suivie d'une sédimentométrie (pour la fraction < 0,08 mm) selon les recommandations de la norme XP CEN ISO/TS 17892-4.

2.1.1.1. Analyse granulométrique par tamisage par voie humide

Le tamisage est effectué par voie humide sur une série de tamis d'ouvertures : 6,3 ; 5 ; 4 ; 2,5 ; 2 ; 1,25 ; 1 ; 0,5 ; 0,4 ; 0,2 ; 0,1 ; 0,08 (mm). La masse (m) de l'échantillon à tamiser est définie en fonction du diamètre des particules D_{90} . Avant de procéder au tamisage, l'échantillon est détrempe pendant un temps suffisant (au moins une heure) dans un bac rempli d'eau en vue d'assurer la séparation complète des mottes argileuses. Le tamisage par voie humide est effectué manuellement sur la colonne des tamis (photo 2.1). Au cours de l'essai, chaque tamis est secoué pendant au moins 2 min. A la fin de l'opération, les refus des différents tamis sont séchés à l'étuve à 50°C jusqu'à une dessiccation complète (24 heures ou plus). Par la suite, les refus cumulés sont pesés, au gramme près (Bouassida et Boussetta, 2007). Le pourcentage en poids du tamisât cumulé p_j du tamis n° j est calculé par l'expression (2.1).

$$p_j = \left(1 - \frac{\sum m_i^r}{m_s}\right) \times 100 \quad (2.1)$$

où m_i^r est la masse du refus du tamis n° i , avec : $1 \leq i \leq j$.

m_s est la masse de l'échantillon séché, déterminée à partir de la teneur en eau ω de l'échantillon par l'expression (2.2)

$$m_s = m \times \frac{100}{100 + \omega} \quad (2.2)$$

2.1.1.2. Analyse granulométrique par sédimentométrie

La sédimentométrie sert à déterminer la distribution en poids des particules de la fraction de diamètre inférieur ou égal à 80 μm . Elle consiste à mesurer la densité d'une suspension, contenant l'échantillon, en fonction de la vitesse de décantation des particules (photo 2.2). Les lectures sont faites à l'aide d'un densimètre à 30 s, 1 min, 2 min, 5 min, 10 min, 20 min, 40 min, 60 min, 120 min et au bout de 24 h. Ces lectures permettent de déterminer les pourcentages des particules dont le diamètre est déduit à partir du temps de

décantation. La procédure expérimentale est détaillée dans l'annexe I.1. Les règles de traçage de la courbe granulométrique et de détermination la nomenclature des sols sont présentées dans l'annexe I.2.



Photo 2. 1. Tamisage par voie humide



Photo 2. 2. Sédimentométrie

La forme de la courbe granulométrique est caractérisée par le coefficient d'uniformité C_u et le coefficient de courbure C_c (Tableau 2.2).

$$\text{Tels que } C_u = \frac{d_{60}}{d_{10}} \text{ et } C_c = \frac{d_{30}^2}{d_{10} d_{60}}.$$

d_x représente le diamètre déduit à partir de la courbe granulométrique, tel que x% de l'échantillon ont un diamètre inférieur ou égal à d_x , $x := 10, 30, 60$.

Tableau 2. 2. Forme de la courbe granulométrique en fonction des coefficients d'uniformité et de courbure (NF EN ISO 14688-2)

| Forme de la courbe granulométrique | C_u | C_c |
|------------------------------------|--------------------|-------------------------------|
| Bien graduée | > 15 | 1 à 3 |
| Moyennement graduée | 6 à 15 | < 1 |
| Mal graduée | < 6 | < 1 |
| Discontinue | Généralement élevé | Variable (généralement < 0,5) |

2.1.2. Teneur en eau

L'eau libre, capillaire ou adsorbée par les particules des sédiments, est assez importante dans certains cas au point d'augmenter considérablement le volume des matériaux dragués. Ainsi, la détermination de la teneur en eau ω est nécessaire pour évaluer la quantité de l'eau à éliminer pour pouvoir réutiliser les sédiments. La teneur en eau des sédiments dépend de leur capacité à absorber et adsorber l'eau et de la méthode de dragage utilisée. Un dragage mécanique permet d'obtenir une teneur en eau supérieure à 50%. Par contre, l'utilisation d'une drague hydraulique conduit à des sédiments de teneur en eau de l'ordre de 20% (Mulligan et al, 2001). La teneur en eau est déterminée par étuvage à 50°C conformément à la norme XP CEN ISO/TS 17892-1. Cette température est recommandée pour les sols sensibles à la chaleur, par exemple les sols gypsifères, latéritiques, ou contenant de la matière organique (cas des sédiments). L'évaporation de l'eau est considérée achevée lorsque la masse de la prise d'essai ne varie que de 0,1% ou moins entre deux pesées espacées de plus d'une heure.

2.1.3. Argilosité

Les sédiments contiennent généralement un pourcentage d'argile plus au moins important. L'identification de la nature minéralogique de cette fraction est indispensable pour évaluer le potentiel de gonflement et la capacité d'échange cationique des sédiments. Les minéraux argileux sont classés en 4 groupes : kaolinite, smectite, illite et chlorite. Une particule argileuse est caractérisée par les forces de liaison unissant ses feuillets. Lorsque ces forces sont élevées (cas de la kaolinite), l'argile est faiblement gonflante et son pouvoir d'échange cationique est faible (Mitchell, 1993). Elle est de faible activité argileuse. En revanche, l'argile est gonflante et son pouvoir d'échange cationique est important dans le cas contraire (cas des smectites comme les montmorillonites). Les illites constituent un cas intermédiaire. La chlorite est caractérisée par une activité argileuse plus faible que celle de la smectite et par un échange cationique similaire à celui de l'illite (Goldman et Greenfield, 1990). Les échanges cationiques se font entre les cations « peu » liés à la structure de l'argile et les cations qui peuvent être présents dans leur environnement (Chrétien, 2010). Certains cations peuvent être toxiques (Pb^{2+} , Cd^{2+} , Cr^{3+} , Cu^+ , Cu^{2+} , Hg^+ , Hg^{2+} , Zn^{2+} , Ni^{2+}). Dans cette étude, l'argilosité, le potentiel de gonflement et la capacité d'échange cationique sont évalués par des

propriétés physiques couramment utilisées dans la littérature : les limites d'Atterberg, la valeur au bleu de méthylène et la surface spécifique.

2.1.3.1. Limites d'Atterberg

Les limites d'Atterberg sont indicatrices de plusieurs propriétés physiques, outre la plasticité du sol, sa résistance, sa perméabilité, sa compressibilité, son potentiel de retrait/gonflement (Sabatini et al, 2002 ; Casey et al, 2013). Ainsi, la détermination des limites d'Atterberg est primordiale pour évaluer la réactivité chimique des argiles. Elles marquent les changements des états des sols fins en fonction du changement de leur teneur en eau :

- le passage de l'état solide sans retrait à l'état solide avec retrait est défini par la limite de retrait w_R
- le passage de l'état solide à l'état plastique est défini par la limite de plasticité w_P
- le passage de l'état plastique à l'état liquide est défini par la limite de liquidité w_L

La caractérisation des sédiments étudiés concerne la détermination de la limite de liquidité et la limite de plasticité comme recommandé par la NF P 94-051.

La limite de liquidité w_L est déterminée à l'aide de l'appareil de Casagrande (Annexe I.3). La limite de plasticité w_P est déterminée par la méthode du rouleau.

A partir des limites de liquidité et de plasticité, l'indice de plasticité : $I_P = w_L - w_P$ et l'indice de consistance I_c sont déterminés. L'indice de plasticité définit l'étendue du domaine plastique, correspondant à l'intervalle de la teneur en eau où le matériau est à l'état plastique et pouvant être façonné sans se fissurer.

L'indice de consistance I_c , défini par le rapport : $I_c = \frac{w_L - \omega}{I_P}$, tel que ω est la teneur en eau du sol à son état naturel qualifie la consistance du sol de « très molle » à « dure » comme indiqué dans le tableau 2.3.

Tableau 2. 3 Indice de consistance I_c des limons et des argiles (NF EN ISO 14688-2)

| I_c | < 0,25 | 0,25 à 0,5 | 0,5 à 0,75 | 0,75 à 1 | > 1 |
|-------------------------|------------|------------|------------|------------|------|
| Consistance | Très molle | Molle | Ferme | Très ferme | dure |

Classification des sols au moyen du diagramme de plasticité

Casagrande (1948) a établi une classification des sols fins en fonction de leur limite de liquidité et leur indice de plasticité par un diagramme dit de plasticité (figure 2.1). Ce graphique distingue les sols fins « très plastiques » lorsque $w_L > 50\%$ des sols fins « peu plastiques » pour $w_L < 50\%$.

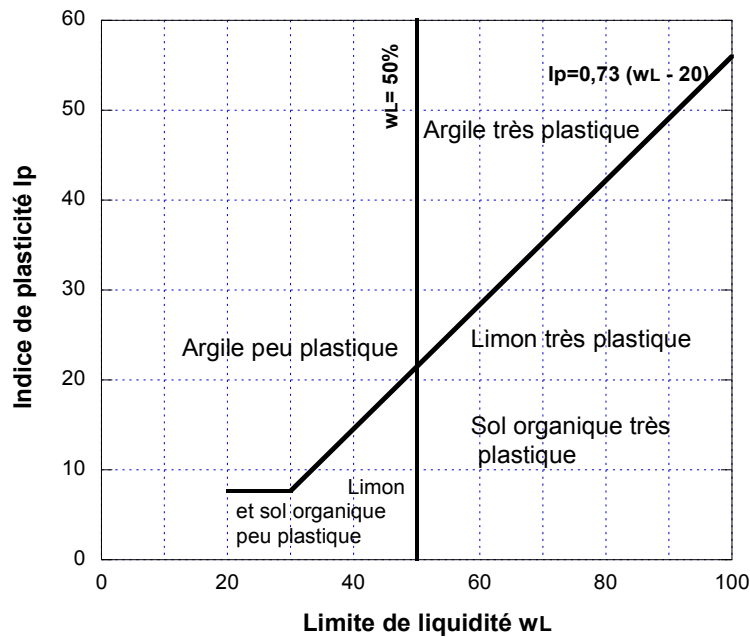


Figure 2. 1. Diagramme de plasticité (Casagrande, 1948)

Plusieurs chercheurs ont proposé des corrélations entre les limites d'Atterberg et la nature des minéraux argileux (Schmitz et al, 2004). Mitchell (1993) et Bell (1996) ont défini, pour chaque type d'argile, des limites d'Atterberg caractéristiques (tableau 2.4). Il est remarqué, d'après le tableau 2.4, que les limites de liquidité et de plasticité du quartz proposées par Bell (1996) appartiennent aux intervalles des limites de la kaolinite d'après Mitchell (1993). Ces corrélations sont donc approximatives et ne peuvent donner une estimation correcte que pour les matériaux constitués de 100% d'argile.

Tableau 2. 4. Limites d'Atterberg des minéraux argileux

| | Mitchell (1993) | | | Bell (1996) | | |
|-----------|-----------------|--------|-----------|-------------|-----------|--------|
| | Smectite | Illite | Kaolinite | Smectite | Kaolinite | Quartz |
| w_L (%) | 100-900 | 60-120 | 30-110 | 114 | 75 | 52 |
| w_P (%) | 50-100 | 35-60 | 25-40 | 67 | 42 | 38 |

D'autres auteurs ont proposé des corrélations entre l'indice de plasticité I_p et le potentiel de gonflement des argiles. Des exemples sont donnés dans le tableau 2.5.

Tableau 2. 5. Relation entre l'indice de plasticité et le potentiel de gonflement

| Potentiel de gonflement | I_p d'après Snethen (1980) | I_p d'après Chen (1988) |
|-------------------------|------------------------------|---------------------------|
| Faible | < 18 | 0 – 15 |
| Moyen | 22 – 32 | 10 – 35 |
| Elevé | 25 – 48 | 20 – 55 |
| Très élevé | > 35 | > 35 |

Skempton (1953) a défini un indice dit « Activité des argiles », $A_c = \frac{I_p}{C_2}$, qui tient compte de l'indice de plasticité du sol et de sa teneur en fraction fine C_2 (< 2 μm). Une estimation de la nature du minéral argileux prépondérant, présent dans le sol, est possible d'après l'activité A_c (tableau 2.6).

Tableau 2. 6. Activité A_c des principales familles d'argiles (Skempton, 1953)

| Activité des argiles A_c | Minéral argileux |
|----------------------------|----------------------------------|
| 0,33 à 0,46 | Kaolinite |
| 0,90 | Illite |
| 1,50 | Montmorillonite Ca^{2+} |
| 7,20 | Montmorillonite Na^{2+} |

Les corrélations entre les limites d'Atterberg et la nature du minéral argileux sont très diverses et intéressantes mais peuvent être insuffisantes dans la plupart des cas, car les sols naturels sont des mélanges d'une fraction argileuse et d'une fraction sableuse. D'autre part, les limites d'Atterberg sont affectées par des facteurs qui peuvent ajouter ou

retrancher leurs effets, comme par exemple la présence de matière organique... (Costet et Sanglerat, 1981).

Zentar et al (2009) ont comparé les limites d'Atterberg de sédiments contenant 7 à 9 % de matière organique à celles des mêmes sédiments ne contenant que 1% de matière organique, après leur traitement. Ils ont remarqué que les limites d'Atterberg des sédiments ont considérablement baissé après leur traitement. Ainsi, la présence de la matière organique influe sur la réactivité argileuse. Plus les sédiments contiennent de matière organique, plus leurs limites d'Atterberg sont élevées et par conséquent leur capacité d'absorber l'eau est importante.

Le comportement de la fraction argileuse des sédiments est évalué en plus à partir de la valeur au bleu de méthylène.

2.1.3.2. Valeur au bleu de méthylène

La valeur au bleu de méthylène permet une estimation précise de la surface spécifique, du potentiel de gonflement et de la capacité d'échange cationique des sols argileux (Yukselen et Kaya, 2008). Ainsi, sa détermination donne une indication sur les réactions chimiques qui ont pu avoir lieu entre la fraction argileuse présente dans les sédiments et l'eau et les polluants et sur les réactions susceptibles d'avoir lieu lors d'une éventuelle valorisation. Le bleu de méthylène à l'état aqueux est un colorant cationique qui peut être adsorbé sur les surfaces argileuses chargées négativement. Les valeurs au bleu du sol attribuées aux minéraux argileux par Tran (1981) sont données dans le tableau 2.7. Plus la valeur au bleu de méthylène est élevée, plus le potentiel de gonflement et la capacité d'échange cationique des sédiments sont élevés.

Le guide des terrassements routiers (GTR, 2000) a donné une classification du sol en fonction de sa valeur au bleu (tableau 2.8). Cette classification traduit la relation entre la valeur au bleu et la sensibilité du sol à l'eau.

Tableau 2.7. Valeurs au bleu de méthylène attribuées aux minéraux argileux (Tran, 1981)

| Minéral | VBS |
|-----------------|-----|
| Kaolinite | 1 |
| Chlorite | 3 |
| Illite | 3,6 |
| Montmorillonite | 31 |

Tableau 2. 8. Classification des sols en fonction de la valeur au bleu de méthylène (GTR, 2000)

| VBS (g/100g) | Type de sol |
|--------------|---|
| 0,1 | Sol insensible à l'eau ; |
| 0,2 | Seuil à partir duquel apparaît la sensibilité à l'eau ; |
| 1,5 | Seuil distinguant les sols sablo-limoneux des sols sablo argileux ; |
| 2,5 | Seuil distinguant les sols limoneux peu plastiques des sols ; limoneux de plasticité moyenne ; |
| 6 | Seuil distinguant les sols limoneux des sols argileux ; |
| 8 | Seuil distinguant les sols argileux des sols très argileux. |

Lautrin (1989) a qualifié la phase argileuse d'un sol à partir de l'indice d'activité de bleu défini par $A_{cb} = \frac{100 V_B}{C_2}$, tels que C_2 est le pourcentage des éléments de dimension inférieure à 2 μm dans la fraction 0/D (D est le plus grand diamètre des particules de l'échantillon du sol pour lequel V_B est déterminée) et V_B est la valeur au bleu mesurée sur la fraction 0/D. Il a été déterminé expérimentalement 7 catégories de sols selon la valeur du coefficient d'activité A_{cb} (tableau 2.9). Plus l'indice « A_{cb} » est élevé plus la fraction argileuse est active et la teneur en smectite est importante (figure 2.2). Une argile nocive caractérise un mélange de nature 100% smectite. Une activité nulle à très peu élevée est attribuée à la kaolinite.

Tableau 2. 9. Qualification du sol selon son activité argileuse (Lautrin, 1989)

| A _{cb} | 0-1 | 1-3 | 3-5 | 5-8 | 8-13 | 13-18 | >18 |
|-----------------|------------------|-----------------|-------------------|----------------|---------------|--------------------|---------------|
| | Sol non argileux | Argile inactive | Argile peu active | Argile normale | Argile active | Argile très active | Argile nocive |

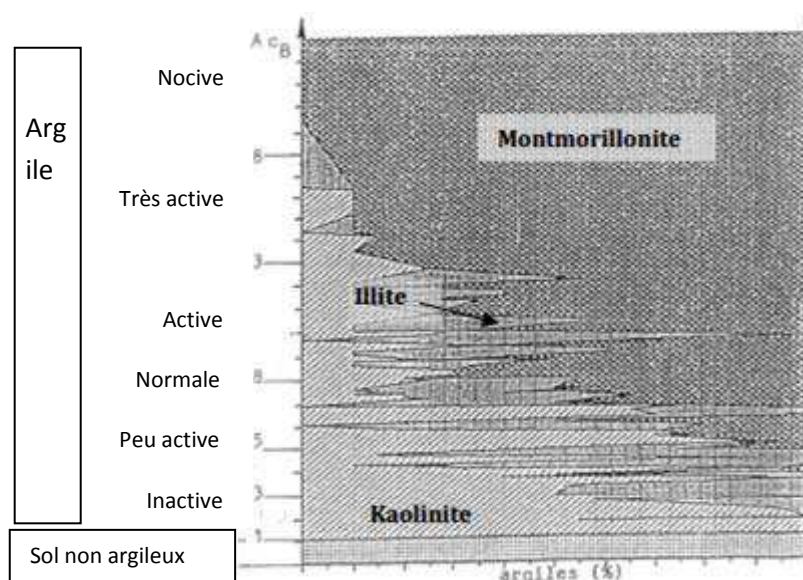


Figure 2. 2. Diagramme d'activité en fonction de la minéralogie d'après Lautrin (1989).

L'essai au bleu réalisé conformément à la norme NF P 94-068 est rapide, simple et précis. Il consiste à mesurer la capacité d'un échantillon à adsorber une solution de bleu de méthylène. La quantité adsorbée est nécessaire pour couvrir d'une couche monomoléculaire les surfaces externes et internes de toutes les particules argileuses de l'échantillon du sol testé. Cet état traduit la saturation des particules argileuses, qui participent seules à l'adsorption. Le mode opératoire de l'essai au bleu est décrit dans l'annexe I.4.

2.1.3.3. Surface spécifique

La détermination de la surface spécifique permet d'évaluer la capacité des sédiments à retenir l'eau (Yukselen et Kaya, 2010) et à absorber les polluants (Boust et Privé, 1984). La surface spécifique (*totale*) représente la surface externe des particules (*surface spécifique externe*) et celle de l'espace interfoliaire accessible aux atomes et aux molécules (*surface spécifique interne*) par unité de volume du matériau. Il s'agit de

déterminer toute la surface de chaque particule en considérant la porosité ouverte. La surface spécifique d'un minéral est liée à sa composition minéralogique. Plus le nombre de feuillets est grand, plus la surface spécifique est importante. Elle est en plus affectée par la présence de la matière organique et par la granulométrie du matériau (Yukselen et Kaya, 2010). Les plus grandes valeurs de la surface spécifique caractérisent les minéraux purs de type smectite. Les tableaux 2.10 et 2.11 donnent des exemples de mesures des surfaces spécifiques de différents minéraux argileux.

Tableau 2. 10. Surfaces spécifiques des minéraux argileux en m^2/g (Eslinger et Peaver, 1988).

| | Smectite | Illite | Chlorite | Kaolinite |
|-----------------|-----------------|---------------|-----------------|------------------|
| Surface interne | 750 | 5 | 0 | 0 |
| Surface externe | 50 | 25 | 15 | 15 |
| Surface totale | 800 | 30 | 15 | 15 |

Tableau 2. 11. Surface spécifique totale des minéraux argileux en m^2/g (Yong et Warkentin 1975).

| | Smectite | Illite | Chlorite | Kaolinite |
|----------------|-----------------|---------------|-----------------|------------------|
| Surface totale | 800 | 80 | 80 | 15 |

La surface spécifique peut être mesurée par l'adsorption d'un gaz ou un liquide polaire. Ces deux méthodes donnent des mesures différentes et ne peuvent être comparées. En effet, l'adsorption d'un gaz (tel que l'Azote N_2) détermine la surface spécifique externe des particules (Brunauer et al, 1938). L'Azote étant non polaire, ne pénètre pas entre les feuillets des minéraux argileux. L'adsorption des liquides polaires, tels que l'éthylène glycol, l'éthylène glycol mono éthylique éther (Cerato et Lutenegger, 2002) et le bleu de méthylène (Chen et al, 1999; Santamarina et al, 2002), mesure la surface spécifique totale (Yukselen et Kaya, 2006).

Dans cette étude, la surface spécifique des sédiments est déterminée par la méthode d'adsorption de gaz Brunauer-Emmett-Teller (BET). Les mesures sont faites à l'aide d'un système ASAP 2010 (Micromeritics, USA), qui détermine à une température constante

(80°C) une isotherme d'adsorption et de désorption et calcule la distribution de taille des pores. Cette méthode est la plus utilisée pour les matériaux finement divisés et poreux (Sing et al, 1985).

La méthode est volumétrique statique. Une quantité connue de gaz pur (Azote) est injectée dans un volume confiné contenant l'adsorbant (sédiments) et maintenu à une température constante. Lorsque l'adsorption se produit, la pression dans le volume confiné varie jusqu'à ce qu'un équilibre soit établi. La quantité de gaz adsorbée à la pression d'équilibre est donnée par la différence entre la quantité de gaz injectée et la quantité de gaz nécessaire pour remplir l'espace autour de l'adsorbant. Cette quantité est proportionnelle à la surface externe du matériau (Fagerlund, 1973). Une isotherme d'adsorption est établie par une admission d'injections successives de gaz à l'adsorbant à l'aide d'une technique de dosage volumétrique et par l'application des lois des gaz parfaits $PV = nRT$ (Sing et al, 1985).

Les résultats de cet essai sont représentés par des courbes qui reportent le volume de gaz adsorbé par un gramme d'adsorbant en fonction de la pression relative d'équilibre p/p_0 (la pression d'équilibre du gaz adsorbable p /la pression de vapeur saturante p_0). Un exemple d'un graphe d'une isotherme d'adsorption – désorption est représenté à la figure 2.3.

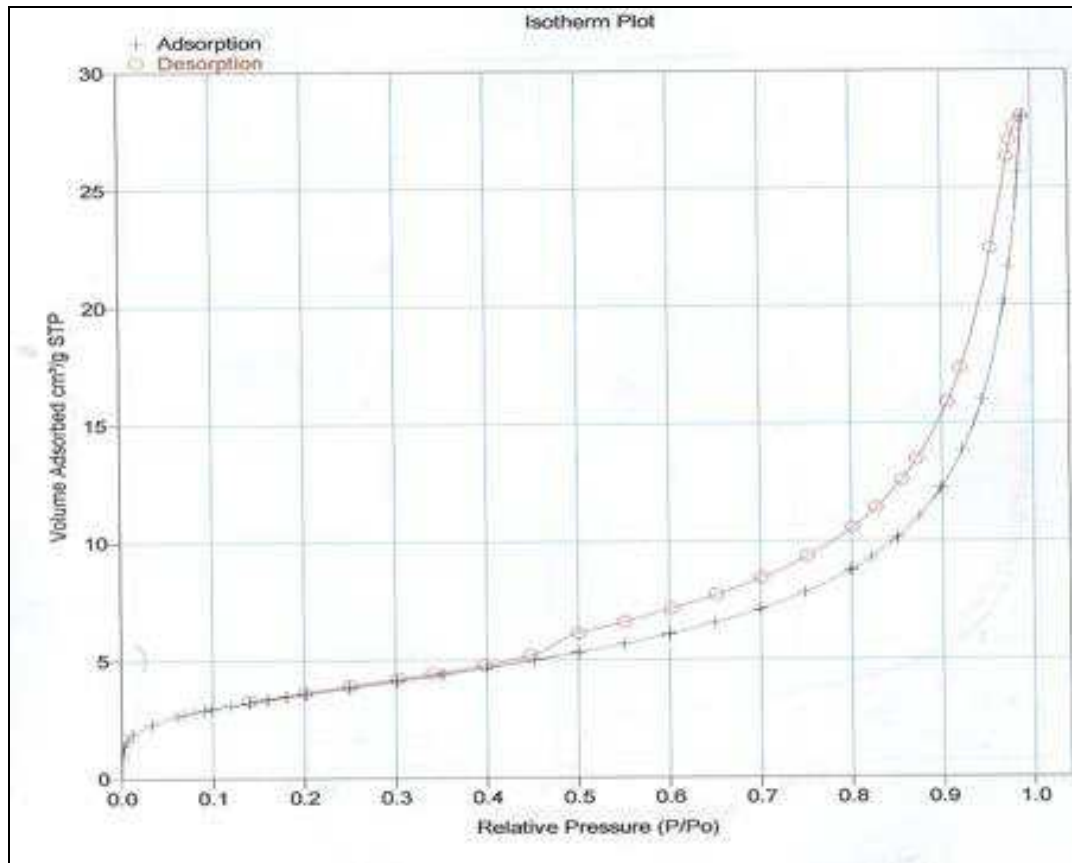


Figure 2. 3. Exemple d'un graphe d'une isotherme d'adsorption – désorption des sédiments du port de Radès

La méthode BET permet de déterminer les surfaces spécifiques externes des sédiments. Les surfaces spécifiques totales S_s sont calculées à partir de la valeur au bleu à l'aide de l'équation (2.3) (Santamarina et al, 2002):

$$S_s = V_B * FC \quad (2.3)$$

Tel que : V_B est la valeur au bleu ;

$$FC \text{ est un facteur de conversion exprimé par : } FC = m_{BM} \times \frac{A_v}{371,91} \times A_{BM}$$

m_{BM} est la teneur en bleu de la solution de titrage (g/ml);

A_v est le nombre d'Avogadro ($6,02 \times 10^{23}$ atomes/mol);

A_{BM} est l'aire couverte par une molécule de bleu de méthylène (130 \AA^2)

373,91 correspond au poids moléculaire du bleu de méthylène.

2.1.4. Masses volumiques

2.1.4.1. Masse volumique relative

Les masses volumiques des sédiments sont déterminées en vue de les comparer aux ordres de grandeurs usuelles des sols. La masse volumique des sédiments du port de Radès a été déterminée par la méthode de la trousse coupante (photo 2.3.a) et celle des sédiments du port de Gabès par la méthode du moule (photo 2.3.b) conformément à la norme NF P 94-053.



a. Méthode de la trousse coupante



b. Méthode du moule

Photo 2. 3. Détermination de la masse volumique relative

2.1.4.2. Masse volumique absolue

La masse volumique absolue ou la masse volumique des particules solides ρ_s d'un sol est en général comprise entre $2,6 \text{ g/cm}^3$ et $2,8 \text{ g/cm}^3$. Une valeur plus faible que $2,6 \text{ g/cm}^3$ peut indiquer la présence de matière organique. La masse volumique ρ_s est définie par le rapport entre la masse d'un échantillon séché en étuve et le volume qu'il occupe dans l'eau, y compris les pores fermés, mais à l'exclusion de ceux accessibles à l'eau. Dans cette étude, les masses volumiques absolues des sédiments du port de Radès et du port de Gabès sont déterminées par deux méthodes : la méthode du pycnomètre à eau (XP CEN ISO/TS 17892-3) et la méthode du pycnomètre à hélium.

2.1.4.2.1. Méthode du pycnomètre à eau

Cette méthode permet de mesurer le volume occupé par les grains solides d'un échantillon sec (fraction inférieure à 2 mm) de masse connue, à l'aide d'un pycnomètre rempli d'eau. Une pompe à vide est utilisée pour éliminer les vides entre les particules. Les étapes de la manipulation sont détaillées dans l'annexe I.5.

2.1.4.2.2. Méthode du pycnomètre à hélium

Pour une mesure précise du volume absolu, la masse volumique ρ_s est déterminée à l'aide d'un pycnomètre à hélium de type Micromeritics ACCUPYS 1330. Cette méthode permet d'éviter tout gonflement du matériau possible dans le cas de l'utilisation des pycnomètres à liquides. En plus, l'hélium pénètre très bien dans de très petites cavités en raison de son faible diamètre atomique. Le principe de cet essai est basé sur la loi de Mariotte ($PV = \text{constante}$) (Doyle, 2006). En effet, l'échantillon est introduit dans une cellule du pycnomètre. Le gaz hélium est injecté à une pression connue P_c dans une enceinte de référence de volume V_c . Il est ensuite libéré dans un volume de détente V contenant l'échantillon de volume V_E . La pression initiale d'injection du gaz d'hélium diminue et se stabilise à une pression P tel que l'équilibre donné par la formule (2.4) est respecté :

$$P_c \times V_c = P \times (V + V_c - V_E) \quad (2.4)$$

Ainsi, le volume absolu V_E de l'échantillon est donné par l'expression (2.5).

$$V_E = V + V_c \times \left(1 - \frac{P_c}{P}\right) \quad (2.5)$$

2.1.5. Teneur en matière organique par perte au feu

La détermination de la teneur en matière organique des sédiments est indispensable pour évaluer leur compressibilité et leur potentiel à interagir avec les polluants organiques. En effet, les matières organiques ont la capacité de former des liaisons solubles et insolubles dans l'eau avec les métaux et les oxydes hydratés, d'interagir avec les minéraux argileux, de lier les particules ensemble, de favoriser la sorption et la désorption, d'absorber et de libérer les nutriments des plantes et de retenir l'eau dans le sol (Schumacher, 2002).

D'autre part, les molécules des matières organiques peuvent interagir avec les polluants organiques : les HAP, les PCB et quelques autres composés hydrophobes (polybromodiphényléthers, polychlorodibenzodioxines, pesticides), par absorption ou autres types de liaisons (De Paolis et Kukkonen, 1997).

Dans cette étude, la teneur en matière organique des sédiments est déterminée par la méthode de la perte au feu à 450°C selon les recommandations de la norme XP P 94-047. Cette méthode est largement utilisée pour estimer la teneur en matière organique et la teneur en carbonate des sédiments (Bengtsson et Enell, 1986, Heiri et al, 2001). Elle est jugée efficace, rapide et peu coûteuse comparée aux méthodes géochimiques (Dean, 1974).

A une température de calcination comprise entre 450 et 550°C, la matière organique s'oxyde en dioxyde de carbone. Lorsque la température est comprise entre 900 et 1000°C, le dioxyde de carbone est dégagé par le carbonate.

La teneur en matière organique d'un échantillon est sa masse perdue, suite à une calcination à 450°C pendant au moins 3h. Au moins 2 prises d'essai, de masse 50g chacune sont introduites dans deux creusets de masses connues. Un dessiccateur est utilisé pour refroidir les creusets sorties du four (photo 2.5). Les valeurs retenues sont la moyenne arithmétique de deux mesures. La répétabilité et la reproductibilité des mesures sont vérifiées. Les sols varient de faiblement à fortement organiques selon leur teneur en matière organique (NF EN ISO 14688-2) (tableau 2.12).



Photo 2. 4. Détermination de la teneur en matière organique par la méthode de la perte au feu

Tableau 2. 12. Classification des sols ayant des composants organiques (NF EN ISO 14688-2)

| Sol | Teneur en matière organique (%) |
|-----------------------|---------------------------------|
| Faiblement organique | 2 à 6 |
| Moyennement organique | 6 à 20 |
| Fortement organique | > 20 |

2.1.6. Teneur en carbone organique

La teneur en carbone organique donne une indication sur la présence de la matière organique et en particulier les polluants organiques tels que les PCB. En effet, la capacité des sédiments à piéger les PCB augmente avec la quantité des particules fines et le taux du carbone organique (Salomons et Forstner, 1981 ; Life, 2002 ; Abd el Azim et Moselhy, 2004). Le carbone organique (CO) est le composé essentiel de la matière organique. Il est généralement engendré par la décomposition des plantes et des animaux. Le carbone organique résulte en plus de la pollution due aux activités anthropiques. Certains sites, peuvent contenir du carbone organique 'discret' dans les fibres de bois provenant des déchets des usines et des tanneries de cuir (Schumacher, 2002).

La teneur en carbone organique peut être déduite à partir de la teneur en matière organique déterminée par perte au feu. Plusieurs études ont prouvé qu'il existe une corrélation entre la teneur en matière organique et la teneur en carbone organique (Dean, 1974 ; Sutherland, 1998). Les coefficients de corrélation varient entre 1,724 et 2,5 (Nelson et Sommers, 1996). Broadbent (1953) recommande un coefficient de 1,9 pour les sols en surface et de 2,5 pour les sols souterrains. Un coefficient intermédiaire égal à 2,13 est généralement retenu (Dean, 1974 ; Sutherland, 1998).

Dans cette étude la teneur en carbone organique est calculée à partir de la teneur en matière organique par l'expression :

$$\text{Teneur en carbone organique} = \frac{\text{Matière organique} \times 0,47}{100} \quad (2.6)$$

La méthode de la perte au feu est certes rapide, simple et non couteuse mais elle peut être approximative pour la détermination de la teneur en carbone organique car selon Sutherland (1998) :

- Le carbone organique peut ne pas être totalement oxydé à 450°C ;
- Une partie du carbone inorganique peut être libérée à des températures de calcination comprises entre 425°C et 520°C ;
- Le facteur de corrélation choisi n'est pas précis, étant donné qu'il dépend de plusieurs paramètres.

D'autres méthodes existent pour la détermination de la teneur en carbone organique. Dans cette étude, la teneur en carbone organique est calculée à partir de la différence entre les concentrations du carbone total (CT) et du carbone inorganique (CI) déterminées respectivement par un analyseur élémentaire par chromatographie gazeuse et par perte au feu à 1000°C.

La teneur en carbone total présent dans les sédiments est déterminée, au laboratoire Géosystèmes – Université Lille 1, par un analyseur élémentaire Thermo Finnigan EA 1112, équipé d'un passeur automatique de 32 échantillons. Le système est géré par le logiciel Eager 300. Les éléments pouvant être dosés sont le Carbone, l'Hydrogène, l'Azote et le Soufre. Les résultats sont fournis avec une précision absolue de $\pm 0,2$ % et sont validés pour au minimum deux essais. Le principe de l'essai consiste en une combustion à très haute température (900-1100°C) sous courant d'hélium suivie d'une analyse chromatographique des gaz produits. La chromatographie est une technique de séparation des constituants d'un mélange, dans le but d'identifier ou de doser certains de ses constituants. La prise d'essai est entraînée par un courant de phase mobile (liquide, gaz ou fluide supercritique) le long d'une phase stationnaire. Chaque espèce chimique se déplace à une vitesse propre dépendant de ses caractéristiques et de celles des phases mobile et stationnaire.

Le carbone inorganique est présent dans les sols et les sédiments sous forme de carbonate dont les minéraux les plus connus sont la calcite CaCO_3 et la dolomie $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$. La concentration en carbone inorganique est déduite à partir la teneur en carbonate déterminée par perte au feu à 1000°C. En effet, il existe une corrélation entre le pourcentage du carbone inorganique et la perte au feu à 1000°C, donnée par l'expression

(2.7) (Heiri et al, 2001).

$$CI = 0,273 \times PAF_{450-1000^{\circ}C} \quad (2.7)$$

La masse molaire du carbone inorganique présent dans le dioxyde de carbone dégagé du carbonate des sédiments, calcinés entre 450°C et 1000°C, est de 27,3% (les masses molaires du carbone et de l'oxygène sont respectivement 12 g / mol et 16 g / mol).

2.1.7. Teneur en carbonate de calcium CaCO₃

En raison de sa faible solubilité, le carbonate de calcium présent dans l'environnement, se dépose sur les sédiments. C'est un composant naturel des sols qui n'est pas toxique. Sa décomposition libère les ions de calcium qui est un composant essentiel pour les organismes vivants et les ions de carbonates qui feront partie du cycle du carbone. Selon la teneur en CaCO₃ d'un sol, son comportement évolue de celui d'une argile à celui d'une roche (tableau 2.13). Ainsi, la présence de CaCO₃ dans les sédiments affecte leur sensibilité à l'eau. Une roche calcaire, se caractérise par une hydratation rapide (Gurney et al, 2012).

D'autre part, les phases carbonatées qui peuvent être présentes dans les sédiments, ont la capacité de retenir les métaux lourds (Plassard et al, 2000 ; Yong et al, 1990). Il a été prouvé que le cuivre (Cu) et le Zinc (Zn) sont principalement présents dans ces phases (Segura et al, 2005 ; Ouhadi et al, 2010). Ainsi, la teneur en carbonate de calcium (CaCO₃) donne une indication sur la capacité des sédiments à retenir les métaux lourds. La teneur en carbonate est déterminée par la méthode du calcimètre conformément à la norme NF P 94-048. Le principe de l'essai consiste à faire réagir un échantillon avec de l'acide chlorhydrique en excès. Les étapes de l'essai sont données dans l'Annexe I.6. Le carbonate de calcium CaCO₃, s'il existe dans l'échantillon, réagit suivant la réaction chimique :



Ainsi, la teneur en carbonate est déduite à partir du volume de dioxyde de carbone CO₂. Elle est calculée à partir de l'expression (2.9).

$$\% CaCO_3 = \frac{1,2 \times V_b \times P}{m \times (\theta_b + 273)} \quad (2.9)$$

tels que V_b : le volume du gaz dégagé lors de l'essai exprimé en cm^3 ;

p : la pression atmosphérique de la salle d'essai en kPa, $p = 100$ kPa ;

m : la masse de l'échantillon en g, $m = 1$ g ;

t_b : la température de la salle en degrés Celsius, $t_b = 20^\circ\text{C}$.

Tableau 2. 13. Classification des matériaux en fonction du pourcentage massique en carbonate (NF P 94-048)

| Teneur en carbonate (%) | Classification | Exemple |
|-------------------------|----------------------|------------------------|
| < 10 | Non calcaire | Argile, sable siliceux |
| 10 à 29 | Peu calcaire | Argile marneuse |
| 30 à 69 | Moyennement calcaire | Marne |
| 70 à 89 | Calcaire | Calcaire marneux |
| 90 | Fortement calcaire | Calcaire |

2.1.8. Teneur en sulfate

Les sulfates provenant principalement de la dissolution du gypse ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) et de l'oxydation des sulfures dans les déchets miniers et industriels affectent considérablement le comportement des sols et des sédiments. Le comportement du sol varie de « faiblement agressif » à « très fortement agressif » en fonction de sa teneur en sulfate (tableau 2.14). Des seuils de taux en sulfate ont été fixés par plusieurs chercheurs pour les matériaux à mélanger avec des liants (chaux ou ciment). En effet, le sulfate réagit avec l'alumine et la portlandite présentes dans les liants pour former l'ettringite (Rajasekaran, 2005). C'est un trisulfoaluminate de calcium hydraté de formule : $3 \text{CaO} \cdot \text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 3\text{CaSO}_4 \cdot 32\text{H}_2\text{O}$. Ce phénomène provoque un gonflement interne du béton, entraînant une fissuration multidirectionnelle du matériau et une diminution de ses résistances mécaniques (Rajasekaran, 2005). Le seuil de la teneur en sulfate d'un sol à traiter avec de la chaux est compris entre 0,03 et 1% (Perrin, 1992 ; Wild et al, 1999). Pour un traitement avec du ciment, le seuil varie entre 0,09% et 1% (Dunlap et al, 1975 ; DePuy, 1994). Les seuils sont variables et dépendent de plusieurs facteurs : la nature du sol, le liant utilisé. Dans tous les cas, les sols contenant plus que 1% de sulfate ne peuvent être traités à l'aide d'un liant (Baryla et al, 2000). Ainsi, la présence de quantités élevées en sulfate peut interdire

ou limiter l'incorporation des sédiments avec des liants possible dans une phase de traitement ou de valorisation.

Dans cette étude, la teneur en sulfate des sédiments est déterminée par la méthode colorimétrique. Elle est basée sur la technique turbidimétrique. Les étapes de la manipulation, illustrées par la photo 2.6, sont les suivantes :

- Un échantillon de sédiment de masse 5 g, séché puis passé à travers le tamis 80 μm est introduit dans un flacon.
- 50 ml d'eau distillée et une quantité d'agent extracteur de sulfate sont incorporés dans le flacon. Le flacon est secoué pendant 1 min.
- Par la suite, 0,15g de charbon actif sont rajoutés à la solution,
- Le flacon est secoué pendant 30 min.
- La solution est versée, en utilisant un entonnoir couvert d'un papier filtre dans une éprouvette graduée. Un réactif qui contient essentiellement des cristaux de chlorure de baryum qui provoque la turbidité de la solution est rajouté.
- Finalement, la solution est introduite dans le colorimètre qui permet d'afficher sur son écran la valeur de la teneur en sulfate présente dans l'échantillon.

Tableau 2. 14. Agressivité des sols en fonction de leur teneur en sulfate SO_4^- (NF P 18-011)

| Comportement du sol | Teneur en sulfate (mg/l) |
|----------------------------|---------------------------------|
| Faiblement agressif | 1200 – 2300 |
| Moyennement agressif | 2300 – 3700 |
| Fortement agressif | 3700 – 6700 |
| Très fortement agressif | > 6700 |

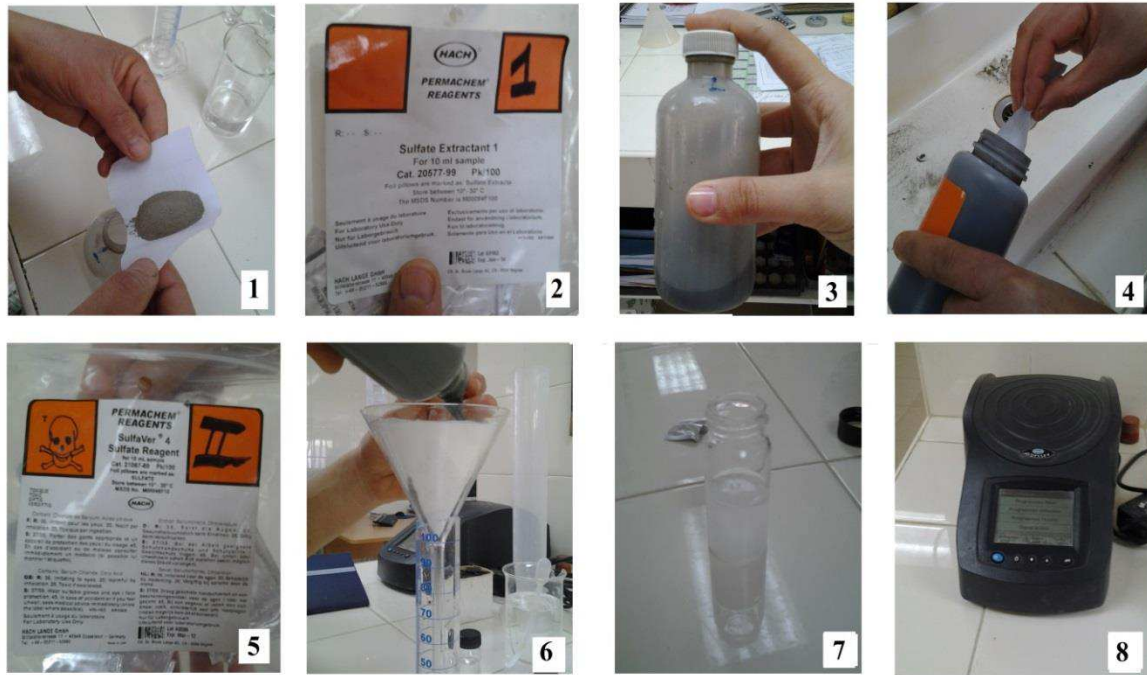


Photo 2. 5. Etapes de détermination de la teneur en sulfate à l'aide d'un calorimètre

2.2. Caractérisation chimique, minéralogique et environnementale

La réutilisation des sédiments nécessite une connaissance de leurs compositions chimique et minéralogique afin de comprendre et prévoir les réactions qui peuvent avoir lieu au sein du nouveau produit. La composition chimique est déterminée par la fluorescence aux rayons X qui permet d'évaluer les répartitions massiques des différents atomes. L'analyse minéralogique définit la nature des minéraux cristallisés, à l'aide d'une diffraction aux rayons X. Une analyse environnementale des sédiments est aussi nécessaire afin de quantifier leur potentiel en polluants. Le degré de pollution est évalué en comparant les teneurs en métaux lourds à des seuils réglementaires. Cette caractérisation concerne les teneurs en métaux lourds dans la fraction solide et leur solubilité lorsque les sédiments sont en contact avec une phase aqueuse. L'analyse est réalisée par spectroscopie d'émission optique (ICP-OES).

2.2.1. Analyse chimique

L'analyse par fluorescence aux rayons X des sédiments permet de quantifier (en pourcentage massique) ses composants chimiques élémentaires principaux. A partir de ces résultats et en considérant les masses molaires, les pourcentages en oxydes (SiO_2 , CaO , MgO , Al_2O_3 , Fe_2O_3 , Na_2O et K_2O) sont déduits. Dans cette étude, l'analyse chimique des sédiments a été réalisée par Fluorescence aux rayons X sur un appareil Bruker. La fluorescence X est une émission de rayons X, caractéristiques des éléments atomiques qui composent l'échantillon. Les rayons X sont envoyés par un tube cathodique sur l'échantillon. Ces rayons X 'primaires' excitent les atomes, qui en retour émettent un rayonnement X 'secondaire', dont le spectre, caractéristique de l'atome, est analysé par un spectromètre. Le spectromètre est, suivant les appareils, à 'dispersion d'énergie' ou à 'dispersion de longueur d'onde'. L'analyse de ce spectre permet de déduire la composition élémentaire, c'est-à-dire les concentrations massiques en éléments.

2.2.2. Analyse minéralogique

Cette analyse a été réalisée par une diffraction aux rayons X (DRX) qui fait ressortir la nature des minéraux cristallisés présents dans un échantillon préalablement séché et broyé en poudre. Ces analyses ont été conduites au moyen d'un diffractomètre aux Rayons X de système XPERT-PRO (photo 2.7), muni d'une anticathode en Cuivre, d'un porte échantillon tournant, avec une vitesse de numérisation de 0.01° $2\theta/s$. La tension d'accélération est de 40 kV et l'intensité est de 40 mA. Les longueurs d'onde alpha 1 et alpha 2 sont respectivement de 1,5405980 et 1,5444260 avec un rapport d'intensité alpha 2/alpha 1 de 0,5. Les résultats sont interprétés avec le logiciel X'pert HighScore plus®.



Photo 2. 6. Diffractomètre aux Rayons X de système XPert-PRO.

2.2.3. Analyses environnementales

Le degré de pollution des sédiments est évalué par des analyses environnementales au moyen d'une spectroscopie d'émission optique (ICP-OES) sur la fraction solide des sédiments (NF ISO 11466) et sur leurs lixiviats récupérés par le test de lixiviation (NF EN 12457-3).

2.2.3.1. Analyse par ICP - OES de la fraction solide des sédiments

Le but de cette analyse est de mesurer la concentration totale des différents éléments traces considérés comme polluants tels que le Plomb (Pb), le Zinc (Zn), le Mercure (Hg), le Cadmium (Cd), le Chrome (Cr) et le Cuivre (Cu) dans la fraction solide des sédiments. Ces concentrations seront comparées aux « valeurs limites des concentrations en éléments traces dans les sols » qui fixent les seuils de l'acceptabilité de l'épandage des sédiments.

L'analyse commence par une solubilisation des métaux lourds présents dans les sédiments par minéralisation. Elle consiste en la dissolution des minéraux et de la matière organique par oxydation. Il existe différentes méthodes de minéralisation parmi lesquelles la mise en solution totale par attaque acide à chaud dans un milieu ouvert ou fermé. Cette

méthode, la plus recommandée pour l'analyse des métaux lourds (NF ISO 11466), a été utilisée dans cette étude.

L'échantillon de masse 0,5 g, préalablement séché à 50°C, broyé à 63 µm (photo 2.8.a), est mis dans un godet d'attaque en Téflon à couvercle conique (photo 2.8.b). Par la suite 10 ml d'acide fluorhydrique (HF 40%) sont ajoutés au mélange. Cette solution d'acide fait dissoudre les composés silicatés en formant des composés volatils. L'ensemble est chauffé dans une étuve à 100°C et laissé évaporer à sec. Puis, 2 ml d'acide nitrique (HNO₃ 65%) et 6 ml d'acide chlorhydrique (HCl 38%) sont ajoutés. Le mélange est laissé s'évaporer à sec. Le résidu de l'attaque totale est ensuite dilué dans 20 ml d'eau ultra pure pour solubiliser les métaux adsorbés sur les parois (photo 2.8.c). Finalement, l'échantillon est filtré au moyen d'une micropipette et analysé par une spectroscopie d'émission optique (ICP –OES) (photo 2.8.d).

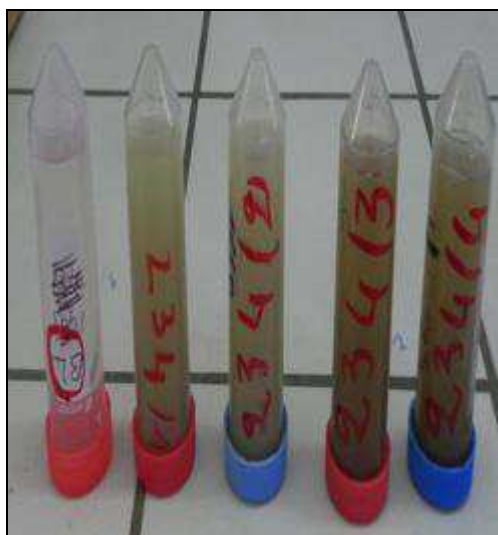
L'analyse par ICP–OES consiste à mesurer l'émission atomique par une technique spectroscopique optique. Les échantillons nébulisés sont mis dans une torche à plasma où se produit une excitation. Des spectres d'émission atomique des raies caractéristiques sont produits par un plasma induit par haute fréquence. Les spectres sont dispersés par une spectrométrie à réseau et l'intensité des raies est évaluée par des détecteurs. Les signaux des détecteurs sont traités et contrôlés par un système informatique. Lors du dosage des éléments à l'état de traces, une correction du bruit de fond est utilisée pour compenser les variations du bruit de fond. La détermination des concentrations se fait à l'aide d'une courbe d'étalonnage. La mesure de l'intensité des éléments à doser est réalisée aux longueurs d'ondes spécifiques principales.



a. Broyage de l'échantillon



b. Godets d'attaque en Téflon à couvercle conique



c. Résidu de la minéralisation



d. Analyse par ICP-OES

Photo 2. 7. Minéralisation de l'échantillon et analyse par ICP-OES pour la détermination des concentrations en métaux lourds dans la fraction solide.

2.2.3.2. Analyse par ICP-OES du lixiviât

Les sédiments ne poseraient pas de problèmes environnementaux si les métaux lourds et les polluants organiques y sont piégés et ne sont pas mobilisés sous l'effet d'une infiltration des eaux de ruissellement ou des pluies. Ce risque est évalué pour les déchets stockés ou valorisés par une analyse par ICP-OES des lixiviats récupérés par un « test de

lixiviation ». Ce test est considéré comme un outil indispensable et est le plus répandu pour l'évaluation du degré de pollution des sédiments (Lopez Meza et al, 2008). La lixiviation consiste à la mise en contact d'une phase liquide et d'une phase solide. Elle permet de reproduire au laboratoire le phénomène réel d'infiltration de l'eau à travers les sédiments. Cette infiltration engendre l'entraînement des composés organiques et inorganiques s'ils existent, de la phase solide vers le milieu extérieur. L'analyse des concentrations des polluants présents dans le lixiviat et leur comparaison aux seuils réglementaires permet de définir le taux de toxicité des sédiments. Pour cette étude, le degré de pollution des lixiviats en métaux lourds est évalué par rapport aux seuils N1 et N2 fixés par Géode (1996).

Il existe deux modes de tests de lixiviation qui dépendent des conditions *in situ* à représenter (Maszkowska et al 2013) :

- Lixiviation en colonne : Elle consiste en un écoulement ascendant ou descendant du lixiviat à travers un matériau granulaire. Ce test représente le cas réel d'infiltration des eaux de pluie à travers un matériau.
- Lixiviation en batch : Ce test est plus simple. Il consiste à la mise en contact d'un lixiviat et un matériau monolithe avec un rapport L/S bien déterminé. Ce cas se présente dans la réalité lorsqu'un dépôt de déchets a une perméabilité plus faible que celle du terrain qui l'entoure. L'eau de ruissellement aura tendance à contourner le massif et le contact se fera par lixiviation de la couche externe du massif (Han et al, 2009).

Les paramètres du test de lixiviation sont variables et sont en fonction des buts recherchés et des conditions réelles du terrain, à savoir la durée de lixiviation, la nature du lixiviant (eau distillée ou eau acidifiée, pH), le rapport L/S (liquide/solide), la durée et le mode de contact eau-solide (retournement, agitation, percolation) (Quina et al, 2011). Le test de lixiviation par colonne (ou le test de percolation) fournit des informations détaillées et précises mais sa durée est assez longue. La lixiviation en batch est rapide, simple et son test est peu coûteux. Plusieurs chercheurs ont comparés les résultats mesurés par les deux tests de lixiviation (Al-Abed et al, 2008 ; Lopez Meza et al, 2008 ; Grathwohl et Susset, 2009). Il a été conclu que le test en batch est une bonne alternative, qui peut être utilisé au lieu du test en colonne, sous certaines conditions, en particulier lorsque le rapport L/S est

élevé pour évaluer le comportement environnemental des déchets (Bin-Shafique et al, 2006).

Dans le cadre de cette étude le comportement des sédiments a été évalué à l'aide du test de lixiviation en batch. Ce test peut se faire sous différentes conditions en variant :

- La forme du matériau : granulats ou monolithe
- La nature du lixiviant : eau déminéralisée, acide nitrique, acide acétique
- Le rapport L/S : 5, 10 ou 20,
- La durée d'agitation : 18, 24 ou 48 heures.

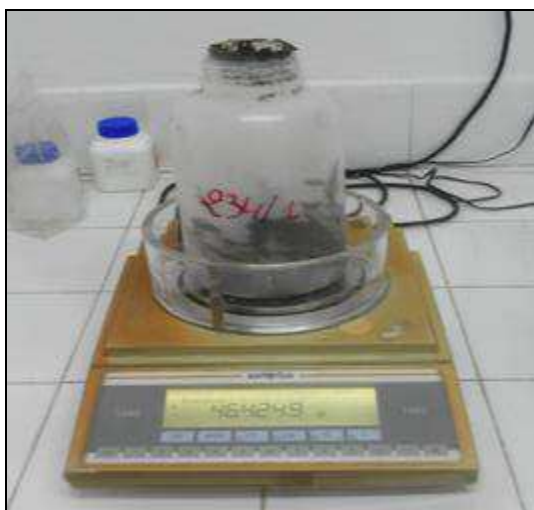
Il existe plusieurs normes dans le monde qui fixent différentes conditions du test de lixiviation en batch. Des exemples de normes sont cités et décrits dans le tableau 2.15.

Tableau 2. 15. Exemples de normes de test de lixiviation.

| Norme | Référence | Lixiviant | Forme du matériau | L/S | Durée d'agitation |
|--------------|--|-------------------------------------|---------------------------------|------------|--------------------------------------|
| Européenne | EN 12457-1 EN 12457-2 EN 12457-3 EN 12457-4 | Eau déminéralisée ou acide nitrique | 95% des grains ≤ 4 mm. | 10 | 24 heures |
| Américaine | Toxicity Characteristic Leaching Procedure (TCLP) | Acide acétique pH = 2,88 | Grains $\leq 9,5$ mm | 20 | 18 heures |
| Néerlandais | NEN 7345 – Tank Leaching Test- | Acide pH = 4 | Grain ≥ 40 mm | 5 | Sans agitation |
| Française | XP X 31-211 | Eau déminéralisée ou acide nitrique | Diamètre : 4 cm, hauteur : 8 cm | 10 | 3 fois 16 heures ou 1 fois 24 heures |
| Canadienne | TCLP modifié | Acide acétique pH = 5 | Diamètre $\leq 150 \mu m$ | 20 | 18 heures |

Dans cette étude, le test de lixiviation a été réalisé conformément à la norme EN 12457-3 « Caractérisation des déchets : Lixiviation – Essai de conformité pour lixiviation des déchets fragmentés et des boues ». La prise d'essai est telle que sa masse en matière sèche est égale à 175 g (photo 2.9.a). L'échantillon est introduit dans un flacon de

contenance 2l. Un volume d'eau distillée est rajouté tel que le rapport liquide/solide (L/S) est égal à 10 l/kg. L'ensemble est maintenu sous agitation par retournement à une vitesse de 5 tr/min, pendant 24 h (photo 2.9.b). Par la suite, les flacons sont laissés décanter pendant une durée de temps suffisante pour séparer le lixiviat de la phase solide (photo 2.9.c). Le lixiviat, récupéré à l'aide d'une micropipette (photo 2.9.d), est analysé par spectroscopie d'émission optique (photos 2.10.a et 2.10.b).



a. Pesée de la prise d'essai



b. Retournement des flacons (5tr/min) pendant 24h



c. Décantation

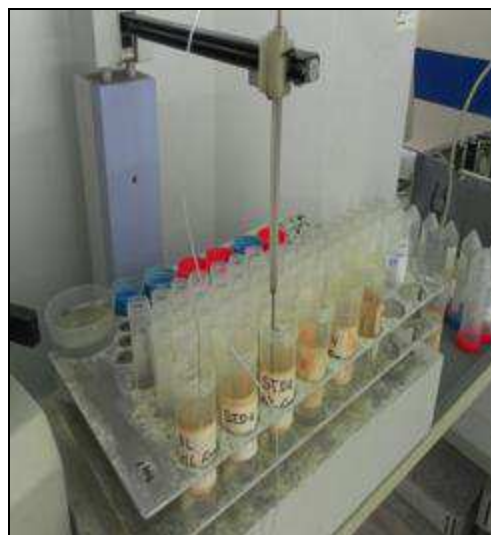


d. Récupération du lixiviat à l'aide d'une micropipette

Photo 2. 8. Test de lixiviation en batch.



a. Appareillage de l'ICP-OES



b. Analyse par ICP-OES

Photo 2. 9. Analyse du lixiviat par ICP-OES

Conclusion

Les essais et les analyses décrits dans ce chapitre visent la définition des propriétés physiques, chimiques, minéralogiques et environnementales des sédiments des ports de Radès et de Gabès. Différentes corrélations et relations, définies entre les propriétés physiques d'après la littérature, ont été recensées et analysées. Une caractérisation aussi complète que possible est menée afin de dresser une fiche synoptique des sédiments permettant de les définir comme des matières premières ou secondaires. Les essais et les analyses ont été effectués dans des laboratoires de différentes disciplines et spécialités : mécanique des sols, chimie, minéralogie, environnement.

3. Résultats et analyse de la caractérisation des sédiments du port de Radès et du port de Gabès

Ce chapitre présente les résultats et les analyses des essais de caractérisation physique, chimique, minéralogique et environnementale, réalisés dans le but d'identifier le comportement des sédiments du port de Radès et du port de Gabès. Le but de cette étude expérimentale est de dresser les premières fiches synoptiques, en Tunisie, des sédiments des ports de Radès et de Gabès. Les sédiments du port de Radès sont étudiés car ils présentent le plus grand volume des sédiments marins dragués en Tunisie. Ceux du port de Gabès sont caractérisés car leur gestion actuelle (rejet en mer) présente un grand risque environnemental.

Une analyse aussi complète que possible des propriétés physiques des sédiments est indispensable pour définir le comportement et la nature de ce matériau très hétérogène : distribution granulométrique, argilosité, masses volumiques, teneurs en matière organique, en carbone organique, en sulfate et en carbonate de calcium. L'analyse environnementale permet de vérifier si les sédiments nécessiteraient un traitement avant leur incorporation dans la formulation d'un nouveau matériau.

Introduction

Proposer de nouvelles alternatives de gestion des sédiments dragués des ports tunisiens, à savoir leur incorporation dans les formulations de matériaux de construction présente une solution d'un grand intérêt économique et écologique. Une caractérisation physique, minéralogique, chimique et environnementale, aussi complète que possible, de ces matériaux hétérogènes et complexes est, tout d'abord, nécessaire. Cette caractérisation est indispensable pour comprendre le comportement des sédiments et évaluer les interactions qui peuvent avoir lieu entre ceux-ci et les matériaux avec lesquels ils seront mélangés. Cette étude vise la caractérisation des sédiments du port de Radès et du port de Gabès. Dans la première partie de ce chapitre les propriétés des sédiments du port de Radès sont présentées et discutées. Dans la deuxième partie, la caractérisation concerne les sédiments du port de Gabès.

3.1. Origine des sédiments de l'étude : Radès et Gabès

Le choix des sédiments marins à caractériser dans le cadre de cette étude est fait suite à un recensement approfondi des données relatives aux tonnages des sédiments dragués des ports tunisiens et à l'analyse des solutions actuellement adoptées. Les données synthétisées dans le 1^{er} chapitre ont permis de conclure que les sédiments du port de Radès et du port de Gabès présentent les cas les plus pertinents à étudier dans le cadre de cette étude, en vue de trouver de nouvelles alternatives pour leur gestion. En effet, le port de Radès, qui assure la plus grande masse des échanges commerciaux, présente à lui seul 32% du volume total des sédiments dragués des ports tunisiens. Quant aux sédiments du port de Gabès qui sont fortement pollués, leur gestion actuelle (rejet en mer) présente un grand danger pour l'écosystème marin.

3.2. Échantillonnage des sédiments de l'étude

3.2.1. Sédiments du port de Radès

Le prélèvement des sédiments à partir du bassin du port de Radès nécessite l'utilisation d'une drague. Etant donné qu'aucune opération de dragage n'était programmée en 2010 (année prévue pour commencer l'étude de caractérisation des sédiments), les échantillons des sédiments de l'étude ont été prélevés à partir d'un dépôt terrestre mis en place suite au dragage effectué en 2008 par l'OMMP. Cette décision a été prise grâce à une collaboration

avec l'OMMP. La situation géographique de la zone d'échantillonnage est indiquée sur la figure 3.1. Le dépôt des sédiments se situe à côté du pont de Radès – La Goulette, s'étend sur une surface de 50 ha et est de 1,5 m d'épaisseur. Dans une première étape, des échantillons de sédiments ont été prélevés en 5 points espacés d'environ 20 m à différentes profondeurs 0,2 m, 0,5 m, 0,7 m et 1,2 m. Les observations visuelles et la détermination de la distribution granulométrique des différents échantillons ont permis de conclure que la zone de prélèvement est stratifiée et homogène. Les sédiments de la couche superficielle du dépôt d'épaisseur 30 cm, sont assez grossiers (sable grisâtre). Cette étude concerne les sédiments superficiels du bassin du port qui représentent le plus grand volume des sédiments déposés et qui sont mis au fond du dépôt. Dans le cadre de cette étude, près de 2 tonnes de sédiments ont été prélevés du fond de 2 points du dépôt, notés R1 et R2, espacés de 20 m (photo 3.1). Les résultats de caractérisation des sédiments R1 et R2 sont présentés et analysés dans la 1^{ère} partie de ce chapitre.



Figure 3. 1. Zone d'échantillonnage des sédiments du port de Radès



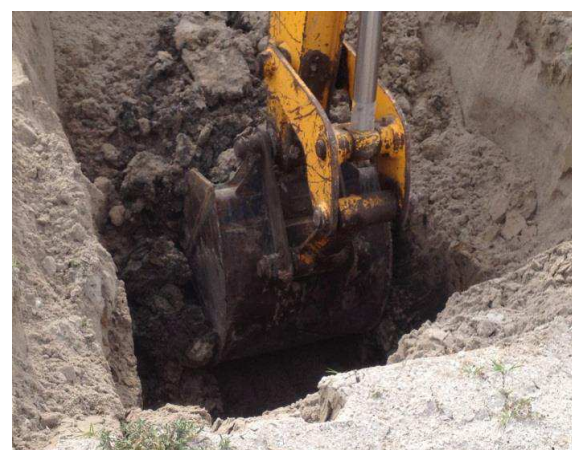
a. Le dépôt des sédiments du port de Radès



b. Exécution manuelle d'une fouille



c. Extraction des sédiments à l'aide d'une pelle



d. Fouille exécutée jusqu'au niveau de prélèvement des échantillons

Photo 3. 1. Prélèvements des échantillons de sédiments du port de Radès à partir d'un dépôt terrestre

3.2.2. Sédiments du port de Gabès

Les échantillons des sédiments du port de Gabès ont été prélevés directement à partir du bassin et du chenal du port à l'aide d'un scaphandrier (photo 3.2). Le prélèvement est effectué en 2 points notés G1 et G2, indiqués sur la figure 3.2, à une profondeur de 0,5 à 1 m. Le point G1 appartient au bassin du port et se situe à proximité du quai et le point G2 est à l'entrée du chenal. Vu les modestes moyens disponibles et étant donné que la zone est fortement polluée, principalement par du phosphogypse, l'opération de prélèvement des sédiments du port de Gabès fut laborieuse.



a. Prélèvement des sédiments du port de Gabès à l'aide d'un scaphandrier



b. Prélèvement des sédiments à 0,5 m de profondeur

c. Les sédiments du port de Gabès

Photo 3. 2. Prélèvement des échantillons de sédiments du port de Gabès



Figure 3. 2. Situation géographique des points de prélèvement des échantillons de sédiments du port de Gabès G1 et G2

3.3. Conditionnement des échantillons

Afin de conserver les propriétés chimiques des sédiments prélevés, des échantillons ont été stockés dans des récipients hermétiques et inertes (photo 3.3) à 4°C, comme recommandé par l'Agence de l'Eau (2002) et d'autres organismes Français, Belges et Néerlandais (Life, 2002). Les échantillons à utiliser pour les essais de caractérisation physique ont été conservés dans des sacs en plastique. Au total près de 2000 kg de sédiments sont extraits du port de Radès et 50 kg du port de Gabès. La quantité prélevée de chaque point R1, R2, G1 et G2 est homogénéisée manuellement afin d'avoir un seul échantillon représentatif pour chaque point.



Photo 3. 3. Conditionnement des échantillons dans des récipients hermétiques.

3.4. Caractérisation des sédiments du port de Radès

Les échantillons des sédiments du port de Radès ont été prélevés du fond du dépôt terrestre car ils représentent les sédiments superficiels du bassin du port qui sont les plus fréquemment dragués pour maintenir un tirant d'eau sécuritaire (Bel Hadj Ali et al, 2012).

3.4.1. Caractérisation physique

Cette caractérisation concerne principalement la distribution granulométrique, l'argilosité (limites d'Atterberg, valeur au bleu, surface spécifique) et les teneurs en matière organique, en carbone organique, en carbonate de calcium et en sulfate. Les valeurs retenues sont la moyenne arithmétique de trois mesures. La répétabilité et la reproductibilité des mesures sont

vérifiées. Plusieurs corrélations entre différentes propriétés sont utilisées pour mieux appréhender le comportement des sédiments.

3.4.1.1. Granulométrie

Les sédiments du port de Radès sont de couleur grisâtre à marron (photo 3.4) et sont de consistance molle au toucher. Ils sont caractérisés par la présence de mottes argileuses et de débris de coquilles et par une odeur nauséabonde.



Photo 3. 4. Sédiments du port de Radès

La distribution granulométrique est une des propriétés à déterminer pour caractériser les sédiments et les classer parmi les catégories du sol. La granulométrie est en plus liée au potentiel des sédiments à piéger les polluants. Plus la fraction $\leq 63 \mu\text{m}$ est importante, plus ce potentiel peut être élevé.

Les pourcentages des différentes fractions granulométriques des sédiments du port de Radès sont donnés dans le tableau 3.1. Les figures 3.3 et 3.4 représentent les courbes granulométriques des sédiments R1 et R2. Ces résultats montrent que les sédiments du port de Radès sont des limons argileux légèrement sableux. Ces sédiments sont de granulométrie moyennement grossière (avec la présence de 47 à 58% de limon) à fine (avec la présence de 30 à 39% d'argile).

D'après les coefficients de courbure et d'uniformité déterminés à partir de D_{10} , D_{30} et D_{60} , donnés dans le tableau 3.2, les courbes granulométriques des sédiments R1 et R2 sont moyennement graduées (NF EN ISO 14688-2). Pour les sols, une granulométrie bien graduée constitue des dépôts compactables avec une capacité portante élevée. Dans le cas contraire,

les dépôts sont non compactables et ont une capacité portante faible. Les sédiments du port de Radès ont des propriétés intermédiaires.

Le diamètre médian (D_{50}) des sédiments R1 est de l'ordre de $4,7 \mu\text{m}$ et le diamètre à travers lequel passe 95% des particules est égal à $117 \mu\text{m}$. Pour les sédiments R2, le diamètre moyen est égal à $3 \mu\text{m}$ et D_{95} est de l'ordre de $189 \mu\text{m}$. Les diamètres D_{50} des sédiments du port de Radès sont assez petits comparés à ceux du port de Dunkerque ($15 \mu\text{m}$) (Dubois et al, 2009), le port du Havre ($10 \mu\text{m}$) (Boutouil, 1998) et le port de New York/New Jersey ($15 \mu\text{m}$) (Dalton et al, 2004).

Tableau 3. 1. Répartition granulométrique en % des sédiments du port de Radès

| | Gravier $20 < d < 2$ (mm) | Gros sable $2 < d < 0,2$ (mm) | Sable fin $0,2 < d < 0,063$ (mm) | Limon $0,063 < d < 0,002$ (mm) | Argile $d < 0,002$ (mm) |
|----|---------------------------------|-------------------------------------|--|--------------------------------------|-------------------------------|
| R1 | 0,4 | 2,6 | 9 | 58 | 30 |
| R2 | 0,5 | 3,5 | 10 | 47 | 39 |

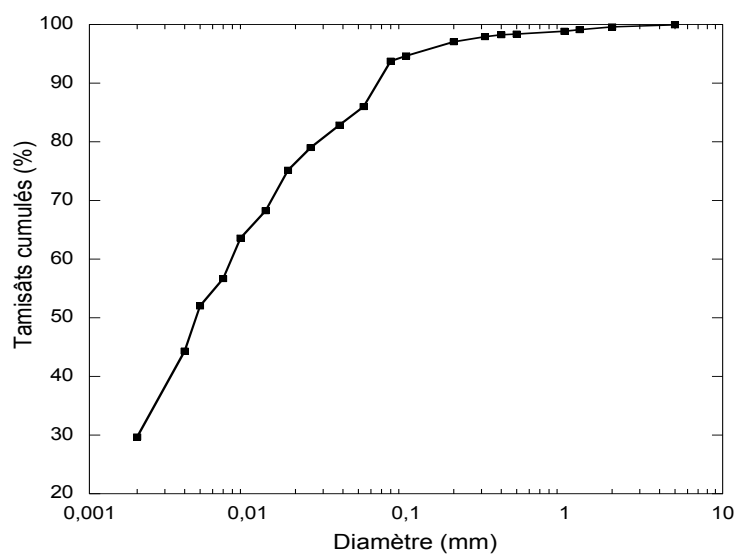


Figure 3. 3. Courbe granulométrique des sédiments R1

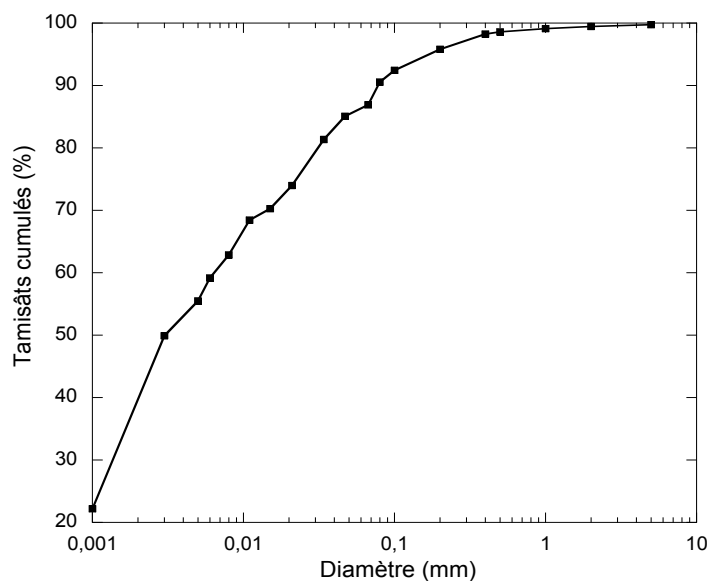


Figure 3. 4. Courbe granulométrique des sédiments R2

Tableau 3. 2. Coefficients de courbure et d'uniformité des sédiments R1 et R2

| | D_{10} (mm) | D_{30} (mm) | D_{50} (mm) | D_{60} (mm) | D_{95} (mm) | C_u | C_c |
|----|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|-------|-------|
| R1 | 0,001 | 0,002 | 0,0047 | 0,0077 | 0,117 | 7,7 | 0,52 |
| R2 | 0,001 | 0,0015 | 0,003 | 0,0064 | 0,189 | 6,4 | 0,35 |

La granulométrie des sédiments varie d'un port à un autre et au sein du même port d'une zone à une autre. Elle est liée à plusieurs facteurs tels que la géologie, le relief et la vitesse du vent de la région du port. Les propriétés granulométriques des sédiments du port de Radès sont comparables à celles des sédiments du port de Dunkerque en France (Brakni et al, 2009 ; Dubois et al, 2009 ; Zentar et al, 2012) et du port de Brême en Allemagne (Hamer et Karius, 2002) (tableau 3.3). Les sédiments d'autres régions ont une granulométrie différente tels que ceux de la baie de Kamaishi (près d'un port commercial au Japon) qui sont composés de sables fins et de limons (Asami et al, 2005). Les sédiments du port de Sant Carles de la Ràpita (Limeira et al, 2010) et du port Barcelone (Limeira et al, 2011) sont sableux.

Tableau 3. 3. Répartition granulométrique de sédiments de ports commerciaux

| Origine des sédiments | 2000-63 μm | $\leq 63 \mu\text{m}$ |
|---|---|---|
| Port de Dunkerque (France) (Brakni et al, 2009) | 0 | 100 |
| Port de Dunkerque (France) (Dubois et al, 2009) | 36,8 | 63,2 |
| Port de Dunkerque (France) (Zentar et al, 2012) | 10,8 | 89,2 |
| Port de Barcelone (Espagne) (Limeira et al, 2011) | 99 | 1 |
| Port de Sant Carles de la Rapità (Espagne) (Limeira et al, 2010) | 86 | 14 |

3.4.1.2. Teneur en eau

Les teneurs en eau des sédiments R1 et R2 sont respectivement de l'ordre de 65% et 80%. Une teneur en eau plus élevée pour les sédiments R2 peut être justifiée par la présence d'un pourcentage d'argile plus important comparé à celui des sédiments R1. Ces teneurs en eau sont assez élevées pour pouvoir incorporer les sédiments, à leur état brut, dans la formulation d'un matériau de construction. Une déshydratation devrait être prévue pour sécher les sédiments et assurer la possibilité de leur recyclage.

Les sédiments se caractérisent, souvent, par une teneur en eau trop élevée qui peut atteindre 150 à 200 % (Dubois et al, 2009). Les teneurs en eau des sédiments du port de Radès sont données et comparées à celles d'autres ports dans le tableau 3.4. La teneur en eau mesurée pour les sédiments du port du Havre est de 160% (Boutouil, 1998), celle des sédiments du port de de NewYork/New Jersey est de 52,5% (Dalton et al, 2004). Les teneurs en eau varient selon les propriétés physiques (granulométrie, porosité) des sédiments, la méthode utilisée pour leur dragage (hydraulique ou mécanique) et de leur consolidation. Une teneur en eau élevée pose problème pour les opérations de transport et de mise en dépôts des sédiments. L'eau présente dans les sédiments est même considérée comme un frein pour leur valorisation à toutes les filières.

Tableau 3. 4. Teneurs en eau des sédiments du port de Radès et d'autres ports

| Origine des sédiments | Teneur en eau |
|--|---------------|
| Port de Radès | 65 à 80% |
| Port de Dunkerque (Dubois et al, 2009) | 150 à 200 % |
| Port du Havre (Boutouil, 1998) | 160% |
| Port de NewYork/New Jersey (Dalton et al, 2004) | 52,5% |

3.4.1.3. Argilosité

Les sédiments du port de Radès contiennent 30 à 39% d'argile. Cette fraction confère aux sédiments une certaine plasticité, un potentiel de gonflement et une capacité d'échange cationique. Ces propriétés sont évaluées à partir d'essais simples et rapides permettant de déterminer les limites d'Atterberg, la valeur au bleu de méthylène et la surface spécifique.

3.4.1.3.1. Limites d'Atterberg

Les courbes des figures 3.5 et 3.6 tracées à partir des résultats de l'essai à l'appareil de Casagrande ont permis de définir une limite de liquidité w_L comprise entre 73% et 88%. Les limites de liquidité w_L et de plasticité w_p , les valeurs de l'indice de plasticité I_p et l'indice de consistance I_c des sédiments du port de Radès sont données dans le tableau 3.5. Ces résultats classent les sédiments R1 et R2 parmi les « Argiles très plastiques » sur le diagramme de Casagrande (figure 3.7). Les sédiments du port de Radès sont de consistance très molle d'après les faibles indices de consistance.

Les limites d'Atterberg des sédiments du port de Radès sont comparables à celles des sédiments du port de Gravelines/ Grand fort philippe (Dubois, 2006) et du port de Dunkerque (Tran, 2009 ; Zentar et al, 2012) données dans le tableau 3.6. Ces comparaisons sont données à titre indicatif.

Les activités argileuses des sédiments R1 et R2 sont respectivement de l'ordre de 1,7 et 1,53. D'après Skempton (1953), ces activités caractérisent les argiles de type smectite

(montmorillonite). En plus, d'après la valeur de l'indice de plasticité, les sédiments R1 et R2 ont un fort potentiel de gonflement (Snethen, 1980 ; Chen 1988). D'autre part, la nature du minéral de la fraction argileuse des sédiments du port de Radès est évaluée à partir des corrélations définies en fonction des limites d'Atterberg par Mitchell (1993) et Bell (1996). Ces corrélations révèlent la présence d'un minéral argileux de type kaolinite. Les résultats obtenus d'après les différentes corrélations entre les limites d'Atterberg et la nature du minéral caractéristique de la fraction argileuse sont récapitulés dans le tableau 3.7. Il est difficile de conclure d'après ces corrélations qui donnent des résultats différents. Cette dispersion peut être expliquée par l'hétérogénéité des sédiments et la présence de limon et de sable fin. Ces résultats doivent être vérifiés par la détermination de la valeur au bleu de méthylène qui permet de donner une prédiction plus précise de la nature du minéral argileux (Yukselen et Kaya, 2008).

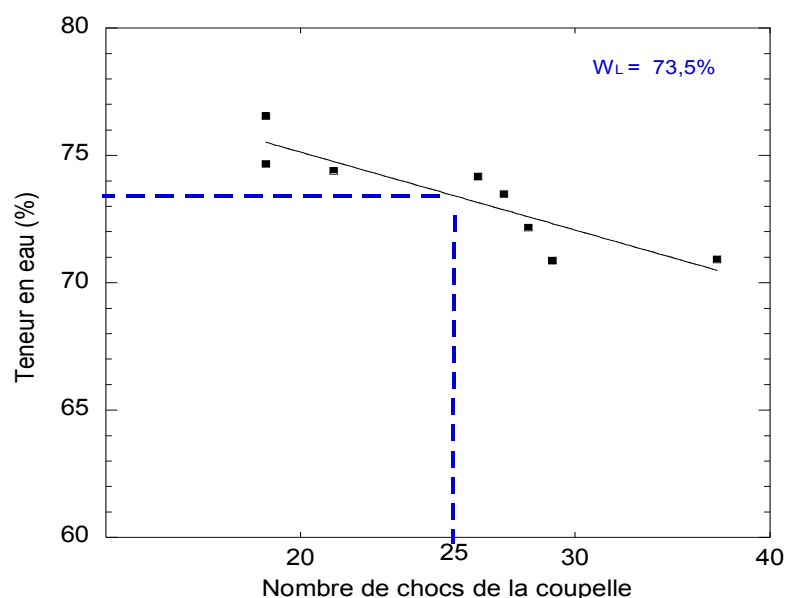


Figure 3. 5 Détermination de la limite de liquidité des sédiments R1

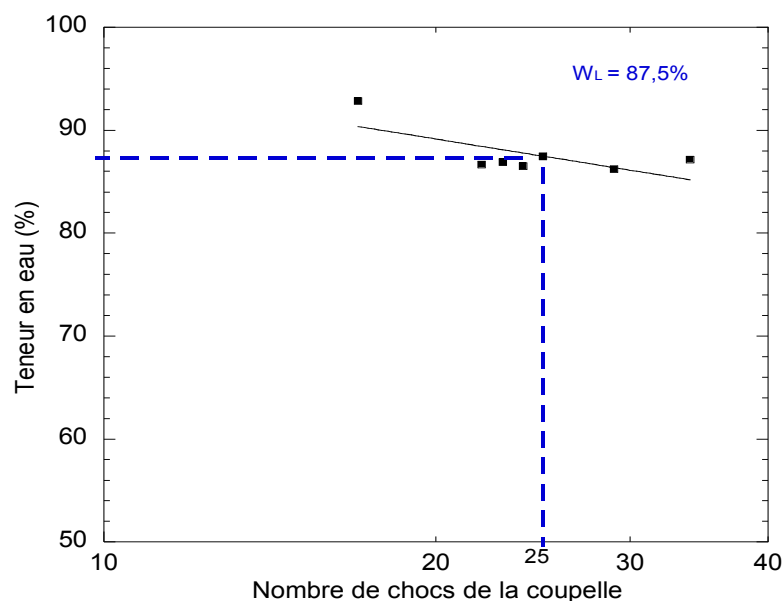


Figure 3. 6. Détermination de la limite de liquidité des sédiments R2

Tableau 3. 5 Limites d’Atterberg, indices de consistance et de plasticité des sédiments R1 et R2

| | w_L (%) | w_P (%) | I_p | Plasticité | I_c | Consistance |
|----|-----------|-----------|-------|-----------------------|-------|-------------|
| R1 | 73,5 | 22,3 | 51,2 | Argile très plastique | 0,17 | Très molle |
| R2 | 87,5 | 28 | 59,5 | Argile très plastique | 0,13 | Très molle |

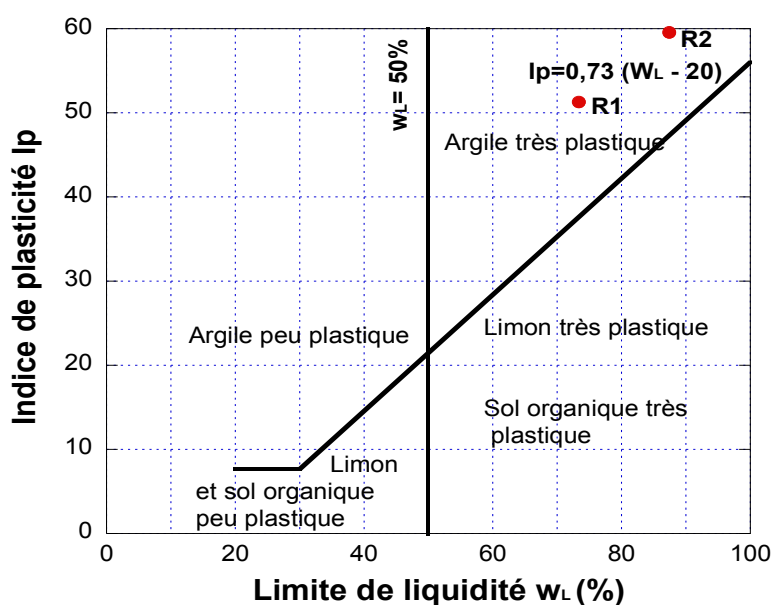


Figure 3. 7. Classification des sédiments du port de Radès selon le diagramme de Casagrande

Tableau 3. 6. Limites de liquidité et de plasticité des sédiments des ports de Dunkerque et de Gravelines/ Grand fort philippe

| | w_L (%) | w_P (%) |
|---|--------------------------|--------------------------|
| Port de Gravelines/ Grand fort philippe – Dubois, 2006. | 92,2 à 103,0 | 33,9 à 46,2 |
| Port de Dunkerque Dubois et al, 2009 | 97,4 | 45 |
| Port de Dunkerque Zentar et al, 2012 | 76,1 | 35,3 |

Tableau 3. 7. Minéral de la fraction argileuse des sédiments du port de Radès d'après des corrélations à partir des limites d'Atterberg

| | Mitchell (1993) | Bell (1996) | Skempton (1953) |
|-----------|------------------------|--------------------|------------------------|
| R1 | Kaolinite | Kaolinite | Smectite |
| R2 | Kaolinite | Kaolinite | Smectite |

3.4.1.3.2. Valeur au bleu de méthylène

Les valeurs au bleu des sédiments R1 et R2 et les classifications correspondantes sont données dans le tableau 3.8. Ces résultats permettent de conclure que les minéraux argileux présents dans les sédiments du port de Radès ont un faible à moyen potentiel d'adsorption. Ils sont de type Kaolinite et/ou Chlorite (Tran, 1981). L'activité argileuse « A_{cb} » révèle que les argiles sont normales pour les sédiments R1 et peu actives pour les sédiments R2 (Lautrin, 1989). Ainsi, les fines présentes dans les sédiments du port de Radès sont de faible à moyenne activité électrochimique et ont un faible à moyen potentiel de gonflement et une faible à moyenne capacité d'échange cationique.

Les valeurs au bleu de méthylène des sédiments du port Radès sont faibles comparées à celles du port de Dunkerque, qui est de 4,27 g/100g d'après Brakni et al (2007) et de 3,1 g/100g d'après Zentar et al (2012).

Tableau 3. 8. Valeurs au bleu de méthylène et activités argileuses des sédiments R1 et R2

| | R1 | R2 |
|---|----------------------|----------------------|
| VBS (g/100g) | 1,66 | 1,78 |
| Minéraux caractéristiques (Tran, 1981) | Kaolinite - Chlorite | Kaolinite – Chlorite |
| Classification selon GTR (2000) | Sol sablo-argileux | Sol sablo-argileux |
| « Acb » | 5,55 | 4,57 |
| Activité argileuse | Argile normale | Argile peu active |

3.4.1.3.3. Surface spécifique

La surface spécifique d'une argile dépend de sa composition minéralogique. Plus le nombre de feuillets est grand, plus la surface spécifique est importante. Ainsi, plus la surface spécifique est importante, plus la capacité des sédiments à adsorber les polluants et à retenir l'eau est élevée. La surface spécifique externe des sédiments du port de Radès, déterminée par la méthode d'adsorption de gaz Brunauer-Emmett-Teller (BET) est comprise entre 20,55 et 22,64 m²/g. La surface spécifique totale, calculée à partir de la valeur au bleu, est comprise entre 34,88 et 37,32 m²/g. Les résultats regroupés dans le tableau 3.9 et comparés aux données du tableau 2.10, montrent que les sédiments du port de Radès contiennent des argiles de type illite qui est un minéral argileux caractérisé par une moyenne réactivité chimique et une moyenne capacité de retrait-gonflement (Kau et al, 1998). Ainsi, les sédiments du port de Radès ont une capacité moyenne à adsorber les polluants et à retenir l'eau. Ce résultat est exact si on suppose que les sédiments ne contiennent pas de matière organique. En effet, la présence de matière augmente la réactivité des argiles.

A titre d'exemple, les mesures de la surface spécifique de sédiments prélevés des côtes de la Manche sont données dans le tableau 3.9 (Boust et Privé, 1984). Les différences entre les surfaces spécifiques totales et externes correspondant aux espaces interfoliaires, sont très variables.

Tableau 3. 9. Surfaces spécifiques des sédiments du port de Radès R1 et R2 et d'autres sédiments

| | Surface BET (m ² /g) | Surface BM (m ² /g) |
|---|---------------------------------|--------------------------------|
| Sédiments R1 | 20,55 | 34,88 |
| Sédiments R2 | 22,64 | 37,32 |
| Sédiments des côtes de la Manche – Regneville (Boust et Privé, 1984) | 17,7 | 35,6 |
| Sédiments des côtes de la Manche – Honfleur (Boust et Privé, 1984) | 34 | 71 |
| Sédiments des côtes de la Manche – Aber Benoit (Boust et Privé, 1984) | 7,7 | 71,2 |

En conclusion, les résultats récapitulés dans le tableau 3.10, obtenus pour qualifier l'argilosité des sédiments du port de Radès permettent de retenir que la fraction argileuse est de fort à moyen potentiel de gonflement et de faible à moyenne capacité d'échange cationique. Ainsi, les sédiments R1 et R2 ont un moyen pouvoir à retenir l'eau et à encapsuler les polluants qui sont présents dans l'environnement sous forme de cations. Il est difficile de définir à partir de ces conclusions le comportement (potentiel de gonflement et capacité d'échange cationique) de la fraction argileuse des sédiments étudiés. Ceci prouve qu'il est nécessaire de développer de nouvelles méthodes pour étudier le comportement de ces matériaux très hétérogènes et complexes.

Plusieurs facteurs peuvent être pris en considération pour justifier la dispersion des analyses des résultats des essais réalisés pour qualifier l'argilosité des sédiments :

- Les nombreuses corrélations qui existent dans la littérature entre les limites d'Atterberg et la nature minéralogique de la fraction argileuse sont diverses et ne donnent pas les mêmes conclusions.
- La présence probable de matière organique influe la réactivité des argiles et par la suite les résultats de ces essais.
- La surface spécifique est affectée par la présence de sable dans les sédiments.
- Les corrélations ne sont précises et exactes que dans le cas d'un mélange contenant un seul type de minéral. Or les sédiments sont des mélanges hétérogènes qui peuvent contenir plusieurs minéraux.

Tableau 3. 10. Résultats retenus pour la qualification des minéraux argileux présents dans les sédiments du port de Radès

| Sédiments | Limites d'Atterberg | Valeur au bleu | Surface spécifique |
|-----------|-----------------------|-----------------------|--------------------|
| R1 | Kaolinite ou smectite | Kaolinite et chlorite | Illite |
| R2 | Kaolinite ou smectite | Kaolinite et chlorite | Illite |

3.4.1.4. Masses volumiques

3.4.1.4.1. Masse volumique apparente

La masse volumique apparente des sédiments du port de Radès est déterminée par la méthode de la trousse coupante. Cette méthode s'adapte aux matériaux de consistance molle à très molle. La masse volumique mesurée est de l'ordre de $1,77 \text{ g/cm}^3$ (tableau 3.11). Cette valeur est comparable à la masse volumique d'un sol argileux de consistance moyenne ($1,6$ et $1,8 \text{ g/cm}^3$).

Tableau 3. 11. Masse volumique apparente des sédiments du port de Radès

| | R1 | R2 |
|---|------|------|
| Masse volumique apparente (g/cm^3) | 1,78 | 1,77 |

3.4.1.4.2. Masse volumique absolue

La masse volumique des grains solides ρ_s est déterminée par la méthode du pycnomètre à eau et la méthode du pycnomètre à hélium. Les mesures retenues pour les deux méthodes sont données dans le tableau 3.12. Ces mesures sont variables. Ceci prouve l'hétérogénéité des sédiments. La plupart des valeurs sont inférieures à $2,6 \text{ g/cm}^3$ (valeur usuelle pour les matériaux). Ce résultat peut être expliqué par la présence de matière organique ou de forte concentration en carbonate de calcium (Sabatini et al, 2002). Par exemple, la masse volumique absolue de sédiments du port de Dunkerque qui contiennent 6,27% de matière organique, est de $2,53 \text{ g/cm}^3$ (Zentar et al, 2012).

Les masses volumiques des sédiments R1 et R2 déterminées par la méthode du pycnomètre à hélium, qui donne des mesures exactes du volume absolu, sont presque égales.

Tableau 3. 12. Masses volumiques absolues des sédiments du port de Radès (g/cm³)

| | Méthode du pycnomètre à eau | Méthode du pycnomètre à hélium |
|----|-----------------------------|--------------------------------|
| R1 | 2,27 | 2,55 |
| R2 | 2,62 | 2,57 |

3.4.1.5. Teneur en matière organique

La perte au feu des sédiments du port de Radès calcinés à une température de 450°C pendant près de 3 heures est de 9,07 à 9,75%. Ces sédiments sont ainsi moyennement organiques (NF EN ISO 14688-2). Ces pourcentages en matière organique confèrent aux sédiments une moyenne à forte plasticité et compressibilité, une faible à moyenne résistance et une capacité à immobiliser les polluants organiques (Schumacher, 2002 ; De Paolis et Kukkonen, 1997). La présence de matière organique présente une contrainte dans le cas d'une réutilisation de ces sédiments dans un matériau cimentaire. Plusieurs études ont conclu que la présence de matière organique dans un mélange sol-ciment affecte la durée de prise en diminuant sa résistance à la compression à 7 jours comparée à celle d'un mélange sans matière organique (Clare et Sherwood, 1954) et fait apparaître des fissures dans le mortier ou le béton après son durcissement (Tomoto et al, 2011). D'autre part, la matière organique affecte l'activité de la fraction argileuse en augmentant son potentiel d'absorber l'eau et d'encapsuler les polluants.

Les teneurs en matières organiques des sédiments du port Radès sont assez élevées comparées à celles des sédiments des ports de Barcelone (1%) et de Dunkerque (4% à 6,27%) (Tableau 3.13). Néanmoins, elles sont comparables aux mesures enregistrées pour le port de Brême (10%) dont les sédiments ont été incorporés dans la fabrication de briques cuites. Des microfissures ont été observées dans ces briques lorsqu'elles furent soumises à l'essai de gel/dégel. Ceci a été expliqué par la présence de matière organique. La calcination des sédiments fut recommandée, en vue de détruire la fraction organique, pour améliorer les performances des nouvelles briques (Hamer et Karius, 2002).

Tableau 3. 13. Teneurs en matières organiques des sédiments du port de Radès et autres ports étrangers

| Origine des sédiments | Teneur en matière organique (%) |
|--|---------------------------------|
| Port de Radès - R1 | 9,75 |
| - R2 | 9,07 |
| Port de Barcelone (Limeira et al, 2011) | 1,0 |
| Port de Dunkerque (Lafhaj et al, 2007 ; Zentar et al, 2012) | 4,0 à 6,27 |
| Port de Brême (Hamer et Karius, 2002) | 10 |

3.4.1.6. Teneur en carbone organique

Toutes les mesures, données dans le tableau 3.14, sont comprises entre 2,86 et 4,58%. Les teneurs en carbone organique des sédiments R1 et R2 les plus élevées sont celles calculées à partir des teneurs en matière organique. Ceci est dû à la possibilité d'une surestimation de la teneur en matière organique à cause de la libération du carbone inorganique à une température de calcination égale à 450°C (Sutherland, 1998). D'autre part, il est possible que la perte au feu comprise entre 450 et 1000 °C est surévaluée en représentant en plus de la perte de CO₂ à partir de CaCO₃, la perte de certains carbones non volatiles et de l'eau dans l'argile (Dean, 1974 ; Meyers et Teranes, 2001; Heiri et al, 2001). Des sédiments contenant 100% d'argile et 0% de carbonate présente une perte de poids de 5% entre 450 et 1000 °C (Heiri et al, 2001). A titre d'exemple, les concentrations en carbone organique des sédiments du port de Dunkerque déterminées par 2 méthodes a permis de trouver des teneurs différentes. Cette teneur est de 3,33 % mesurée à partir de la perte au feu à 450°C et est de 2,62% déterminée par une oxydation sulfochromatique (Dubois et al, 2009).

La comparaison des mesures de la teneur en carbone organique des sédiments du port de Radès à celles des sédiments des ports de Brême, de Sant de Carles de la Ràpita et de Dunkerque dont les concentrations en PCB ont été également déterminées (tableau 3.15), prouve que les sédiments R1 et R2 peuvent contenir, des concentrations en PCB comprises entre 0,01 mg/kg et une valeur inférieure à 0,5 mg/kg. Ces valeurs sont inférieures aux seuils

N1 et N2 (Géode) respectivement égaux à 0,5 mg/kg et 1 mg/kg (Alzieu et al, 1999). Ainsi, d'après ces résultats les sédiments du port de Radès sont faiblement pollués en PCB.

Tableau 3. 14. Calcul des teneurs en carbone organique des sédiments du port de Radès

| | R1 | R2 |
|-------------------------------|-----------|-----------|
| PAF1000°C (%) | 24,28 | 22,15 |
| PAF450°C (%) | 9,75 | 9,07 |
| PAF450-1000°C (%) | 14,53 | 13,08 |
| %CI (= 0,273 x PAF450-1000°C) | 3,97 | 3,57 |
| %CT | 6,83 | 6,76 |
| % CO (= %CT-%CI) | 2,86 | 3,19 |
| % CO (= PAF450°C/2,13) | 4,58 | 4,25 |

Tableau 3. 15. Teneurs en carbone organique et en PCB des sédiments de ports commerciaux

| Origine des sédiments | %CO | PCB (mg/kg) (7 éléments) |
|---|------------|-------------------------------------|
| Port de Brême (Karius et Hamer, 2001 ; Hamer et Karius, 2002) | 3,00 | 0,22 |
| Port de Sant Carles de la Ràpita (Tarragone) (Limeira et al, 2010) | <0,44 | < 0,0007 |
| Port de Dunkerque (Dubois et al, 2009) | 2,62 | < 0,01 |
| Lac de Volkerak – Pays – bas (Koelmans et al, 1997) | 9,15 | 0,528 |

3.4.1.7. Teneur en carbonate de calcium

Les mesures des teneurs en carbonate de calcium des sédiments R1 et R2 par la méthode du calcimètre et à partir de la perte au feu entre 450°C et 1000°C sont données dans le tableau 3.16. Les valeurs obtenues par les 2 méthodes sont comparables et classent les sédiments du port de Radès parmi les matériaux moyennement calcaires (NF P 94-048).

D'autre part, ces mesures prouvent que les sédiments du port de Radès ont un potentiel assez important à retenir les métaux lourds qui peuvent être présents dans le bassin du port. Ouhadi et al (2011) ont prouvé qu'une argile de type kaolinite (malgré sa faible capacité d'échange cationique) contenant 10% de carbonate retient près de 90% du Plomb présent dans son environnement par la phase carbonatée. Les carbonates constituent l'une des principales phases du sol dans les zones arides et semi arides étant donné qu'ils contribuent majoritairement à la rétention des métaux lourds (Griffin et al, 1976 ; Plassard et al, 2000).

La présence de carbonate de calcium dans les sédiments du port de Radès écarte la possibilité de leur utilisation dans la formulation d'un béton destiné à enrober des armatures d'aciers. En effet, le carbonate de calcium corrode les armatures d'aciers qui fait éclater le béton (Huet et al, 2005). Néanmoins de fortes teneurs en CaCO_3 attribuent aux sédiments les caractéristiques d'une roche calcaire, à savoir une aptitude à s'hydrater plus rapidement qu'un ciment (Gurney et al, 2012). Les teneurs en carbonate de calcium des sédiments du port de Radès sont comparables à celles des sédiments du port de Sant Carles de la Ràpita et sont plus élevées que celles des sédiments du port de Dunkerque (tableau 3.17).

Tableau 3. 16. Teneurs en carbonate de calcium des sédiments du port de Radès

| % CaCO_3 | Méthode du calcimètre | %$\text{CaCO}_3 = 2,27 \times \text{PAF450-1000}^\circ\text{C}$ |
|-------------------------------------|------------------------------|---|
| R1 | 35 | 32,98 |
| R2 | 37,5 | 29,69 |

Tableau 3. 17. Teneur en carbonate de calcium des sédiments de ports commerciaux

| Origine des sédiments | % CaCO_3 |
|---|-------------------------------------|
| Port de Sant Carles de la Ràpita (Limeira et al, 2010) | 38,01 |
| Port de Dunkerque (Lafhaj et al, 2007) | 2,7 |

3.4.1.8. Teneur en sulfate

Les sédiments du port de Radès sont faiblement agressifs avec une teneur en sulfate égale à 1900 mg/l soit 0,19% (NF P 18-011). La présence de sulfate dans les sédiments doit être particulièrement prise en considération dans le cas d'un traitement ou une valorisation à l'aide d'un liant. Wild et al (1999) ont étudié l'effet de la variation du taux de sulfate dans un

mélange constitué de kaolinite, chaux, gypse et laitier. Il a été observé une augmentation du gonflement volumique des éprouvettes avec l'élévation de la quantité de sulfate présente. D'après Baryla et al (2000), les sols contenant plus que 1% de sulfate ne peuvent être traités à l'aide d'un liant. La quantité de sulfate présente dans les sédiments du port de Radès est inférieure à ce seuil. Ceci autorise leur utilisation dans un matériau cimentaire mais ne garantit pas un mélange sans perturbation.

3.4.2. Caractérisation chimique, minéralogique et environnementale

La connaissance de la composition chimique et minéralogique des sédiments est primordiale afin de comprendre les interactions qui peuvent avoir lieu avec les matériaux à incorporer dans les formulations à tester. Les analyses environnementales définissent le degré de pollution des sédiments. Lorsque les sédiments sont pollués, un traitement est généralement recommandé en vue de produire un nouveau matériau inerte sans danger sur l'environnement. Dans certains cas, le procédé de fabrication contribue partiellement ou totalement à réduire le taux de pollution. Par exemple, l'incorporation des sédiments dans un matériau cimentaire permet de piéger les métaux lourds. Une telle alternative de valorisation peut être assimilée à un traitement de type Solidification/Stabilisation.

3.4.2.1. Composition chimique

Les analyses par fluorescence aux rayons X ont montré que les sédiments du port de Radès sont en majeure partie constitués de Calcium (Ca), Silicium (Si) et en pourcentages moins importants d'Aluminium (Al) (tableau 3.18). Les sédiments R1 et R2 sont composés respectivement de 62,71% et 56,41% d'oxydes métalliques (Oxyde de Calcium CaO, Oxyde de Magnésium MgO, Alumine Al₂O₃, Oxyde ferrique Fe₂O₃, Oxyde de sodium Na₂O₃ et Oxyde de Potassium K₂O₃). Ces oxydes marquent la présence d'argile dans les sédiments. Les sédiments R1 et R2 contiennent respectivement 37,29% et 43,59% de dioxyde de silicium SiO₂. Ce composé caractérise la fraction sableuse et limoneuse. Dans le tableau 3.19, la composition chimique des sédiments du port de Radès est comparée à celle de sédiments dragués du port de New York et à celles de 2 types d'argile et d'un sable.

La composition des sédiments R1 et R2 est comparable à celle des sédiments du port de New York. Ces sédiments ont été utilisés comme un matériau de remplissage dans la formulation d'un béton pour améliorer sa durabilité et sa résistance et diminuer sa perméabilité (Millrath et al, 2001).

Tableau 3. 18. Composition chimique des sédiments du port de Radès (en % massique)

| | <i>O</i> | <i>Na</i> | <i>Mg</i> | <i>Al</i> | <i>Si</i> | <i>P</i> | <i>S</i> | <i>K</i> | <i>Ca</i> | <i>Fe</i> | <i>Mn</i> | <i>Cr</i> |
|----|----------|-----------|-----------|-----------|-----------|----------|----------|----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| R1 | 31,55 | <0,46 | 0,76 | 2,72 | 17,4 | <0,04 | 0,79 | 0,44 | 15,92 | 1,97 | <0,01 | <0,01 |
| R2 | 34,48 | <0,33 | 0,62 | 2,10 | 20,3 | <0,05 | 0,74 | 0,40 | 17,05 | 1,73 | <0,01 | <0,02 |

Tableau 3. 19. Teneurs en oxydes des sédiments du port de Radès et autres minéraux (Millrath et al, 2001)

| | SiO₂ (%) | CaO/MgO (%) | Al₂O₃ (%) | Fe₂O₃ (%) | Na₂O/ K₂O (%) |
|---|----------------------------|--------------------|--|--|--|
| Sédiments R1 | 37,29 | 23,55 | 5,14 | 2,81 | 1,15 |
| Sédiments R2 | 43,59 | 24,90 | 3,97 | 2,47 | 0,92 |
| Argile/sable (sédiments du port New York) | 42,00 -58,00 | 3,00-23,00 | 8,00-13,00 | 4,00-6,00 | 3,00-4,50 |
| Argile (bentonite) | 45,00-66,00 | 0,80-2,00 | 16,40-22,00 | 2,50-16,50 | 2,00-4,00 |
| Argile (kaolin) | 52,00 | 0,30 | 41,00 | 4,30 | 0,90 |
| Sable (quartz) | 90,00-95,00 | | | | |

3.4.2.2. Composition minéralogique

Les résultats des analyses par diffraction aux rayons X, représentés par les diffractogrammes des figures 3.8 et 3.9 et détaillés dans le tableau 3.20, montrent que les sédiments R1 et R2 contiennent des phases communes avec une forte dominance de quartz SiO₂ et de dolomite (composée de CaMg(CO₃)₂ avec des traces de Fe, Mn, Co, Pb et Zn). Ils contiennent également du chlorure de sodium (NaCl) et de l'oxyde d'Aluminium (Al₂O₃). La présence de NaCl dans les sédiments marins est attendue étant donné que c'est le principal produit chimique dissous dans l'eau de mer. Des traces de Nacrite Al₂Si₂O₅(OH)₄ (minéral du groupe de la kaolinite) sont identifiées pour les sédiments R1 et R2. Ce résultat prouve et confirme que les sédiments du port de Radès ont un faible pouvoir de gonflement et une faible capacité d'échange cationique. Le quartz détecté comme étant la phase dominante dans la composition

des sédiments du port de Radès est le minéral caractéristique des sables et des limons qui constitue la fraction granulométrique la plus présente d'après l'analyse granulométrique. En plus, d'après l'analyse minéralogique, les sédiments R1 et R2 contiennent des carbonates de calcium qui se présentent sous deux formes selon les impuretés présentes : l'aragonite (CaCO_3 avec des traces de Sr, Pb et Zn) et la dolomite (le carbonate de calcium et de magnésium $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ avec des traces de Fe, Mn, Co, Pb, Zn). La présence de carbonate de calcium a été également détectée et quantifiée à l'aide de la méthode du calcimètre. La composition minéralogique des sédiments R1 et R2 confirme les résultats des essais géotechniques.

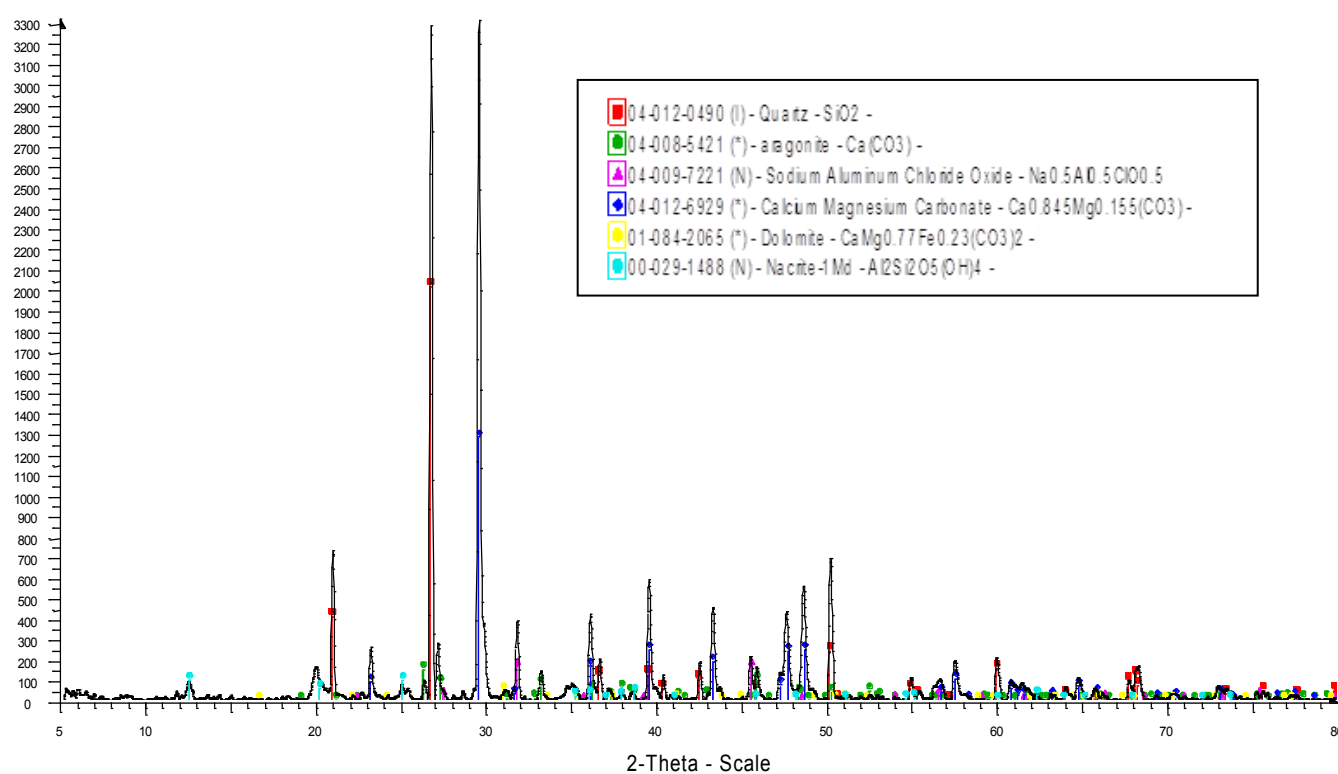


Figure 3. 8. Diffractogramme des sédiments R1

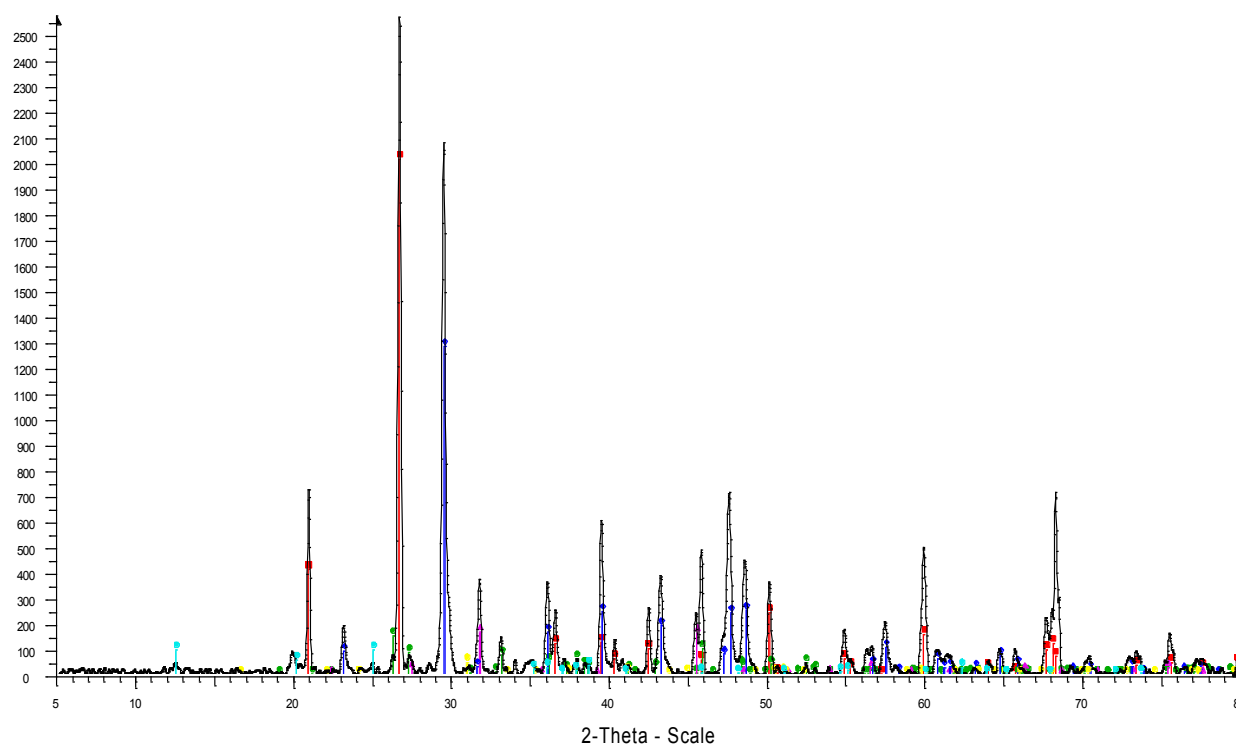


Figure 3. 9. Diffractogramme des sédiments R2

Tableau 3. 20. Composition minéralogique des sédiments du port de Radès

| Sédiments R1 | Sédiments R2 |
|---|---|
| - Quartz SiO_2 (en dominance) | - Quartz SiO_2 (en dominance) |
| - Carbonates : | - Carbonates : |
| - Aragonite : CaCO_3 (+ Sr + Pb + Zn) | - Aragonite : CaCO_3 (+ Sr + Pb + Zn) |
| - Dolomite : $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ (+ Fe + Mn + Co + Pb + Zn) (en dominance) | - Dolomite : $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ (+ Fe + Mn + Co + Pb + Zn) (en dominance) |
| - Chlorure de Sodium : NaCl | - Chlorure de Sodium : NaCl |
| et oxyde d'Aluminium Al_2O_3 | et oxyde d'Aluminium Al_2O_3 |
| - Traces de Nacrite $\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$ | - Traces de Nacrite $\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$ |

3.4.2.3. Caractérisation environnementale

La caractérisation environnementale concerne la détermination de la teneur en métaux lourds dans la fraction solide et leurs solubilités lorsque les sédiments sont en contact avec une phase aqueuse. Elle est réalisée par une spectroscopie d'émission optique sur la matière sèche et sur les lixiviats des sédiments R1 et R2. Le but est de mesurer les concentrations des éléments traces considérés comme polluants tels que le Cd, le Cu, le Pb, le Ni, le Zn, le Cr, le Hg et l'As et d'étudier leur comportement à long terme suite à une lixiviation réalisée selon la norme NF EN 12457-3. Les résultats de ces analyses sont donnés et comparés aux seuils réglementaires dans le tableau 3.21. La plupart des métaux lourds présentent, dans la fraction solide des sédiments R1 et R2, des teneurs inférieures aux « valeurs limites de concentration en éléments traces dans les sols » qui fixent les seuils de l'acceptabilité de l'épandage des déchets. Un léger dépassement de la concentration limite du Hg est noté pour les sédiments R2.

Les concentrations des métaux lourds présents dans le lixiviat sont comparées aux seuils limites N1 et N2 fixés par GEODE (1996). Ces concentrations sont inférieures aux seuils N1 qui délimitent l'acceptabilité du rejet en mer. Ainsi, les sédiments du port de Radès sont peu pollués. Ils peuvent être incorporés dans la formulation d'un nouveau matériau sans la nécessité de passer par un procédé de traitement.

La faible pollution des sédiments du port de Radès est liée à leurs propriétés physiques et minéralogiques et à la faible pollution de la zone de Rades (CJB/EAM, 2007). En effet, la caractérisation physique et minéralogique des sédiments a prouvé que la fraction argileuse est de faible à moyenne capacité d'échange cationique et donc de faible à moyen potentiel d'encapsuler les polluants. D'autre part, la zone de Radès est peu polluée étant donné que les marchandises échangées sont principalement des produits agricoles et manufacturés, des véhicules et des engins mécaniques (CJB/EAM, 2007).

Les sédiments du port de Barcelone (Limeira et al, 2011) et du port de Sant Carles de la Rapità (Limeira et al, 2010) sont aussi très peu pollués et ont été utilisés pour la confection de matériaux cimentaires sans avoir subi de traitement.

Tableau 3.21. Résultats des analyses environnementales des sédiments du port de Radès

| | Concentration des ML dans la MS (mg/kg) | | Valeurs limites en mg/kg MS- (08/01/98) | Concentration des ML dans le lixiviat (mg/kg) | | Valeurs limites (GEODE) (mg/kg) | |
|----|---|--------|---|---|-------|---------------------------------|-----|
| | R1 | R2 | | R1 | R2 | N1 | N2 |
| Cd | <0,6 | <0,6 | 2 | <0,03 | <0,03 | 1,2 | 2,4 |
| Cu | 8,05 | 13,05 | 100 | 1,26 | 1,23 | 45 | 90 |
| Pb | 46,41 | 42,90 | 100 | 41,18 | 40,65 | 100 | 200 |
| Ni | 20,01 | 19,48 | 50 | 11,23 | 11,23 | 37 | 74 |
| Zn | 75,11 | 101,53 | 300 | 10,15 | 9,76 | 276 | 552 |
| Cr | 22,70 | 26,91 | 150 | 7,73 | 7,98 | 90 | 180 |
| Hg | 0,29 | 1,13 | 1 | 0,26 | 0,29 | 0,4 | 0,8 |
| As | - | - | | 18,76 | 12,31 | 25 | 50 |

ML : Métaux lourds

MS : Matière sèche

3.4.3. Fiche synoptique des sédiments du port de Radès

L'analyse des résultats de caractérisation physique, chimique, minéralogique et environnementale, des corrélations et des relations qui existent entre les différentes propriétés a permis de dresser une fiche synoptique assez complète des sédiments du port de Radès R1 et R2. Les différences entre les mesures des propriétés physico-chimiques, minéralogiques et environnementales des sédiments des points R1 et R2 sont faibles. La contradiction entre certaines conclusions prouve qu'il est judicieux de chercher de nouvelles méthodes pour la caractérisation physique des sédiments autres que les essais classiques utilisés en mécanique des sols. Le tableau 3.22 représente la fiche synoptique des sédiments du port de Rades R1 et R2.

Tableau 3. 22. Fiche synoptique des sédiments du port de Rades R1 et R2

| Propriétés physiques | | | |
|-------------------------------------|--|---|---|
| Granulométrie | | 47 à 58% de limon 30 à 39% d'argile 11,6 à 13,5% de sable | Limon argileux légèrement sableux La courbe granulométrique est moyennement graduée. Ces sédiments peuvent constituer des dépôts moyennement compactables et de moyenne capacité portante. |
| Teneur en eau | | 65 à 80% | Teneur en eau élevée. Nécessité de déshydrater les sédiments avant leur recyclage. |
| Argilosité | Limites d'Atterberg | | Argile très plastique de consistance très molle A_c comprise entre 1,53 et 1,7 : Potentiel de gonflement élevé Minéral argileux d'après w_L et w_P : Kaolinite (faible activité argileuse + faible potentiel de gonflement + faible pouvoir à encapsuler les polluants) Activité argileuse de 4,57 à 5,55 Activité argileuse peu active à normale Minéral argileux caractéristique : Kaolinite ou Chlorite Minéral argileux : Illite Une moyenne capacité d'adsorber les polluants et de retenir l'eau |
| | | w_L : 73,5 à 87,5% w_P : 22,3 à 28% I_P : 51,2 à 59,5% I_C : 0,17 à 0,13 | |
| | VBS (g/100g) | 1,66 à 1,78 | |
| | Surface spécifique (m ² /g) | Externe (BET) Totale (BM) | 20,55 à 22,64 34,88 à 37,32 |
| Masse volumique | Apparente (g/cm ³) | | Comparables à la masse volumique d'un sol argileux de consistance moyenne (1,6 et 1,8 g/cm ³) Inférieures aux valeurs usuelles. Probabilité de la présence de matière organique et de carbonate de calcium. |
| | Absolue (g/cm ³) | Pyc. à eau Pyc. à hélium | |
| Teneur en matière organique (MO)(%) | | 9,07 à 9,75% | Moyennement organique |

| | | | |
|---|----------------------------|----------------------------|---|
| Teneur en carbone organique (%) | (=CT – CI) (=MO/2,13) | 2,86 à 3,19 4,58 à 4,25 | Faiblement pollués en PCB (< 0,5 mg/kg) |
| Teneur en carbonate de calcium (%) | Calcimètre PAF à 1000°C | 35 à 37,5 29,69 à 32,98 | Sédiments moyennement calcaires Potentiel assez important de retenir les métaux lourds. |
| Teneur en sulfate (mg/l) | | 1900 | Matériau faiblement agressif Cette faible teneur en sulfate autorise l'utilisation des sédiments dans un matériau cimentaire. Néanmoins, des perturbations peuvent être observées. |
| Composition chimique | | | |
| SiO ₂ : 37,29 à 43,59 | | | Le dioxyde de Silicium caractérise les particules de la fraction sableuse et limoneuse. La présence de 56,41 à 62,71% d'oxydes métalliques qui marquent la présence de la fraction argileuse. |
| CaO/MgO : 23,55 à 24,90 | | | |
| Al ₂ O ₃ : 3,97 à 5,14 | | | |
| Fe ₂ O ₃ : 2,47 à 2,81 | | | |
| Na ₂ O/ K ₂ O : 0,92 à 1,15 | | | |
| Composition minéralogique | | | |
| Dominance du quartz SiO ₂ et de la dolomite (CaCO ₃) | | | Concordance avec propriétés physiques : - Présence de 60 à 70% de sable et de limon - Présence de carbonate de calcium - Présence de la kaolinite est prouvée par les valeurs au bleu de méthylène et les limites d'Atterberg. |
| Présence de chlorure de sodium (NaCl) et de l'oxyde d'Aluminium (Al ₂ O ₃) | | | |
| Des traces de Nacrite (minéral de la kaolinite) | | | |

Caractérisation environnementale

Les teneurs en métaux lourds (Cd, Cu, Pb, Ni, Zn, Cr, Hg et As) sont inférieures aux « valeurs limites de concentration en éléments traces dans les sols ». Les concentrations des métaux lourds présents dans le lixiviat sont inférieures aux seuils N1 sauf pour le Mercure (GEODE, 1996).

Les sédiments du port de Radès sont peu pollués.
L'épandage et le rejet en mer sont autorisés.
Les sédiments du port de Radès peuvent être incorporés dans la formulation d'un nouveau matériau sans la nécessité de passer par un procédé de traitement.

3.5. Caractérisation des sédiments du port de Gabès

Des résultats d'études récentes réalisées par le Bureau d'études Ingénierie de l'Hydraulique, de l'Équipement et de l'Environnement avec l'Institut National des Sciences et Technologie de la Mer recommandent « d'arrêter le rejet en mer du phosphogypse au golfe de Gabès, d'éloigner les autres types de rejets hydriques, outre la mise en place d'un programme de suivi complet et continu ». D'après cette étude les sédiments autour du site de Gabès sont caractérisés par une forte pollution par du phosphore et de la matière organique, avec des valeurs de métaux lourds qui dépassent considérablement les seuils admis. Une réhabilitation environnementale des unités de production industrielles de la zone de Gabès a été prévue afin de minimiser les rejets atmosphériques et solides. Ce programme qui devrait réduire de 80% le niveau de pollution des émissions des usines n'est toujours pas concrétisé. Les polluants des déchets rejetés dans le golfe de Gabès s'accumulent dans les sédiments du port. Les gestionnaires des opérations de dragage n'ont qu'une solution pour se débarrasser de ces sédiments fortement pollués : le rejet en mer. Cette solution est adoptée étant plus économique que la mise dans des dépôts terrestres confinés.

Ainsi, la gestion actuelle des sédiments du port de Gabès pose un grand problème économique et écologique. Une nouvelle alternative de gestion de ces sédiments doit remplacer le « rejet en mer » pour résoudre une partie du problème de pollution de la zone de Gabès. Une caractérisation aussi complète que possible des sédiments est tout d'abord nécessaire pour comprendre le comportement des sédiments et les classer comme un nouveau matériau.

3.5.1. Caractérisation physique

Le protocole expérimental suivi pour caractériser les sédiments du port de Gabès est le même que celui adopté pour les sédiments du port de Radès. Les sédiments ont été prélevés à partir de deux points : un premier se situe dans le bassin près du quai (noté point G1) et un deuxième à l'entrée du chenal (noté point G2) (§ 3.2.2 et figure 3.2). Les résultats des différents essais sont la moyenne arithmétique de trois mesures. La répétabilité et la reproductibilité des mesures sont vérifiées.

3.5.1.1. Granulométrie

Les sédiments du port de Gabès sont de couleur noire et de consistance très molle (photo 3.5). Ils sont caractérisés par la présence de coquilles et de débris de coquilles et par une odeur très nauséabonde.



Photo 3. 5. Sédiments du port de Gabès

Les répartitions granulométriques des sédiments G1 et G2 sont données dans le tableau 3.23. Les courbes granulométriques sont représentées par les figures 3.10 et 3.11. Les résultats obtenus montrent que les sédiments G1 sont des sables limono – argileux et les sédiments G2 sont des limons sableux légèrement argileux. Près de 47 à 58% des particules des sédiments du port de Gabès sont inférieures à 63 μm . Le diamètre médian des sédiments G1 est de l'ordre de 65 μm . Les sédiments G2 ont une granulométrie plus fine avec un diamètre médian de 27 μm . Les coefficients d'uniformité C_u et de courbure C_c calculés à partir de D_{10} , D_{30} et D_{60} (tableau 3.24) ont permis de conclure que la courbe

des sédiments G1 est bien graduée et que celle des sédiments G2 est mal graduée. D'après l'analyse granulométrique effectuée par un tamisage suivie d'une sédimentométrie, les sédiments du port de Gabès sont de granulométrie plus grossière que celle des sédiments du port de Radès.

Tableau 3. 23. Répartition granulométrique des sédiments du port de Gabès

| | Gravier (%) | Gros sable (%) | Sable fin (%) | Limon (%) | Argile (%) |
|----|-------------------------|--------------------------|------------------------------|--------------------------------|------------------------|
| | $20 < d < 2 \text{ mm}$ | $2 < d < 0,2 \text{ mm}$ | $0,2 < d < 0,063 \text{ mm}$ | $0,063 < d < 0,002 \text{ mm}$ | $d < 0,002 \text{ mm}$ |
| G1 | 0,3 | 9,7 | 43 | 34,5 | 12,5 |
| G2 | 12 | 16,5 | 13,5 | 48,7 | 9,3 |

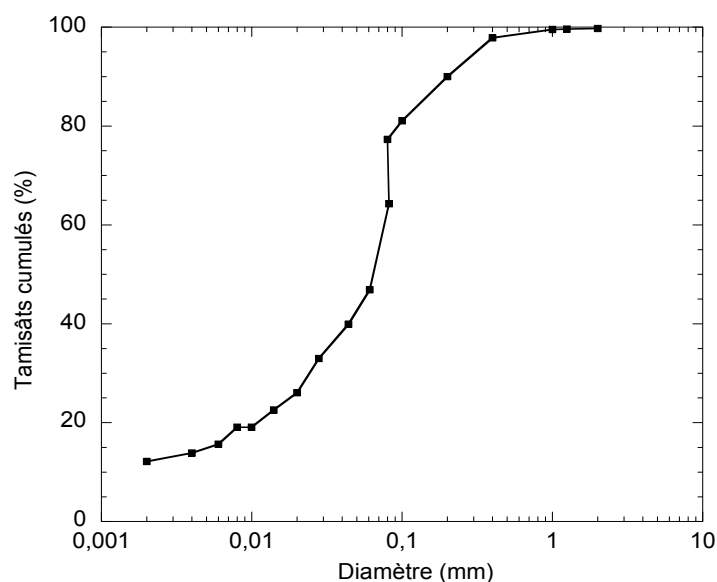


Figure 3.10. Courbe granulométrique des sédiments G1

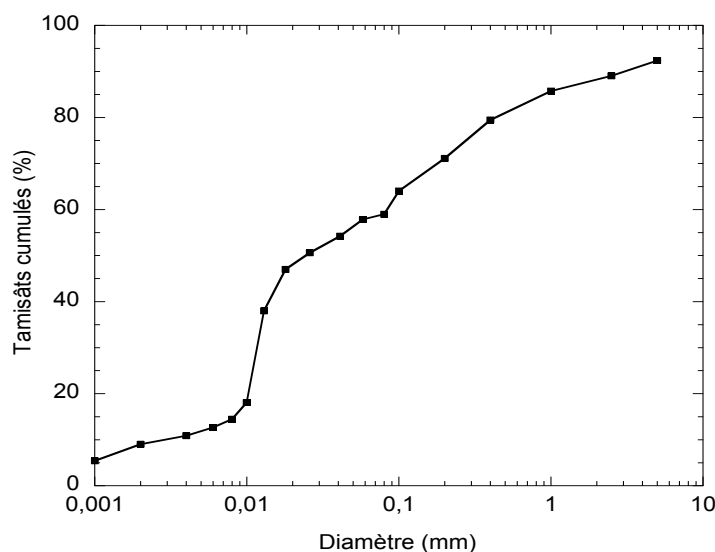


Figure 3.11. Courbe granulométrique des sédiments G2

Tableau 3. 24. Coefficients de courbure et d'uniformité des sédiments G1 et G2

| | D_{10} (mm) | D_{30} (mm) | D_{50} (mm) | D_{60} (mm) | D_{95} (mm) | C_u | C_c |
|----|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|-------|-------|
| G1 | 0,0018 | 0,024 | 0,065 | 0,077 | 0,32 | 42,77 | 4,15 |
| G2 | 0,0025 | 0,012 | 0,027 | 0,088 | 7,00 | 35,20 | 0,65 |

3.5.1.2. Teneur en eau

Les sédiments prélevés du port de Gabès G1 et G2 sont caractérisés par des teneurs en eau élevées respectivement de l'ordre de 137% et 110%. Des teneurs en eau aussi élevées, entravent les opérations de transport et de manutention des sédiments, ainsi que leur réutilisation. La déshydratation de ces sédiments est indispensable pour diminuer leur volume et faciliter leur gestion.

3.5.1.3. Argilosité

L'argilosité, le potentiel de gonflement et la capacité d'échange cationique des sédiments du port de Gabès ont été évalués par la détermination des limites d'Atterberg, de la valeur au bleu et de la surface spécifique.

3.5.1.3.1. Limites d'Atterberg

Les limites de liquidité des sédiments du port de Gabès sont déduites des courbes représentées par les figures 3.12 et 3.13. Les limites d'Atterberg, les indices de plasticité

et de consistance sont regroupés dans le tableau 3.25. Ces résultats montrent que les sédiments du port de Gabès sont très plastiques et de consistance très molle. La classification sur le diagramme de Casagrande révèle que les sédiments G1 et G2 sont des « Limons très plastiques ». La consistance très molle des sédiments du port de Gabès est due à leurs fortes teneurs en eau.

L'activité argileuse « A_c » des sédiments G1 et G2 sont respectivement 3,5 et 7,5. Ces valeurs traduisent une argile très active de type Montmorillonite (Skempton, 1953). Avec un indice de plasticité supérieur à 35%, la fraction argileuse des sédiments G1 et G2 est caractérisée par un fort potentiel de gonflement (Snethen, 1980 et Chen, 1988). A partir des corrélations qui relient les limites d'Atterberg à la nature des minéraux argileux (Mitchell, 1993 ; Bell, 1996), les sédiments du port de Gabès contiennent des argiles de type smectite (tableau 3.26). Ce minéral a un fort potentiel de gonflement et une grande capacité d'échange cationique. De Pablo et al (2011) ont prouvé que la montmorillonite (qui fait partie du groupe de la smectite) a un fort potentiel d'absorption des métaux lourds (Cu, Cr, Zn, Ba, Hg, Ni, Mn, Cd, Ag) dans les milieux de pH supérieur à 6. La mer méditerranée est caractérisée par un pH de l'ordre de 8,1. Ainsi, les argiles des sédiments du port de Gabès ont un fort potentiel d'absorption des métaux lourds susceptibles d'être présents dans les déchets industriels rejetés au sein du bassin du port. Ce résultat est à confirmer par la valeur au bleu de méthylène, la surface spécifique et la composition minéralogique.

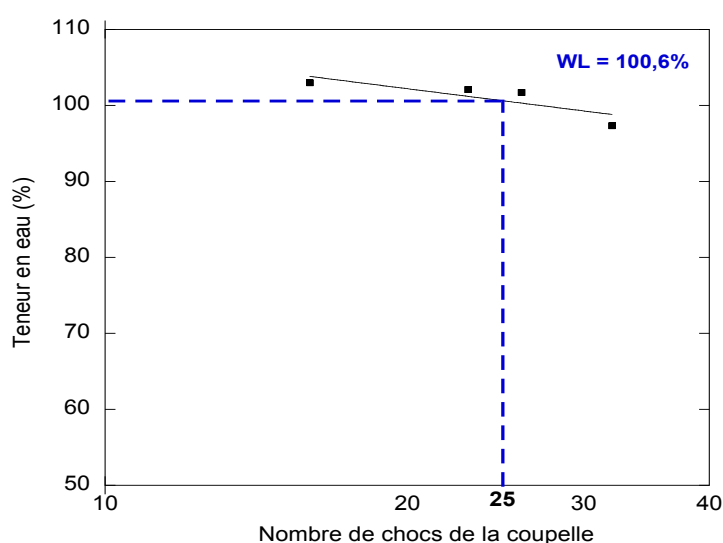


Figure 3.12 Détermination de la limite de liquidité des sédiments G1

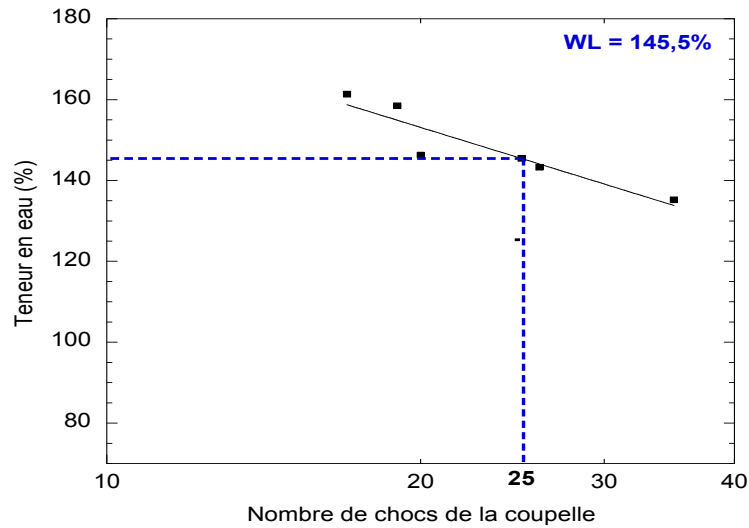


Figure 3.13 Détermination de la limite de liquidité des sédiments G2

Tableau 3. 25 Limites d’Atterberg, indices de consistance et de plasticité des sédiments G1 et G2

| | w_L (%) | w_P (%) | I_p (%) | Plasticité | I_c | Consistance |
|----|-----------|-----------|-----------|----------------------|-------|-------------|
| G1 | 100,6 | 57,5 | 43,1 | Limon très plastique | <0 | Très molle |
| G2 | 145,5 | 76 | 69,5 | Limon très plastique | <0 | Très molle |

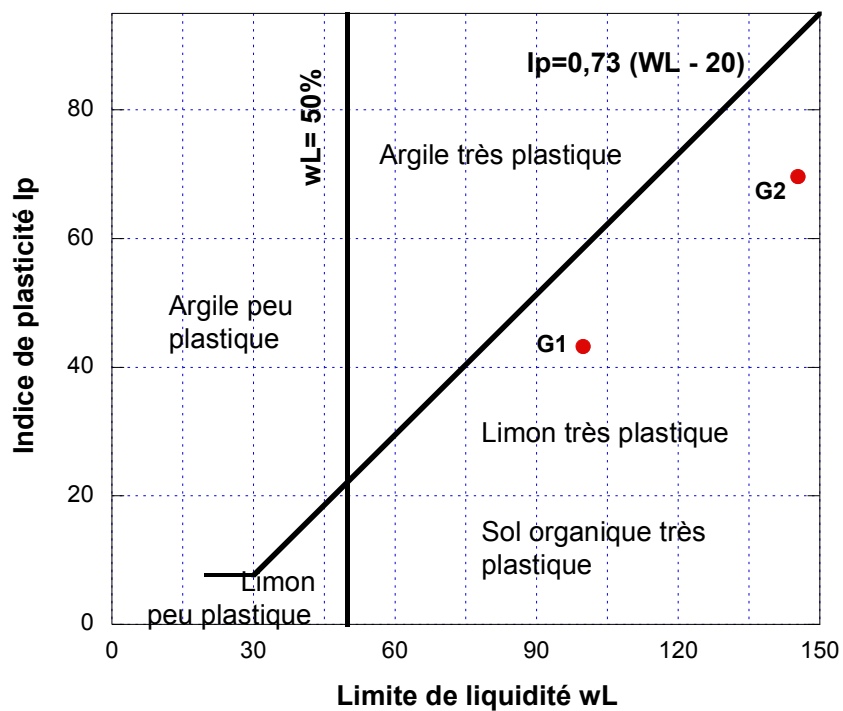


Figure 3. 14. Classification des sédiments du port de Gabès sur le diagramme de Casagrande

Tableau 3. 26. Minéral argileux caractéristique des sédiments du port de Gabès d'après différentes corrélations

| | Mitchell, 1993 | Bell, 1996 | Skempton, 1953 |
|-----------|-----------------------|-------------------|-----------------------|
| G1 | Smectite | Smectite | Smectite |
| G2 | Smectite | Smectite | Smectite |

3.5.1.3.2. Valeur au bleu de méthylène

Les valeurs au bleu de méthylène, les activités de bleu « A_{cb} » et les classifications correspondantes attribuées aux sédiments G1 et G2 sont données dans le tableau 3.27. Les valeurs au bleu sont faibles et inférieures à la VBS d'une kaolinite (Tran, 1981). Ceci indique la présence d'une fraction argileuse de faible activité électrochimique et de faible potentiel de gonflement. Les activités de bleu des sédiments G1 et G2 sont respectivement égales à 6,58 et 8,20. Ces activités qui tiennent compte outre de la valeur au bleu, des pourcentages de la fraction fine indiquent que les minéraux de la fraction fine des sédiments G1 et G2 sont d'activité normale à active. Les valeurs élevées de « A_{cb} » sont dues aux faibles pourcentages de la fraction argileuse qui est estimée à 12,5% pour les sédiments G1 et à 9,3% pour les sédiments G2. D'après la classification donnée par Lautrin (1989), les sédiments G1 et G2 contiennent une argile de type illite. Ce minéral a un moyen potentiel de gonflement et moyenne capacité d'échange cationique.

Tableau 3.27. Valeurs au bleu de méthylène et activités argileuses des sédiments G1 et G2

| | Sédiments G1 | Sédiments G2 |
|--|----------------------------|----------------------------|
| VBS (g/100g) | 0,82 | 0,76 |
| Minéral caractéristique (Tran, 1981) | Kaolinite | Kaolinite |
| Classification selon GTR (2000) « A_{cb} » | Sol sablo-limoneux 6,58 | Sol sablo-limoneux 8,20 |
| Activité argileuse | Argile normale | Argile active |

3.5.1.3.3. Surface spécifique BET

Les surfaces spécifiques des sédiments du port de Gabès sont données dans le tableau 3.28. Les écarts entre les surfaces totales calculées à partir de la valeur au bleu et les surfaces externes déterminées par la méthode BET sont très faibles. Ceci prouve que les particules argileuses des sédiments du port de Gabès contiennent peu d'espaces entre leurs feuillets. Ainsi, leur minéral argileux caractéristique est la kaolinite ou la chlorite (Eslinger et Peaver, 1988). Il est à signaler que la présence de quartz qui est de faible surface spécifique, diminue la mesure de la surface spécifique totale d'un échantillon. La surface spécifique interne des sédiments G1 qui contiennent 52,7% de sable, n'est que de 0,1 m²/g. Elle est de 2,82 m²/g pour les sédiments G2 qui contiennent 30% de sable. Des exemples de mesures de surfaces spécifiques de 3 échantillons de sols de différentes minéralogies contenant différents pourcentages d'argile, sont donnés dans le tableau 3.28 (Yukselen et Kaya, 2010). Les échantillons Ech1, Ech2 et Ech3 contiennent respectivement 32,5, 38 et 46% d'argile. Il est clair que les valeurs des surfaces spécifiques sont très variables et que la surface interne (= Surface BM - Surface BET) s'élève avec l'augmentation du pourcentage de la fraction argileuse.

Tableau 3. 28. Surfaces spécifiques des sédiments du port de Gabès et autres ports commerciaux

| | Surface BET (m ² /g) | Surface BM (m ² /g) |
|-------------------------------------|---------------------------------|--------------------------------|
| G1 | 17,11 | 17,21 |
| G2 | 13,13 | 15,95 |
| Ech1 - Minéral dominant : Kaolinite | 56,4 | 57,6 |
| Ech2 - Minéral dominant : Kaolinite | 20,8 | 26,4 |
| Ech3 - Minéral dominant : Illite | 15,5 | 100,8 |

(Yukselen et Kaya, 2010)

Les résultats obtenus pour qualifier l'argilosité des sédiments du port de Gabès sont récapitulés dans le tableau 3.29. La fraction argileuse est caractérisée par un fort potentiel de gonflement et d'échange cationique d'après les limites d'Atterberg. Elle a un faible à moyen potentiel de gonflement et d'échange cationique d'après la valeur au bleu et la surface spécifique. Cette dispersion de résultats est due principalement à la présence de 30 à 52% de sable qui affecte principalement les mesures des surfaces spécifiques.

Tableau 3. 29. Résultats retenus pour la qualification des minéraux argileux présents dans les sédiments du port de Gabès

| | Limites d'Atterberg | Valeur au bleu | Surface spécifique |
|-----------|---------------------|------------------|--------------------|
| G1 | Smectite | Kaolinite/Illite | Kaolinite/Chlorite |
| G2 | Smectite | Kaolinite/Illite | Kaolinite/Chlorite |

3.5.1.4. Masses volumiques

3.5.1.4.1. Masse volumique apparente

Les masses volumiques des sédiments du port de Gabès G1 et G2 sont déterminées par la méthode du moule. Elles sont de l'ordre de $1,51 \text{ g/cm}^3$ (tableau 3.30). Ces valeurs sont inférieures aux ordres de grandeurs conventionnelles du sable ($1,7$ et $2,0 \text{ g/cm}^3$) et des argiles de consistance moyenne ($1,6$ et $1,8 \text{ g/cm}^3$). Ceci peut être dû à des fortes teneurs en eau et à la présence de matière organique.

Tableau 3. 30. Masses volumiques apparentes des sédiments du port de Gabès

| | G1 | G2 |
|---|-----------|-----------|
| Masse volumique apparente (g/cm^3) | 1,52 | 1,51 |

3.5.1.4.2 Masse volumique absolue

Les mesures des masses volumiques absolues ρ_s déterminées par la méthode du pycnomètre à eau et la méthode du pycnomètre à hélium sont données dans le tableau 3.31. Les masses volumiques des sédiments du port de Gabès, mesurées par les 2 méthodes, sont inférieures à $2,6 \text{ g/cm}^3$ et sont plus faibles que celles mesurées pour les sédiments du port de Radès. Il a été vérifié pour le cas des sédiments du port de Radès que les faibles masses volumiques sont dues à la présence de 9 à 9,75 % de matière organique et de 35 à 37,5% de carbonate de calcium.

Tableau 3.31. Masses volumiques absolues des sédiments G1 et G2

| | Méthode du pycnomètre à eau (g/cm ³) | Méthode du pycnomètre à hélium (g/cm ³) |
|-----------|---|--|
| G1 | 2,13 | 2,25 |
| G2 | 2,27 | 2,45 |

3.5.1.5. Teneur en matière organique

Les teneurs en matière organique des sédiments G1 et G2 sont respectivement de l'ordre de 16,10% et 15,12%. Les sédiments du port de Gabès sont ainsi moyennement organiques (NF EN ISO 14688-2). Les teneurs en matière organique des sédiments du port de Gabès sont plus élevées celles des sédiments du port de Radès. Ces teneurs confèrent aux sédiments une moyenne à forte plasticité et compressibilité, une faible à moyenne résistance et une capacité à immobiliser les polluants organiques (Schumacher, 2002 ; De Paolis et Kukkonen, 1997). Un traitement peut s'avérer nécessaire pour éliminer la matière organique avant d'incorporer les sédiments du port de Gabès dans la formulation d'un matériau de construction.

3.5.1.6. Teneur en carbone organique

Les mesures de la perte au feu à 1000 °C, les concentrations du carbone inorganique, du carbone total et du carbone organique sont données dans le tableau 3.32. Les teneurs en carbone organique des sédiments du port de Gabès G1 et G2 sont plus élevées que celles des sédiments du port de Radès R1 et R2. Ceci indique que le potentiel d'absorber les polluants organiques est aussi plus élevé pour les sédiments du port de Gabès. D'autre part, en se référant aux résultats donnés dans tableau 3.15, les concentrations en PCB des sédiments du port de Gabès seraient comprises entre 0,22 et 0,5 mg/kg. Ainsi, le niveau N1, fixé à 0,5 mg/kg pour les PCB (Géode, 1996), n'est pas dépassé.

Tableau 3. 32. Détermination de la teneur en carbone organique des sédiments du port de Gabès

| | G1 | G2 |
|-----------------------------|-------|-------|
| PAF1000°C | 33,62 | 26,55 |
| PAF450°C | 16,10 | 15,12 |
| PAF450-1000°C (%) | 17,52 | 11,43 |
| %CI (= 0,273xPAF450-1000°C) | 4,78 | 3,12 |
| %CT | 10,97 | 7,03 |
| % CO (= %CT-%CI) | 6,19 | 3,90 |
| % CO (= %MO/2,13) | 7,56 | 7,10 |

Variation de la masse volumique absolue en fonction de la perte au feu à 450°C et 1000°C

Les figures 3.15 et 3.16 représentent les variations des pertes au feu à 450°C et à 1000°C en fonction des masses volumiques absolues des sédiments du port de Radès et du port de Gabès déterminées respectivement par le pycnomètre à hélium et le pycnomètre à eau.

Dans les 2 cas, les pertes au feu sont inversement proportionnelles aux masses volumiques absolues. Ceci confirme que les faibles valeurs des masses volumiques sont liées à la présence de la matière organique déterminée par perte au feu à 450°C. Les courbes sont linéaires dans le cas de l'utilisation du pycnomètre à hélium (figure 3.15). Pour les mesures de ρ_s à l'aide du pycnomètre à eau, des points singuliers apparaissent sur les courbes (figure 3.16). Ceci affirme la faible précision des mesures du pycnomètre à eau comparé au pycnomètre à hélium.

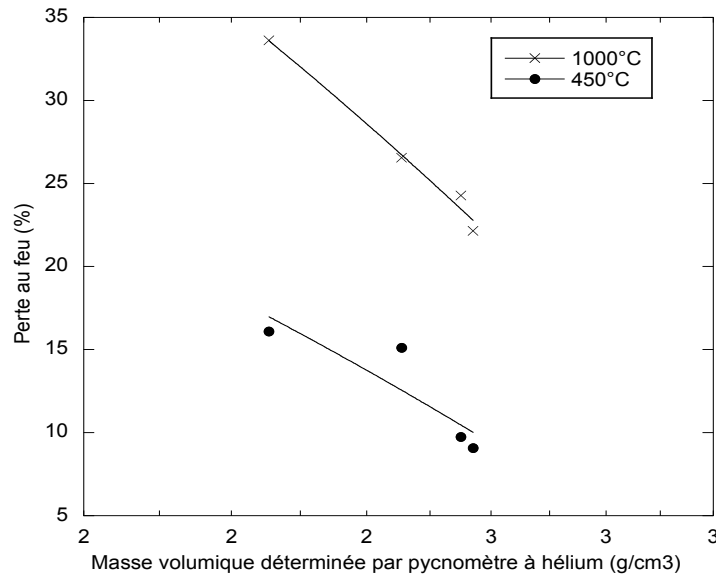


Figure 3.15 Perte au feu en fonction de ρ_s déterminée au pycnomètre à hélium

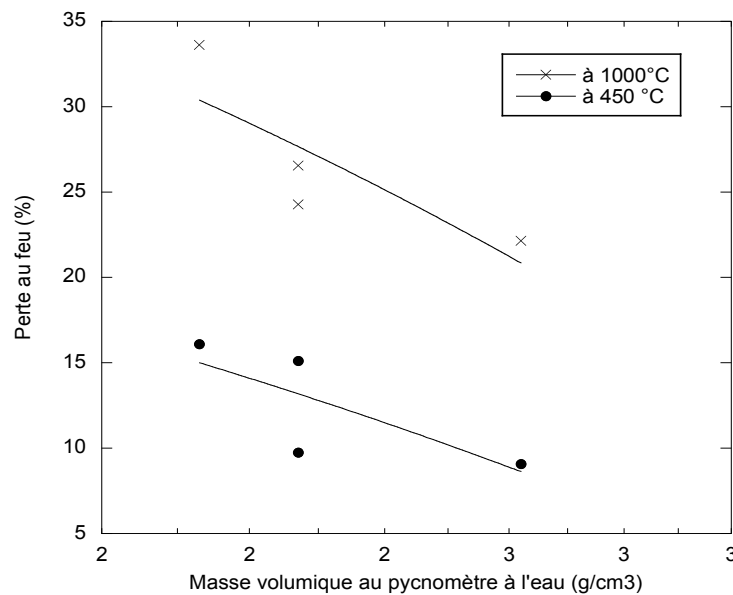


Figure 3.16. Perte au feu en fonction de ρ_s déterminée au pycnomètre à eau

3.5.1.7. Teneur en carbonate de calcium

Les teneurs en CaCO_3 déterminées par la méthode du calcimètre et à partir de la PAF1000°C sont regroupées dans le tableau 3.33. Les résultats des deux méthodes sont comparables et classent les sédiments G1 et G2 respectivement parmi les matériaux moyennement calcaires et les matériaux peu calcaires (NF P 94-048). Ces teneurs assez élevées indiquent que le potentiel des sédiments du port de Gabès à retenir les métaux

lourds est assez important (Segura et al, 2005 ; Ouhadi et al, 2010). Le phosphogypse rejeté dans le golfe de Gabès peut contenir plusieurs métaux lourds: le Strontium (Sr), le Titane (Ti), le Zinc (Zn), le Chrome (Cr), le Cuivre (Cu), le Nickel (Ni), l'Arsenic (As), le Cadmium (Cd), le Sélénium (Se), le Plomb (Pb), l'Uranium (U), l'Argent (Ag) et le Mercure (Hg).

Tableau 3. 33. Teneurs en carbonate de calcium des sédiments du port de Gabès

| | Méthode du calcimètre | %CaCO ₃ = 2,27 x PAF450-1000°C |
|----|-----------------------|---|
| G1 | 43 | 39,77 |
| G2 | 21 | 25,95 |

3.5.2. Caractérisation chimique, minéralogique et environnementale

3.5.2.1. Composition chimique

Les résultats des analyses par fluorescence aux rayons X des sédiments du port de Gabès sont donnés dans le tableau 3.34. Ils montrent que les sédiments étudiés sont en majeure partie constitués du Calcium (Ca) et de Silice (Si). La prédominance du Calcium confirme la présence d'une fraction importante de carbonate de calcium, prouvée par la méthode du calcimètre. Les sédiments du port de Gabès ne sont composés que de 34,54% et 22,67% de dioxyde de silicium (SiO₂) (tableau 3.35). Or, l'analyse granulométrique a révélé la présence de 52,7% et 30% de sable. Ceci montre que les particules de dimensions > 0,063 mm sont constituées d'une fraction sableuse (quartz) et d'agglomérations de particules plus fines.

Tableau 3.34. Composition chimique des sédiments du port de Gabès (en % massique)

| | <i>O</i> | <i>Na</i> | <i>Mg</i> | <i>Al</i> | <i>Si</i> | <i>P</i> | <i>S</i> | <i>K</i> | <i>Ca</i> | <i>Fe</i> | <i>Mn</i> | <i>Sr</i> |
|----|----------|-----------|-----------|-----------|-----------|----------|----------|----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| G1 | 31,44 | 1,19 | 0,77 | 4,41 | 16,12 | 0,59 | 1,17 | 0,45 | 12,77 | 0,98 | <0,01 | 0,1 |
| G2 | 25,29 | <0,40 | 1,09 | 0,99 | 10,58 | 0,39 | 1,03 | <0,16 | 22,7 | 0,5 | <0,01 | 0,32 |

Tableau 3. 35. Teneurs en oxydes dans les sédiments du port de Gabès

| | SiO₂ (%) | CaO/MgO (%) | Al₂O₃ (%) | Fe₂O₃ (%) | Na₂O/ K₂O (%) |
|----|----------------------------|--------------------|--|--|--|
| G1 | 34,54 | 19,16 | 8,33 | 1,40 | 2,14 |
| G2 | 22,67 | 33,59 | 1,87 | 0,71 | 0,73 |

3.5.2.2. Composition minéralogique

Les résultats des analyses par DRX sont présentés dans le tableau 3.36 et par les diffractogrammes aux figures 3.17 et 3.18. Ils montrent que les sédiments du port de Gabès contiennent du quartz et des carbonates qui se présentent sous différentes formes qui sont: l'aragonite CaCO₃ et le carbonate de calcium et de magnésium contenant du Mg et du Fe (la dolomite CaMg(CO₃)₂). Ils contiennent en plus des chlorures de sodium (NaCl) et de l'oxyde d'aluminium (Al₂O₃). Pour les sédiments G1 aucune phase ne présente une dominance apparente. Les sédiments G2 contiennent en plus des phases précitées, des traces d'oxyde d'aluminium hydraté Al(OH)₃ et de phosphure d'Aluminium AIP. L'AIP est un composé très toxique pour les humains et les animaux, en raison de sa capacité à libérer un gaz hautement toxique : la phosphine, dans des conditions humides (Meister, 1992).

Tableau 3. 36. Composition minéralogique des sédiments du port de Gabès

| G1 | G2 |
|---|--|
| - Quartz SiO ₂ | - Quartz SiO ₂ |
| - Carbonates : | - Carbonates : |
| - Aragonite : CaCO ₃ | - Aragonite : CaCO ₃ |
| - Dolomite : CaMg(CO ₃) ₂ | - Dolomite : CaMg(CO ₃) ₂ |
| - Chlorure de sodium : NaCl | - Chlorure de sodium : NaCl |
| et oxyde d'Aluminium Al ₂ O ₃ | et oxyde d'Aluminium Al ₂ O ₃ |
| | - Traces d'oxyde d'aluminium hydraté Al(OH) ₃ et de phosphure d'Aluminium (AIP) |

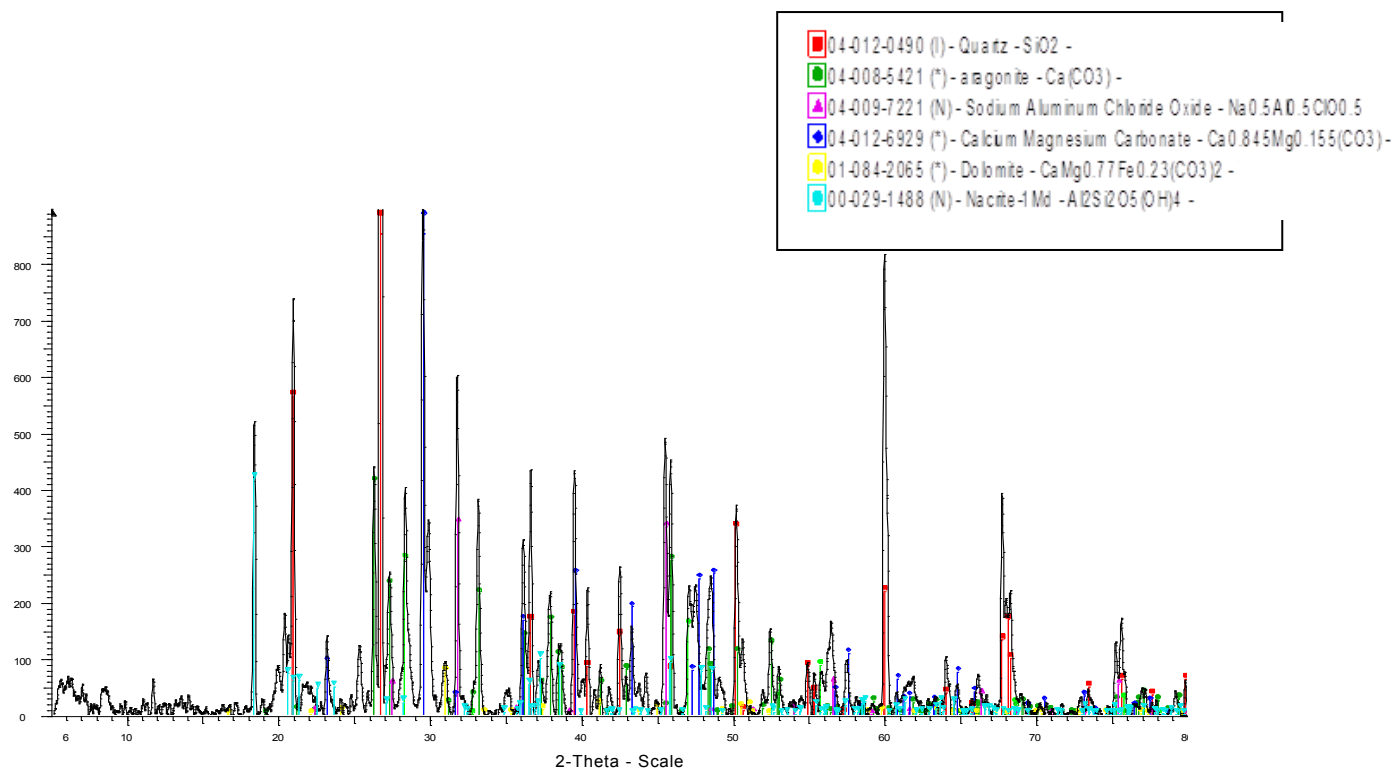


Figure 3. 17. Diffractogramme des sédiments G1

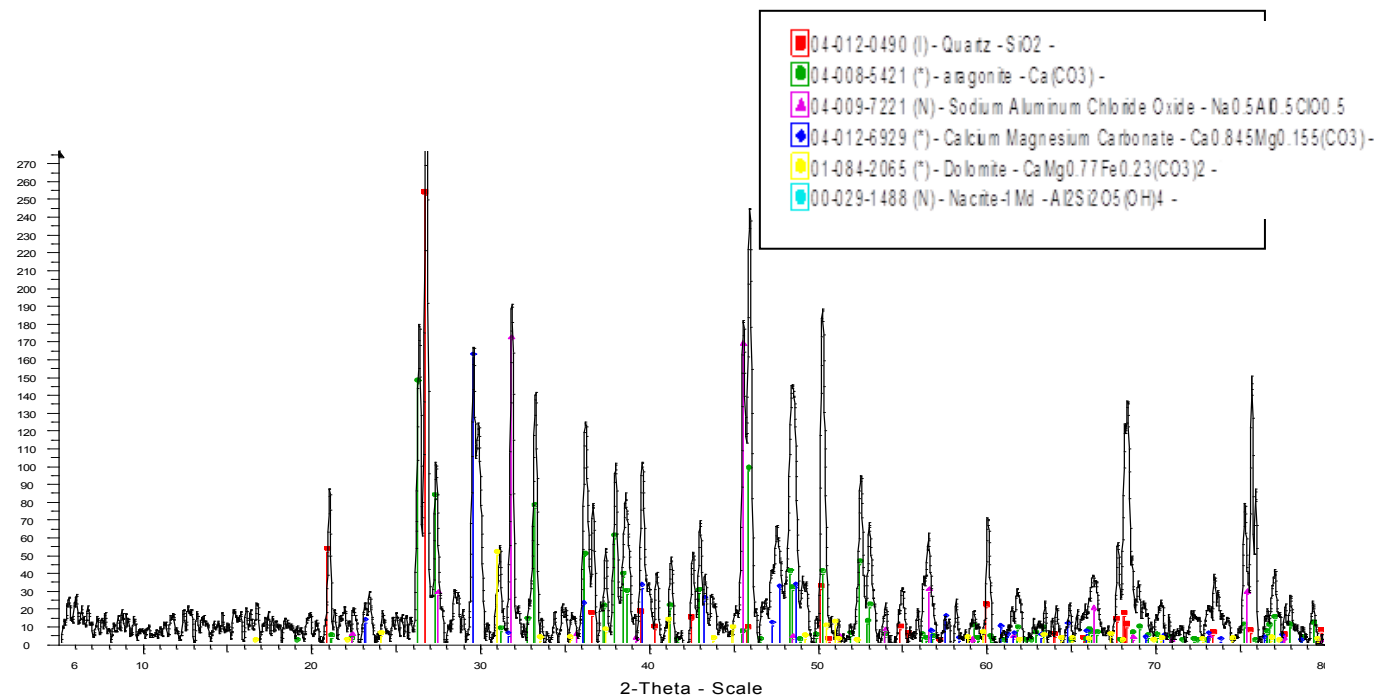


Figure 3. 18. Diffractogramme des sédiments G2

3.5.2.3. Caractérisation environnementale

Les résultats des analyses environnementales, réalisées par ICP-OES sur le lixiviat et sur la matière sèche des sédiments du port de Gabès sont regroupés dans le tableau 3.37.

Les concentrations du Cd, du Cr, du Hg et du Zn dans la matière sèche sont assez élevées. Elles dépassent les « valeurs limites de concentration en éléments traces dans les sols » relatives aux prescriptions techniques applicables aux épandages de boues sur les sols agricoles. Ainsi, l'épandage des sédiments du port de Gabès doit être strictement interdit, sauf si ces métaux ne sont ni mobiles ni biodisponibles. Les analyses par ICP-OES sur le lixiviat récupéré par un test de lixiviation réalisé avec de l'eau déminéralisée, avec un rapport L/S égal à 10/1, ont prouvé que le Cd, le Cr, le Hg et Zn ne sont pas mobiles. Néanmoins, la concentration du Hg dépasse pour les sédiments G1 et G2 le seuil N2 et la concentration de l'As dépasse le seuil N1 pour les sédiments G1 et le seuil N2 pour les sédiments G2. Les concentrations trop élevées de certains métaux lourds présents dans les sédiments de Gabès ont pour origine les rejets industriels contenant principalement du phosphogypse. En effet, le phosphogypse, qui est un sous-produit de la fabrication de l'acide phosphorique dans l'industrie des engrais, se compose de sulfate de calcium déshydraté et d'impuretés comme la Silice, le Fluor, le Titane et de métaux lourds (Degirmenci, 2008 ; Kuryatnyk et al, 2008). Parmi ces métaux lourds, il y a le Strontium (Sr), le Zinc (Zn), le Chrome (Cr), le Cuivre (Cu), le Nickel (Ni), l'Arsenic (As), le Cadmium (Cd), le Sélénium (Se), le Plomb (Pb), l'Uranium (U), l'Argent (Ag) et le Mercure (Hg). Ces résultats permettent de conclure que les sédiments prélevés du bassin et du chenal du port de Gabès ne peuvent être rejetés en mer. Leur réutilisation dans la formulation de nouveaux matériaux en génie civil serait d'un grand intérêt économique et écologique. Un traitement des sédiments est tout d'abord nécessaire afin de les neutraliser ou y piéger les métaux lourds. Il existe diverses techniques de traitement possibles. Une phase de prétraitement est tout d'abord nécessaire pour préparer les sédiments. Elle concernerait la déshydratation des sédiments qui peut se faire dans des bassins de décantation. Il existe des moyens mécaniques de déshydratation comme la centrifugeuse, les filtres à bandes et des moyens thermiques comme les évaporateurs (Alzieu et al, 1999). Par la suite, un tri granulométrique des sédiments déshydratés s'impose en vue de séparer la phase fine polluée de la fraction sableuse. Le tri granulométrique peut se faire par hydrocyclonage. Il est particulièrement recommandé pour les sols qui contiennent un

pourcentage en fraction fine inférieur à 20-25% (Roudier, 2013). Le prétraitement par une déshydratation mécanique et un hydrocyclonage est assez efficace en permettant de réduire près de 70% du volume des sédiments à traiter. Des unités de prétraitement ont été construites près du port de Hambourg (Detzner et al, 1997) et du port de Dunkerque (Grégoire et Glaser, 2008).

Tableau 3.37. Résultats des analyses environnementales des sédiments du port de Gabès

| | Concentration des ML dans la MS (mg/kg) | | Valeurs limites en mg/kg MS-08/01/98) | Concentration des Valeurs limites ML dans le lixiviat (GEODE, 1996) (mg/kg) | | | |
|----|---|--------|---------------------------------------|---|-------|-----|-----|
| | G1 | G2 | | G1 | G2 | N1 | N2 |
| Cd | 80,60 | 55,17 | 2 | <0,03 | <0,03 | 1,2 | 2,4 |
| Cu | 27,67 | 65,13 | 100 | <0,29 | <0,29 | 45 | 90 |
| Pb | 19,40 | 36,37 | 100 | <0,29 | <0,29 | 100 | 200 |
| Ni | 16,85 | 21,68 | 50 | <0,29 | <0,29 | 37 | 74 |
| Zn | 536,04 | 406,82 | 300 | 0,33 | 0,35 | 276 | 552 |
| Cr | 87,50 | 156,15 | 150 | <0,29 | <0,29 | 90 | 180 |
| Hg | > 2 | > 2 | 1 | 2,54 | 2,38 | 0,4 | 0,8 |
| As | - | - | | 28,48 | 63,96 | 25 | 50 |

ML : Métaux lourds

MS : Matière sèche

3.5.3. Fiches synoptiques des sédiments du port de Gabès

L'étude de caractérisation physique, chimique, minéralogique et environnementale a permis de dresser deux fiches synoptiques pour les sédiments du port de Gabès. Deux fiches sont données car les sédiments G1 et G2 présentent des mesures différentes pour

certaines propriétés (granulométrie, teneur en carbonate de calcium, composition minéralogique). Les analyses et les conclusions retenues sont données dans les tableaux 3.38 et 3.39.

Tableau 3. 38. Fiche synoptique des sédiments du port de Gabès G1

Propriétés physiques

| | | | |
|-----------------|---------------------|--|---|
| Granulométrie | | 52,7% sable 34,5% limon 12,5% argile | Sable limono-argileux La courbe granulométrique est bien graduée. |
| Teneur en eau | | 137 % | Teneur en eau trop élevée Nécessité de déshydratation afin de faciliter l'utilisation de ces sédiments |
| Argilosité | Limites d'Atterberg | | w_L : 100,6 % w_P : 57,5 % I_P : 43,1 % $I_C < 0$ |
| | VBS | | 0,82 g/100g |
| | Surface spécifique | Externe BET Totale BM | 17,11 m ² /g 17,21 m ² /g |
| Masse volumique | Apparente | | 1,52 g/cm ³ |
| | Absolue | Pyc. à eau Pyc. à hélium | 2,13 g/cm ³ 2,25 g/cm ³ |

| | | | |
|--------------------------------|--------------------------|------------------|---|
| Teneur en matière organique | | 16,10 % | Moyennement organique |
| Teneur en carbone organique | (=CT – CI) (=MO/2,13) | 6,19 % 7,56 % | Concentration en PCB comprise entre 0,22 mg/kg et 0,5 mg/kg. |
| Teneur en carbonate de calcium | Calcimètre PAF 1000°C | 43 % 39,77 % | Moyennement calcaire, Potentiel assez élevé à retenir les métaux lourds. |

Composition chimique

| | |
|---|--|
| SiO ₂ : 34,54 % | 65,46% d'oxydes métalliques. |
| CaO/MgO : 33,59 % | Les particules de dimensions > 0,063 mm sont constituées d'une fraction sableuse (quartz) et d'agglomérations de particules plus fines |
| Al ₂ O ₃ : 1,87 % | |
| Fe ₂ O ₃ : 0,71 % et Na ₂ O/ K ₂ O : 0,73 % | |

Composition minéralogique

| | |
|--|--|
| Phases minéralogiques présentes : quartz SiO ₂ - carbonates (CaCO ₃ et CaMg(CO ₃) ₂) -chlorure de sodium (NaCl) - oxyde d'aluminium (Al ₂ O ₃). | Aucune phase ne présente une dominance particulière. |
|--|--|

Caractérisation environnementale

| | |
|---|---|
| Métaux lourds dans la fraction solide : Les concentrations en Cd, en Cr et en Zn dépassent les « valeurs limites de concentration en éléments traces dans les sols ». | L'épandage des sédiments sur des sols agricoles n'est pas permis. Le rejet en mer de ces sédiments est interdit. |
| Métaux lourds dans le lixiviat : La concentration en Hg dépasse le seuil N2 et la concentration de l'As dépasse le seuil N1. | Un traitement est nécessaire avant d'incorporer ces sédiments dans un nouveau matériau en génie civil. |

Tableau 3. 39. Fiche synoptique des sédiments du port de Gabès G2

| Propriétés physiques | | | | |
|------------------------------|---------------------|--|---|------------------------|
| Granulométrie | | 48,7% limon 30% sable 9,3% argile | Limon sableux légèrement argileux La courbe granulométrique est mal graduée | |
| Teneur en eau | | 110 % | Teneur en eau trop élevée Nécessité de prévoir un système de déshydratation | |
| Argilosité | Limites d'Atterberg | | Limon très plastique Consistance très molle Ac = 7,5 : fort potentiel de gonflement Minéral de la fraction argileuse : Smectite (fort potentiel de retenir l'eau et d'absorber les polluants) | |
| | | w _L : 145,5 % w _P : 76 % I _P : 69,5 % I _C < 0 | | |
| | VBS | 0,76 g/100g | | |
| Surface spécifique | Externe | 13,13 m ² /g | Minéral argileux : Kaolinite/Chlorite Faible espace interfoliaire | |
| | Totale | 15,95 m ² /g | | |
| Masse volumique | Apparente | | Inférieure aux valeurs usuelles des sables et des argiles, Présence de matière organique et forte teneur en eau. Inférieures aux valeurs usuelles. Probabilité de la présence de matière organique et de carbonate de calcium. | |
| | Absolue | Pyc. à eau | | 2,27 g/cm ³ |
| | | Pyc. à hélium | | 2,45 g/cm ³ |
| Teneur en matière organique | | 15,12 % | Moyennement organique | |
| Teneur en carbone (=CT - CI) | | 3,90% | Concentration en PCB comprise entre 0,22 mg/kg et 0,5 mg/kg. | |

| | | | |
|--------------------------------|--------------------------|---------------|--------------|
| organique | (=MO/2,13) | 7,10% | |
| Teneur en carbonate de calcium | Calcimètre PAF 1000°C | 21% 25,95% | Peu calcaire |

Composition chimique

| | |
|--|---|
| SiO ₂ : 22,67 % CaO/MgO : 19,16 % Al ₂ O ₃ : 8,33% Fe ₂ O ₃ : 1,40 % Na ₂ O/ K ₂ O : 2,14 % | 77,33% d'oxydes métalliques. Les particules de dimensions > 0,063 mm sont constituées d'une fraction sableuse (quartz) et d'agglomérations de particules plus fines. |
|--|---|

Composition minéralogique

| | |
|---|---|
| Phases minéralogiques présentes : quartz SiO ₂ - carbonates (CaCO ₃ et CaMg(CO ₃) ₂) -chlorure de sodium (NaCl) - oxyde d'aluminium (Al ₂ O ₃) - oxyde d'aluminium hydraté Al(OH) ₃ - phosphore d'Aluminium AIP | L'AIP est un composé très toxique pour les humains et les animaux |
|---|---|

Caractérisation environnementale

| | |
|---|--|
| Métaux lourds dans la fraction solide : Les concentrations du Cd, du Cr et du Zn dans la matière sèche sont assez élevées. Elles dépassent les « valeurs limites de concentration en éléments traces dans les sols ». Métaux lourds dans le lixiviat : la concentration en Hg dépasse le seuil N2 et la concentration de l'As dépasse le seuil N2. | L'épandage et le rejet en mer de ces sédiments est interdit. Un traitement est nécessaire avant d'incorporer ces sédiments dans un nouveau matériau en génie civil. |
|---|--|

Conclusion

Cette étude a permis une caractérisation physique, minéralogique, chimique et environnementale des sédiments de deux ports tunisiens : Radès et Gabès. Les sédiments dragués de ces deux ports possèdent des propriétés distinctes. En effet, les sédiments de Radès sont des limons argilo-sableux à argiles limono-sableuses. Les sédiments de Gabès sont majoritairement constitués de sable. Bien que les sédiments des deux ports soient classés parmi les matériaux très plastiques, leurs activités argileuses sont différentes. L'activité argileuse est plus élevée pour les sédiments de Gabès. Les sédiments R1 et R2 ont un pouvoir moyen à retenir l'eau et à piéger les polluants. Ce résultat est issu de la détermination des limites d'Atterberg, la VBS et la surface spécifique. Les masses volumiques apparentes sont inférieures à $2,6 \text{ g/cm}^3$. Il a été vérifié que ceci est dû à une teneur en matière organique assez élevée. Les sédiments sont moyennement organiques dans les deux cas.

Les analyses environnementales ont révélé une absence de pollution pour les sédiments du port de Radès. Par contre, les taux de certains polluants inorganiques sont assez élevés pour les sédiments de Gabès.

Ainsi, les sédiments du port de Radès peuvent être incorporés dans la formulation d'un nouveau matériau sans traitement. Dans la suite de cette étude, la faisabilité de la valorisation des sédiments du port de Radès dans des pavés en béton est étudiée.

La valorisation des sédiments du port de Gabès nécessite, tout d'abord, un traitement pour piéger ou éliminer les métaux lourds. Cette étude fera l'objet d'une étude ultérieure.

4. Valorisation des sédiments du port de Radès dans les pavés en béton

Ce chapitre traite l'étude de faisabilité de la valorisation des sédiments du port de Radès dans les pavés en béton. Aucune étude précédente n'a adopté cette filière de valorisation pour les sédiments. En plus, la confection de ce produit doit permettre la réutilisation de grandes quantités de sédiments. Plusieurs formulations sont testées et comparées en substituant différents pourcentages de sable et ou de ciment par des sédiments en vue d'optimiser la composition de la formulation à retenir. La fabrication des pavés est réalisée, dans une première étape, à l'échelle du laboratoire. Les caractéristiques physiques et mécaniques des pavés de différentes formulations sont comparées à celles des pavés de référence et aux exigences de la norme Européenne des « pavés en béton – Prescriptions et méthodes d'essai » - EN 1338. En deuxième étape, des pavés sont confectionnés avec la formulation retenue à l'échelle industrielle à l'usine UNIBETON (Tunisie).

Introduction

Plusieurs chercheurs dans le monde ont étudié la faisabilité de la fabrication de nouveaux pavés en béton avec des déchets : agrégats de béton et débris de briques (Poon et al, 2002 ; Poon et Chan, 2007), résidus de gazéification de matériaux solides (Holt et Raivio, 2006), carreaux de céramique (Wattanasiriwech et al, 2009), débris de démolition (Soutsos et al, 2011), déchets de pneus (Ling, 2012) et déchets de briques broyées (Jankovic et al, 2012).

Les pavés en béton sont parmi les produits les plus utilisés pour le revêtement des trottoirs, des places piétonnes, des buttes des échangeurs et des aménagements extérieurs. Ils sont des matériaux résistants et durables et présentent des formes (carrée, rectangulaire, en I..), des dimensions et des couleurs (rouge, saumon, gris, noire, jaune) diverses. Leur forme autobloquante assure une répartition efficace des charges et une meilleure résistance aux charges occasionnelles. Ils garantissent une finition esthétique et sont rapides à mettre en place. Leur utilisation se développe rapidement dans les projets commerciaux et industriels. En Tunisie, plusieurs usines produisent des pavés en béton pour le marché tunisien et pour l'exportation en Libye et en Algérie. Parmi les sociétés tunisiennes, il y a la Société Polybéton (Jbel el Ouest), la Société Unibéton (Bir M'Cherga), la Société Maco Sud (Zarzis), la Société Chaieb carrelages (Sousse), la Société Techno Béton (Mahdia) et la Société Pavé du Sud (Gabès).

Dans cette étude, les sédiments du port de Radès sont incorporés dans la formulation des pavés. Ce matériau cimentaire représente une nouvelle filière de valorisation pour les sédiments qui devra permettre, d'une part, de gérer les grands volumes des sédiments du port de Radès et, d'autre part, de diminuer les besoins en matériaux extraits des carrières. La fabrication de ce matériau qui se fait à froid, s'inscrit dans une optique de développement durable.

Cette étude de recyclage des sédiments du port de Radès a été réalisée en deux étapes :

- 1^{ère} phase : Fabrication et test de plusieurs formulations à l'échelle du laboratoire.

Plusieurs formulations ont été testées et comparées en substituant différents pourcentages de sable et ou de ciment par des sédiments en vue de trouver la formulation optimale de nouveaux pavés.

La fabrication de ces pavés a été réalisée à l'échelle du laboratoire en suivant le même principe et procédé adopté par l'usine « UNIBETON ». Les caractéristiques des pavés obtenus à partir des différentes formulations ont été comparées à celle d'une formulation référence (FRef) et aux exigences de la norme Européenne des « pavés en béton – Prescriptions et méthodes d'essai » - EN 1338.

- 2^{ème} phase : Fabrication des pavés de la formulation retenue à l'échelle industrielle.

La formulation retenue à l'issue de l'étude paramétrique réalisée à l'échelle du laboratoire a été confectionnée à une échelle industrielle. Les propriétés physiques et mécaniques des nouveaux pavés ont été qualifiées et validées au laboratoire par une comparaison aux exigences de la norme EN 1338.

4.1. Les pavés en béton

Les pavés en béton sont définis selon la norme EN 1338, comme étant des éléments en béton préfabriqué utilisés pour le revêtement et satisfaisant les conditions suivantes :

- à une distance de 50 mm de tout bord, aucune section transversale ne présente une dimension horizontale inférieure à 50 mm,
- la longueur du pavé divisée par son épaisseur est inférieure ou égale à quatre.

Les pavés destinés à être roulés par des véhicules légers ou des véhicules lourds doivent avoir une épaisseur supérieure ou égale respectivement à 6 ou 8 cm. Les non roulables peuvent avoir une épaisseur inférieure à 6 cm.

4.1.1. Propriétés physiques et mécaniques requises pour les pavés

Selon la norme EN 1338, les pavés doivent présenter les performances physiques et mécaniques suivantes :

4.1.1.1. Caractéristiques visuelles

La face supérieure d'un pavé en béton ne doit pas présenter de défauts tels que fissures ou écaillages. Une couche de parement peut être rajoutée sur la face vue pour un aspect plus esthétique. La coloration peut être prévue, au choix du client. Les pavés prennent la couleur du mélange des granulats et du ciment. Ils peuvent être grisâtres ou rougeâtres. Des colorants (additifs) peuvent être rajoutés au mélange pour une coloration spécifique de la couche de parement ou de l'épaisseur du pavé (jaune, vert, bleu).

4.1.1.2. Résistance aux agressions climatiques : le coefficient d'absorption

La résistance aux agressions climatiques est évaluée à partir du coefficient d'absorption ou la résistance au gel/dégel. Cette étude se limite à la détermination du coefficient d'absorption. Le mode opératoire de l'essai est décrit dans l'annexe II.1. La mesure de la résistance au gel/dégel s'impose lorsqu'il existe des conditions spécifiques, comme le contact fréquent des surfaces avec des sels de déverglaçage en cas de gel. Les pavés doivent avoir un coefficient d'absorption qui permet de les classer en classe 2 comme indiqué dans le tableau 4.1.

Tableau 4. 1. Absorption d'eau (EN 1338)

| Classe | Absorption d'eau (%) |
|--------|----------------------------|
| 1 | Aucune performance mesurée |
| 2 | ≤ 6 |

4.1.1.3. Résistance à la rupture en traction par fendage

La résistance à la rupture par fendage doit être supérieure ou égale à 3,6 MPa. Aucun pavé ne doit présenter une résistance inférieure à 2,9 MPa et une charge de rupture inférieure à 250 N/mm de longueur de rupture. Le protocole expérimental de l'essai est décrit dans l'annexe II.2.

4.1.1.4. Résistance à l'abrasion

La résistance à l'abrasion traduit la résistance des pavés à l'usure engendrée par les frottements de la circulation des piétons et des véhicules. Dans cette étude, l'usure par abrasion est évaluée à l'aide de l'essai d'abrasion au Disque Large sur la face supérieure d'un pavé en béton à l'aide de l'alumine fondue blanche (corindon). L'usure est traduite par la largeur de l'empreinte qui peut apparaître sur la face du pavé sous l'effet du frottement engendré par le disque et le corindon. L'essai est décrit dans l'Annexe II.3. La résistance à l'abrasion doit respecter les critères donnés dans le tableau 4.2.

Tableau 4. 2. Résistance à l'abrasion (EN 1338)

| Classe | Largeur de l'empreinte due au frottement du disque large |
|--------|--|
| 1 | Aucune performance mesurée |
| 3 | < 23 mm |
| 4 | < 20 mm |

4.1.1.5. Conductivité thermique

La conductivité thermique doit être évaluée lorsque les pavés sont destinés à contribuer à la performance thermique d'un élément. Dans cette étude, la conductivité thermique ne fait pas partie des performances exigées. Cette propriété sera évaluée dans une étude ultérieure.

4.1.2. Constituants des pavés en béton

Les pavés en béton sont constitués d'un mélange de 85 à 90% d'agrégats (sable de concassage) (Soutsos et al, 2011 ; Ling, 2012), de ciment et d'eau. Les proportions des différents constituants sont propres à chaque usine. La formulation dépend principalement des propriétés des matériaux utilisés et des caractéristiques requises du produit final. Les pavés en béton peuvent être utilisés pour le revêtement des aires devant supporter des charges élevées comme les pistes des aéroports. Dans ce cas, un dosage minimum en ciment égal à 380 kg/m^3 est nécessaire pour atteindre une résistance à la compression suffisante de 49 N/mm^2 (BS 6717, 1993). Gafoori et Mathis (1998) ont suggéré un dosage minimum en ciment de 395 kg/m^3 pour satisfaire les exigences des normes internationales de l'ASTM. La norme BS EN 1338 qui remplace la norme BS 6717, fixe une résistance minimale de la traction par

fendage à 3,6 MPa. Cette norme ne donne aucune restriction sur le dosage en ciment nécessaire pour la formulation des pavés. Dans le tableau 4.3, sont donnés des exemples de formulations de pavés en béton adoptées par différentes usines.

Tableau 4. 3. Exemples de formulations de pavés en béton

| | Ciment (kg/m³) | Agrégats fins (kg/m³) | Agrégats grossiers (kg/m³) | Eau (kg/m³) |
|--|--------------------------------------|---|--|-----------------------------------|
| Usine 1 (Royaume Uni (Soutsos et al, 2011)) | 380 | 1520 | 380 | 152 |
| Usine 2 (Royaume Uni (Soutsos et al, 2011)) | 455 | 1890 | 0 | 182 |
| Usine Hong Kong (Ling, 2012) | 328 | 1246 | 590 | 148 |
| Usine Finlande (Holt et Raivio, 2006) | 350 | 1910 | 0 | 63 |

4.1.3. Procédure de fabrication des pavés à l'échelle industrielle

Les pavés en béton sont formulés par des mélanges semi-secs avec un rapport E/C inférieur ou égal à 0,3. La quantité d'eau de gâchage ajoutée au mélange n'est pas constante. Elle varie en fonction de la consistance de la pâte malaxée et est supposée optimale lorsque la pâte prend la forme d'un rouleau assez sec en la serrant fermement entre la paume et les doigts de la main (Soustos et al, 2011). Il n'existe pas d'essai qui permet de déterminer la consistance d'une pâte de ciment assez sèche. Les usines comptent sur l'expérience de leurs ouvriers pour déterminer la quantité d'eau nécessaire pour obtenir une pâte optimale (Soustos et al, 2011). Néanmoins, dans une étude de Jankovic et al (2012) sur l'incorporation de déchets de briques dans la formulation de pavés, la consistance du mélange a été vérifiée par le test du cône d'Abrams. Un affaissement de 1 cm est exigé. Dans l'étude de Poon et al (2007), pour les mélanges de pavés reformulés avec des déchets de béton, un affaissement nul a été considéré suffisant pour une meilleure ouvrabilité. Pour obtenir une meilleure durabilité, qualité et apparence physique, les pavés doivent être parfaitement compactés (Ling, 2012). A l'échelle industrielle, la méthode la plus courante, est celle qui assure un compactage et une vibration simultanés à haute fréquence (Soutsos et al, 2011). Elle est automatisée, rapide et efficace.

4.1.4. Etapes de fabrication des pavés à l'usine UNIBETON

Dans cette étude, la fabrication des nouveaux pavés à une échelle industrielle a été possible grâce à une collaboration avec une usine tunisienne « UNIBETON », spécialisée dans la production des pavés et des bordures. Le principe du procédé de fabrication des pavés adopté par « UNIBETON », décrit dans le paragraphe suivant, a été reproduit à l'échelle du laboratoire lors de la 1^{ère} phase de l'étude.

Le mortier des pavés étant presque sec, un compactage et une vibration intenses sont nécessaires pour une meilleure densité. Ceci est assuré par une vibration et un compactage simultanés à une fréquence et une pression de 120 bar. Tout d'abord, les agrégats (sable 0/3 et sable 0/5) contenus dans 3 trémies de capacité de 10 t chacune, sont versés dans une cuve. Par la suite, ils sont transportés par un tapis roulant jusqu'au malaxeur. Une quantité du ciment, stocké dans un silo, est directement versé dans le malaxeur. L'ouverture et la fermeture des trémies et du silo pour ajuster les quantités d'agrégats et de ciment nécessaires, et la durée du malaxage sont gérés par un automate. Après une minute de malaxage, une quantité d'eau est rajoutée. Le malaxage est poursuivi pendant 2 minutes. La quantité de l'eau de gâchage dépend de la consistance de la pâte du mortier. La pâte doit prendre la forme d'un rouleau assez sec en la serrant fermement entre la paume et les doigts de la main. Par la suite, le mélange est coulé sur une plaque métallique composée d'assemblage de moules de pavés. Les pavés sont compactés et vibrés simultanément en deux secondes à l'aide d'une machine qui assure un vibro compactage. Le démoulage se fait immédiatement après l'arrêt de l'action du compactage – vibration. Les pavés, récupérés dans des plateaux sont stockés pendant 24 heures à l'air libre.

4.2. Démarche et formulations de l'étude

4.2.1. Démarche scientifique

Les analyses environnementales ont révélé une très faible présence de métaux lourds dans le lixiviat et dans la matière sèche des sédiments du port de Radès. Néanmoins, ces sédiments contiennent de 9 à 9,75% de matières organiques. Aucun traitement n'a été prévu dans le cadre de cette étude. Une étape de prétraitement est tout de même nécessaire pour préparer les matériaux de dragage avant leur incorporation dans le mélange du mortier des pavés. Elle consiste à sécher et broyer les sédiments. Au total, 9 formulations de pavés avec différents taux de substitution de sable ou de ciment par des sédiments ont été testées à l'échelle du laboratoire. Pour une meilleure compacité et pour reproduire le même procédé de fabrication

industrielle, les éprouvettes des différentes formulations ont été vibrées et compactées simultanément à l'aide d'une table vibrante. Le coefficient d'absorption, la résistance à la traction par fendage à 7, 28 et 90 jours et la résistance à l'abrasion des différentes séries de pavés ont été comparés à ceux des pavés de référence (0% sédiments) et aux prescriptions de la norme EN 1338. A l'issue de cette étude paramétrique, une formulation optimale a été retenue et est utilisée pour fabriquer des nouveaux pavés à l'échelle industrielle. A la fin de l'étude, l'effet de l'incorporation des sédiments dans un matériau cimentaire à immobiliser certains polluants a été évalué. Les étapes de l'étude sont schématisées par le graphe de la figure 4.1.

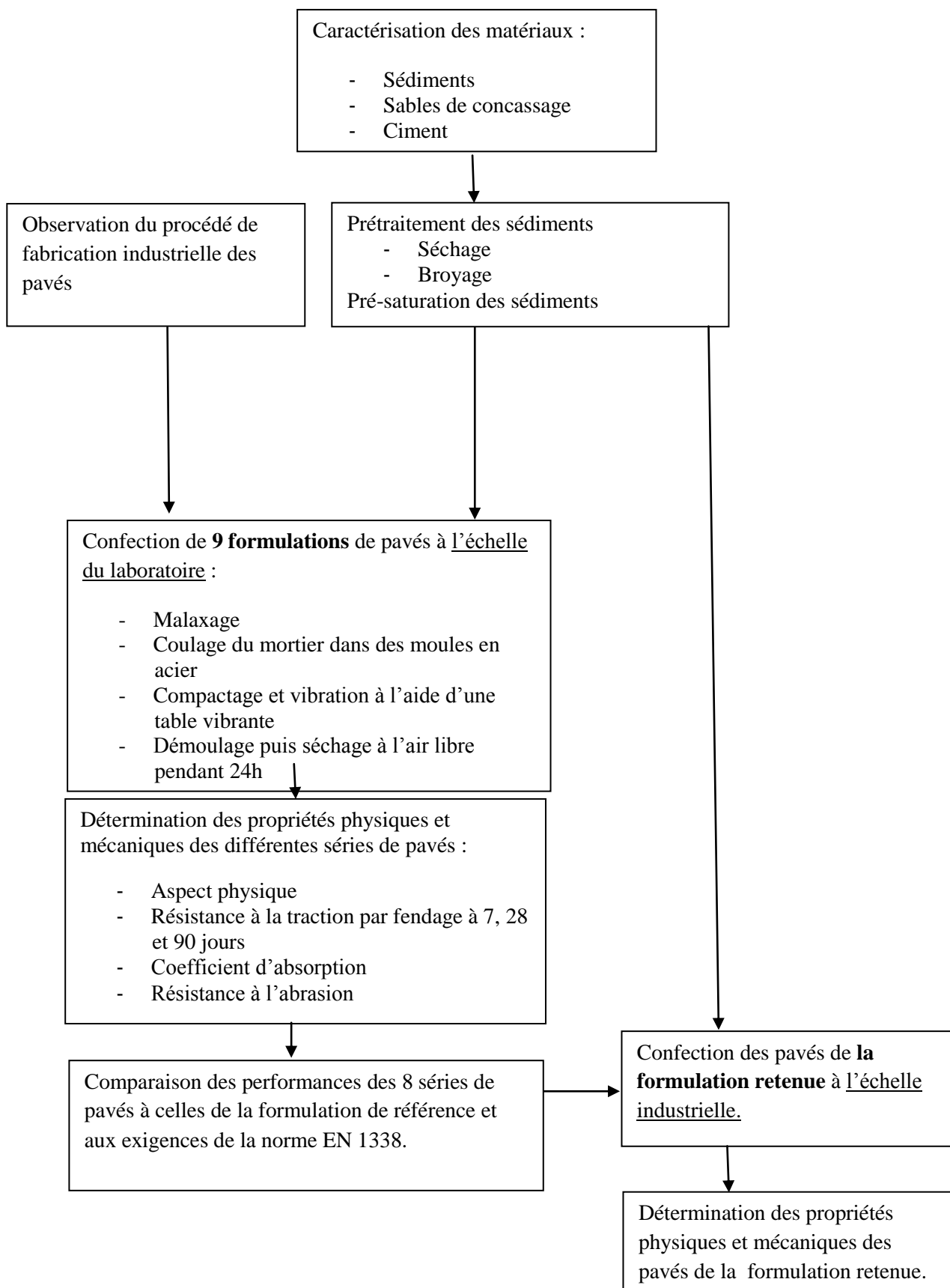


Figure 4. 1. Démarche de l'étude de valorisation des sédiments du port de Radès dans les pavés en béton.

4.2.2. Formulations étudiées

La formulation de référence des pavés en béton est composée de 16% de ciment et 84% d'agrégats (sable 0/3 et sable 0/5). Le dosage E/C est égal à 0,3. Les agrégats (sable 0/3 et sable 0/5) ont été substitués dans cette étude, partiellement ou totalement par les sédiments du port de Radès. L'effet de la substitution d'un pourcentage de ciment par de la chaux éteinte et par des sédiments a été également évalué. Ceci s'inscrit dans une optique de développement durable qui incite à diminuer l'utilisation du ciment pour la fabrication du béton. La chaux est un liant qui peut être utilisé pour diminuer le pourcentage du ciment utilisé (Kumar et al, 2013).

Au total 9 formulations de pavés ont été confectionnées :

- Un mélange de référence Fref (0% sédiments)
- Cinq mélanges dans lesquels le sable 0/3 et/ou le sable 0/5 ont été substitués en masse par 12,5%, 25%, 46%, 62% et 100% de sédiments, nommés respectivement FS12,5, FS25, FS46, FS62 et FS100.
- Un mélange dans lequel 5% de ciment ont été substitués par des sédiments, noté FC5.
- Un mélange dans lequel 5% de ciment ont été substitués par de la chaux, nommé FCh.
- Un mélange dans lequel 5% de ciment ont été substitués par de la chaux et 10% de sable 0/3 par des sédiments, nommé FChS10.

Les différentes formulations sont présentées dans le tableau 4.4.

Tableau 4. 4. Dosage en kg/m³ des composants des différentes formulations de l'étude

| | Ciment | Chaux | Sable 0/5 | Sable 0/3 | Sédiments | Eau |
|---------------|---------------|--------------|------------------|------------------|------------------|------------|
| Fref | 450 | 0 | 1288 | 1075 | 0 | 136 |
| FS12,5 | 450 | 0 | 1288 | 774 | 301 | 136 |
| FS25 | 450 | 0 | 1288 | 480 | 595 | 102 |
| FS46 | 450 | 0 | 1288 | 0 | 1075 | 88 |
| FS62 | 450 | 0 | 885 | 0 | 1478 | 29 |
| FS100 | 450 | 0 | 0 | 0 | 2363 | 15 |
| FC5 | 300 | 0 | 1288 | 1075 | 150 | 136 |
| FCh | 300 | 150 | 1288 | 1075 | 0 | 136 |
| FChS10 | 300 | 150 | 1288 | 774 | 301 | 136 |

4.3. Matériaux

4.3.1. Le ciment

Le ciment utilisé est le Ciment Portland Type I – Classe 42.5R. Il provient des carrières de Jbel Ouest et contient plus que 95% de clinker et moins de 5% de constituants secondaires tel que le sulfate de calcium. Sa composition chimique et ses propriétés physiques et mécaniques sont données dans le tableau 4.5.

Tableau 4. 5. Caractéristiques (fournies par le fournisseur) du ciment Portland – Type I – Classe 42.5R.

| Propriétés | Caractéristiques |
|------------|---|
| Physiques | <ul style="list-style-type: none"> - Début de la prise 60 minutes - Expansion 10 millimètres |
| Mécanique | Résistance à la compression minimale : <ul style="list-style-type: none"> - 2 jours : 10 N/mm² - 28 jours : 42,5 N/mm² |
| Chimiques | <ul style="list-style-type: none"> - Perte au feu : 2,79% - SiO₂ : 20,01%, Al₂O₃ : 5,06%, Fe₂O₃ : 3,32% ; CaCO₃ : 62,91%. MgO : 1,40 ; SO₃ : 2,86% ; K₂O : 0,96% CO₂ : 1,46% - Sulfates 3,5%, Chlorures 0,10% |

4.3.2. Le sable

Deux sables de concassage de finesses différentes extraits de la carrière de Horchéni-Jbal Laazayez ont été utilisés (photo 4.1). La courbe granulométrique et les propriétés physiques de ces sables sont données sur la figure 4.2 et dans le tableau 4.6. L'équivalent de sable déterminé selon la norme NF EN 933-8, caractérise les sables utilisés en « sables propres à faible pourcentage de fines argileuses convenant parfaitement pour les bétons de haute qualité » (Dreux et Festa, 1998).



Sable 0/5

Sable 0/3

Photo 4. 1. Sables de concassage utilisés

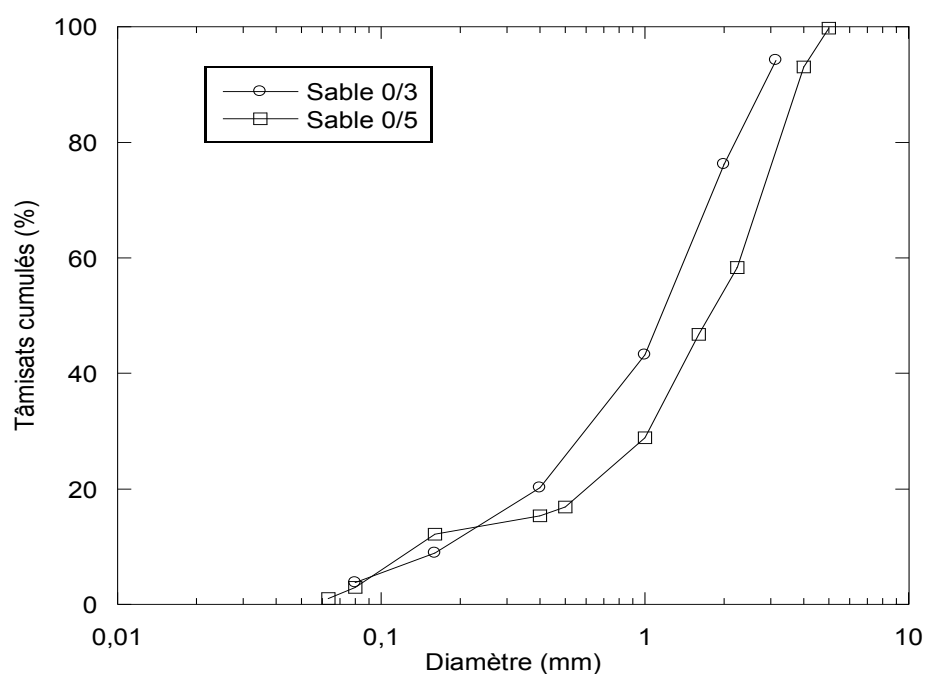


Figure 4. 2. Courbes granulométriques des sables de concassage

Tableau 4. 6. Propriétés physiques des sables utilisés

| | Sable 0/5 | Sable 0/3 |
|--------------------------------------|------------------|------------------|
| Equivalent de sable (%) | 77 | 73 |
| Poids volumique (kN/m ³) | 16,13 | 14,69 |
| D ₅₀ (mm) | 2,07 | 1,28 |
| Coefficient d'absorption (%) | 0,45 | 0,47 |

4.3.3. Les sédiments

Les propriétés physiques, chimiques, minéralogiques et environnementales des sédiments du port de Radès sont détaillées dans le chapitre 3. Un récapitulatif des principales caractéristiques est donné dans le tableau 4.7. Avant l'incorporation des sédiments dans le mélange des pavés, il a été nécessaire d'abaisser leur teneur en eau et de les broyer. Les sédiments, de teneur en eau initiale comprise entre 65 et 80% ont été séchés à l'air libre puis à l'étuve à 50°C pendant 48 à 72 heures (photo 4.2.a). La présence de mottes d'argile dans les sédiments, donne à la sortie de l'étuve un mélange de sable et de blocs argileux. Il a été nécessaire de concasser ces sédiments afin d'ajuster leur granulométrie à celle des sables de concassage (photo 4.2.b). Les sédiments sont, ensuite, passés à travers le tamis 3 mm (photo 4.2.c). Les distributions granulométriques des sédiments prétraités, du sable 0/3 et du sable 0/5 déterminées par tamisage par voie sèche sont données sur la figure 4.3. Les sédiments prétraités deviennent des sables moyens. La nouvelle distribution granulométrique des sédiments (plus grossière comparée à celle des sédiments bruts) est expliquée par l'agglomération des particules fines. Les mécanismes d'agglomération sont principalement dus aux pressions de capillarité qui apparaissent à la surface des particules et aux forces d'attraction entre les particules (Dhawan et al, 2013).

Les sédiments prétraités sont caractérisés par un diamètre D_{50} égal à 0,32 mm, plus faible que celui des sables de concassage. Les coefficients d'uniformité et de courbure sont respectivement égaux à 0,31 et 0,94. Ainsi, la courbe granulométrique des sédiments est mal graduée. La granulométrie des sédiments plus fine que celle des sables de concassage aurait tendance à améliorer la compacité des pavés. Les particules fines auront l'aptitude de remplir les vides entre les granulates des sables de concassage. La masse volumique des sédiments prétraités est de 1,32 g/cm³, plus faible que celle des sables de concassage.

Tableau 4. 7. Caractéristiques des sédiments « bruts » du port de Radès

| | Caractéristique |
|--|--|
| Nomenclature | limons argileux légèrement sableux |
| Teneur en eau (%) | 65 à 80 |
| Plasticité et consistance | fortement plastiques et consistance très molle |
| Teneur en CaCO ₃ (%) | 35 à 37,5 |
| Surface spécifique (m ² /g) | 20,55 à 22,64 |
| Teneur en matière organique (%) | 9,07 à 9,75 |
| Teneur en sulfate (%) | 0,19 |
| Coefficient d'absorption (%) | 31,3 |
| Porosité (%) | 51,23 |
| Concentration en métaux lourds | Matériaux très peu pollués |



(a) Etuvage des sédiments à 50°C



(b) Concassage des sédiments



(c) Tamisage à travers le tamis 3 mm



(d) Les sédiments séchés, concassés et tamisés

Photo 4. 2. Prétraitement des sédiments

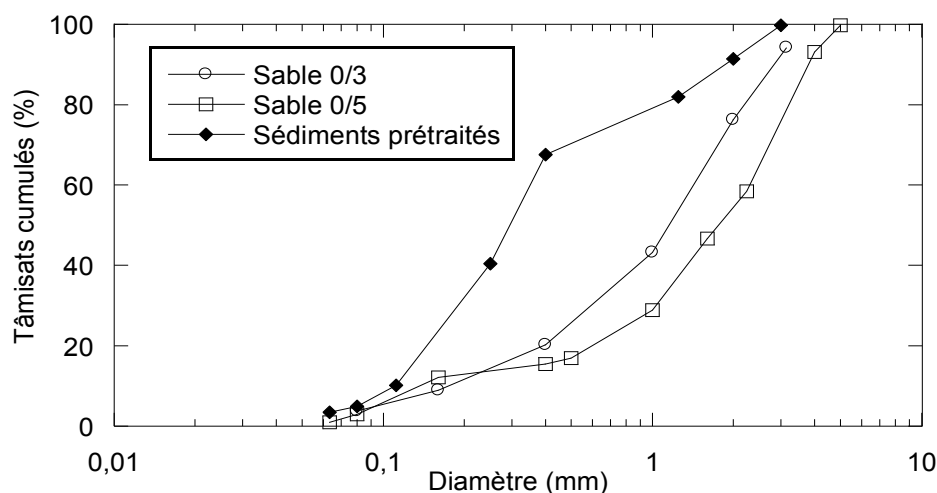


Figure 4. 3. Courbes granulométriques des sédiments prétraités et des sables de concassage utilisés

4.4. Confection des pavés à l'échelle du laboratoire

La procédure de fabrication des pavés à l'échelle industrielle est reproduite à l'échelle du laboratoire.

4.4.1. Présaturation des sédiments

Le coefficient d'absorption des sédiments est très élevé comparé à celui des sables de concassage à substituer dans le mélange des pavés (tableaux 4.6 et 4.7). L'absorption d'une quantité d'eau de gâchage par les agrégats poreux affecte l'ouvrabilité du mélange et les propriétés du matériau confectionné. La porosité intergranulaire élevée des sédiments est prévisible du fait que leur surface spécifique est estimée par la méthode BET à $21,6 \text{ m}^2/\text{g}$. (comparable à celle d'une argile de type Illite). Ainsi, il a été jugé nécessaire de pré-saturer les sédiments 24h avant leur mise en œuvre pour éviter l'absorption de l'eau de gâchage. La quantité d'eau nécessaire pour la saturation correspond à 31% du volume des sédiments, soit la quantité susceptible d'être absorbée par les sédiments au bout de 24h. Plusieurs chercheurs ont dû pré-saturer les agrégats avant de les recycler dans un matériau cimentaire (Poon et al, 2004; Agostini et al, 2007).

4.4.2. Malaxage

Tout d'abord, les granulats et le ciment sont malaxés pendant une à deux minutes, jusqu'à ce que le mélange devienne homogène, à l'aide d'un malaxeur de capacité 12 l (photo 4.3.a). Les constituants du mélange sont mis dans l'ordre suivant : sable 0/5, sable 0/3, ciment et finalement les sédiments saturés. Cet ordre est le plus convenable comparé à d'autres tests. L'incorporation des sédiments saturés avant le ciment ne permet pas d'obtenir une pâte de ciment homogène capable de lier convenablement les agrégats secs et humides.

Par la suite, l'eau est rajoutée, sans interrompre le malaxage, jusqu'à obtenir la consistance désirée. Le malaxage est poursuivi pendant deux à trois minutes. La quantité d'eau de gâchage n'est pas constante pour toutes les formulations. Pour la formulation de référence un rapport E/C égal à 0,3 est exigé. La quantité de l'eau pour les formulations contenant des sédiments est plus faible. Elle est conditionnée par la consistance de la pâte qui doit prendre la forme d'un rouleau assez sec en la serrant fermement entre la paume et les doigts de la main (photo 4.3.b).

Le malaxage des mélanges contenant 46%, 62% et 100% de sédiments fût assez délicat et a dû être interrompu plusieurs fois pour remuer le mélange qui durcit rapidement au fond de la cuve du malaxeur. Ceci peut être expliqué par la présence de 35 à 37,5% de carbonate de calcium qui confère une aptitude à s'hydrater plus rapidement qu'un ciment (Gurney et al, 2012). Très plastiques et de consistance molle, les sédiments forment à eux seuls une pâte ayant la consistance désirée pour le mortier des pavés. Ainsi, la quantité d'eau de gâchage diminue avec l'augmentation du pourcentage des sédiments (tableau 4.4). Elle est de 136 kg/m³ et 15 kg/m³ respectivement pour 0% et 100% de sédiments.



(a) Malaxage



(b) Vérification de la consistance du mélange

Photo 4. 3. Malaxage et vérification de la consistance du mélange pour la fabrication des pavés

4.4.3. Coulage, compactage et vibration

Au total près de 100 pavés ont été confectionnés au laboratoire. Les moules utilisés sont en aciers et sont de formes parallélépipédique de dimensions $(7 \times 28 \times 7) \text{ cm}^3$ (photo 4.4.a). Les étapes et les outils utilisés pour le coulage, le compactage et la vibration des pavés sont présentés sur les photos 4.4 et 4.5. Le coulage est fait en deux couches. Chaque couche est compactée et vibrée pendant 30 s à l'aide d'une table vibrante (photo 4.5.b). La vibration et le compactage simultanés à l'aide d'une table vibrante permettent de reproduire la même procédure réalisée à l'échelle industrielle décrite dans le § 4.1.4. Ce procédé est efficace pour obtenir une compacité optimale des pavés. Mieux les pavés sont compactés, plus leurs densités et par suite leurs résistances mécaniques (à la traction et la compression) sont élevées. Ling (2012) a comparé les caractéristiques physiques et mécaniques de pavés compactés et vibrés par une machine industrielle et de pavés compactés au laboratoire à l'aide de la méthode d'ASTM D698 modifiée. Cette méthode consiste à appliquer à l'aide d'un marteau de masse 1,86 kg, 50 coups répartis sur toute la surface avec une hauteur de chute égale à 15 cm. L'étude a montré que la densité des pavés fabriqués à l'échelle industrielle est améliorée de 9,3% comparée à celle des pavés fabriqués au laboratoire. L'aiguille vibrante est performante pour le compactage du béton, utilisé pour les travaux de bâtiments, mais insuffisant pour les pavés en béton (Soutsos et al, 2011). Le compactage et la vibration simultanés réalisés à l'aide d'une table vibrante à l'échelle du laboratoire donne des pavés de densité comparable à celle des pavés confectionnés à l'échelle industrielle (Soutsos et al, 2011 ; Ling, 2012). Le démoulage des pavés est effectué après 24h.

Les éprouvettes sont laissées à l'air libre.



(a) Moules en acier $(7 \times 28 \times 7) \text{ cm}^3$
mortier



(b) Coulage de la 1^{ère} couche du

Photo 4. 4. Coulage du mortier dans les moules en acier



(a) Outil de compactage



(b) Table vibrante



(c) 1^{ère} couche après comptage et vibration



(d) Scarification de la 1^{ère} couche



(e) Coulage de la 2^{ème} couche



(f) Vibration et compactage



(g) Pavés avant démoulage

Photo 4. 5. Compactage et vibration des pavés en béton à l'échelle du laboratoire

4.5. Résultats et analyses

4.5.1. Caractéristiques visuelles des pavés

Les pavés fabriqués avec différents pourcentages de substitution de sable par des sédiments, présentent des aspects et des couleurs variables (tableau 4.8 et photo 4.6). La surface des pavés de la formulation FS12,5 a le meilleur aspect visuel, même comparé à celui des pavés de référence (0% sédiments), en présentant moins de pores. Ceci est confirmé par une masse volumique plus élevée et donc une compacité meilleure des pavés fabriqués avec 12,5% de sédiments. Les particules fines des sédiments auraient rempli les vides entre les granulats des sables. La figure 4.4 présente la variation de masse volumique des pavés en fonction du taux de substitution des sables par les sédiments. A partir d'un taux de substitution égal à 25%, plus le pourcentage des sédiments est élevé plus la masse volumique est faible et plus la surface des pavés est lisse, poreuse et fissurée. Des résultats similaires ont été observés par Ling (2012). La couleur se dégrade du gris foncé, gris, marron clair au marron foncé.

Tableau 4. 8. Dimensions, masse volumiques et caractéristiques visuelles des pavés

| Photo 4.6 | Formulation | (L x l x t)* (cm) | Masse volumique (kg/m ³) | Caractéristiques visuelles |
|-----------|-------------|----------------------|---|---|
| 0 | FRef | 28×7×7 | 2070 | Couleur gris foncé. Surface sans fissures ni écailles, percée par quelques pores. |
| 1 | FS12,5 | 28×7×6 | 2177 | Couleur gris. Surface sans fissures ni écailles. Les pores sont peu visibles. |
| 2 | FS25 | 28×7×6,6 | 2057 | Couleur marron claire. Surface lisse percée par quelques pores. |
| 3 | FS46 | 28×7×7 | 1829 | Couleur marron claire. Surface lisse et poreuse. |
| 4 | FS62 | 28×7×7 | 1765 | Couleur marron. Surface lisse et fissurée. |
| 5 | FS100 | 28×7×7 | 1603 | Couleur marron foncé. Surface fissurée très lisse, percée par des pores. |

* L, l et t sont respectivement la longueur, la largeur et l'épaisseur d'un pavé.

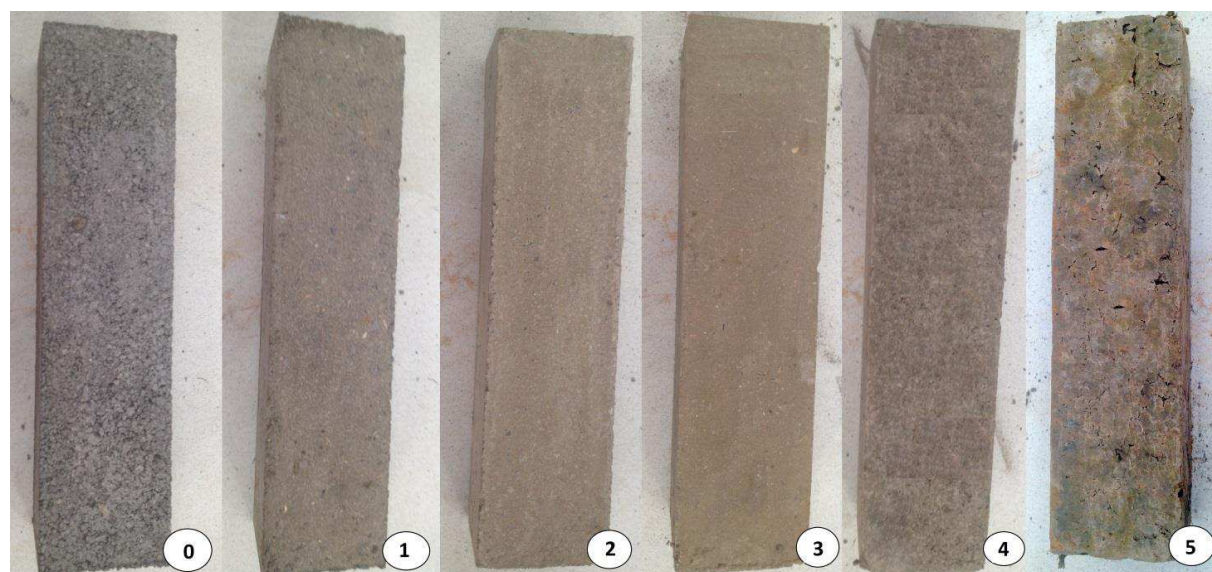


Photo 4. 6. Pavés fabriqués avec différents taux de substitution de sable par des sédiments

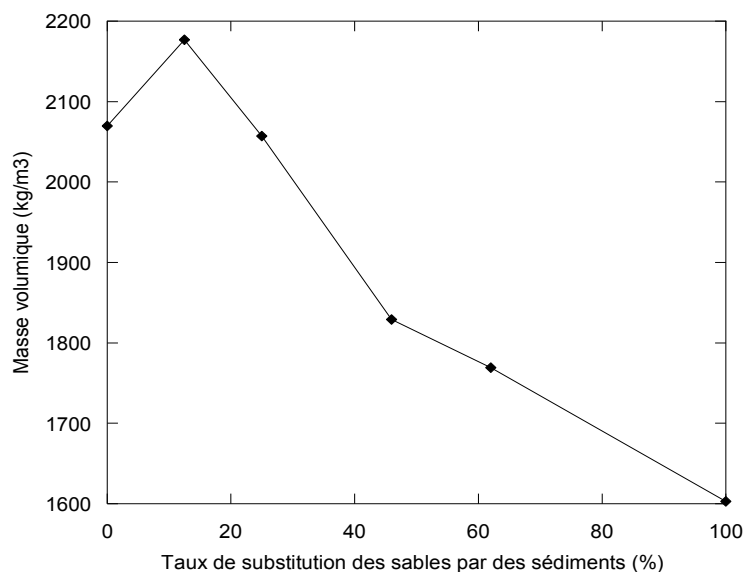


Figure 4. 4. Masse volumique des pavés en fonction du taux de substitution des sables par des sédiments

4.5.2. Coefficient d'absorption des pavés

Les coefficients d'absorption des pavés confectionnés sont donnés dans le tableau 4.9. Ils varient de 5,43% pour FS12,5 à 28,13% pour FS100. A partir d'un taux de substitution égal à 12,5%, plus le pourcentage des sédiments est élevé, plus le coefficient d'absorption des pavés est important. La figure 4.5 montre que les courbes de variation du coefficient d'absorption et de la masse volumique des pavés en fonction du taux de substitution des sables par des sédiments suivent inversement la même allure. Plus la masse volumique des pavés est élevée, plus le coefficient d'absorption est faible. Le coefficient d'absorption est optimal pour un taux de substitution égal à 12,5%. Sa valeur respecte les exigences de la norme EN1338.

D'autre part, il a été vérifié que la composition chimique des sédiments du port de Radès (tableau 3.18) est comparable à celle de matériaux de dragage utilisés comme des fillers pour améliorer la compacité et la durabilité de matériaux composites (Millrath et al, 2001). Les sédiments peuvent être considérés comme un correcteur granulométrique (Limeira et al, 2011).

En conclusion, l'incorporation d'un faible pourcentage de sédiments (entre 0% et 12,5%), améliore la compacité des pavés et par la suite diminue leur coefficient d'absorption. Dans ce cas, les sédiments ont pour rôle de remplir les vides entre les agrégats de la pâte des pavés.

Lorsque le pourcentage des sédiments est élevé, l'absorption des pavés est importante à cause de l'apparition de pores et de fissures. Des résultats similaires ont été retenus par Ling (2012).

La substitution de 5% de ciment par des sédiments donne des pavés de coefficient d'absorption supérieur à la valeur requise par la norme EN 1338.

Tableau 4. 9. Coefficients d'absorption des pavés confectionnés au laboratoire

| | Fref | FS12,5 | FS25 | FS46 | FS62 | FS100 | FC5 |
|-------|-------------|---------------|-------------|-------------|-------------|--------------|------------|
| A (%) | 5,92 | 5,43 | 9,59 | 9,63 | 10,90 | 28,13 | 6,98 |

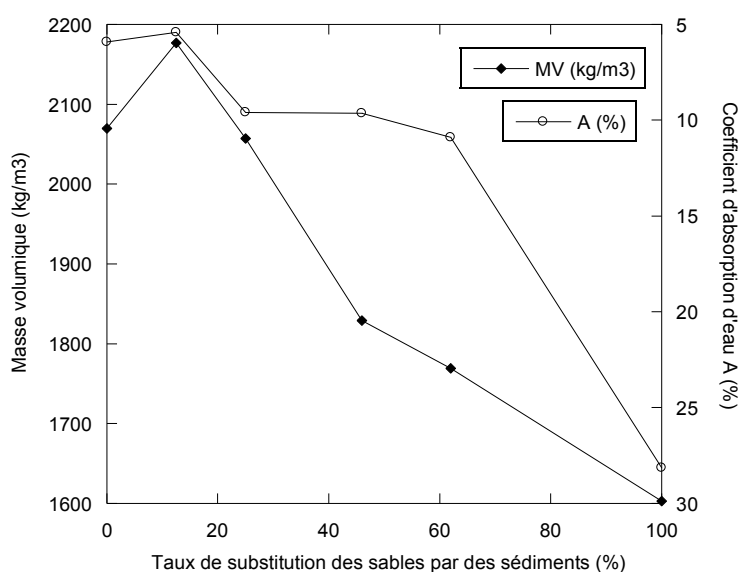


Figure 4. 5. Variation de la masse volumique et du coefficient d'absorption en fonction du taux de de substitution des sables par des sédiments

4.5.3. Résistance à la traction par fendage

La résistance à la traction par fendage a été déterminée pour des éprouvettes âgées de 7 et 28 jours. L'essai est effectué conformément à la norme EN 1338 au Centre Technique des Matériaux de Construction de la Céramique et des Verres (CTMCCV).

4.5.3.1. Résistance à la traction par fendage à 7 jours

Il a été remarqué que le mode de rupture en traction par fendage diffère d'une série de formulation à une autre. Le mode de rupture observé pour chaque série est décrit dans le tableau 4.10 et sur la photo 4.7. La fissuration apparaît brusquement pour les deux premières

formulations (Fref et FS12,5) (rupture fragile) et progressivement pour les autres formulations (rupture ductile). Plus le taux de sédiments est important plus la rupture apparait de façon progressive. Ceci s'explique par la forte plasticité des sédiments qui aurait tendance à amortir le temps de réponse des pavés soumis à une charge de rupture.

Tableau 4. 10. Mode de rupture en traction par fendage à 7 jours des pavés

| Photo | Formulation | Réponse observée à la rupture |
|-------|-------------|--|
| 0 | Fref | La fissuration se fait brusquement. |
| 1 | FS12,5 | La fissuration se fait brusquement. |
| 2 | FS25 | La fissuration est moyennement brutale. |
| 3 | FS46 | La fissuration se fait progressivement. |
| 4 | FS62 | La fissuration apparait très lentement et le pavé ne s'est pas complètement fragmenté. |
| 5 | FS100 | La fissuration apparait très lentement et le pavé ne s'est pas complètement fragmenté. |

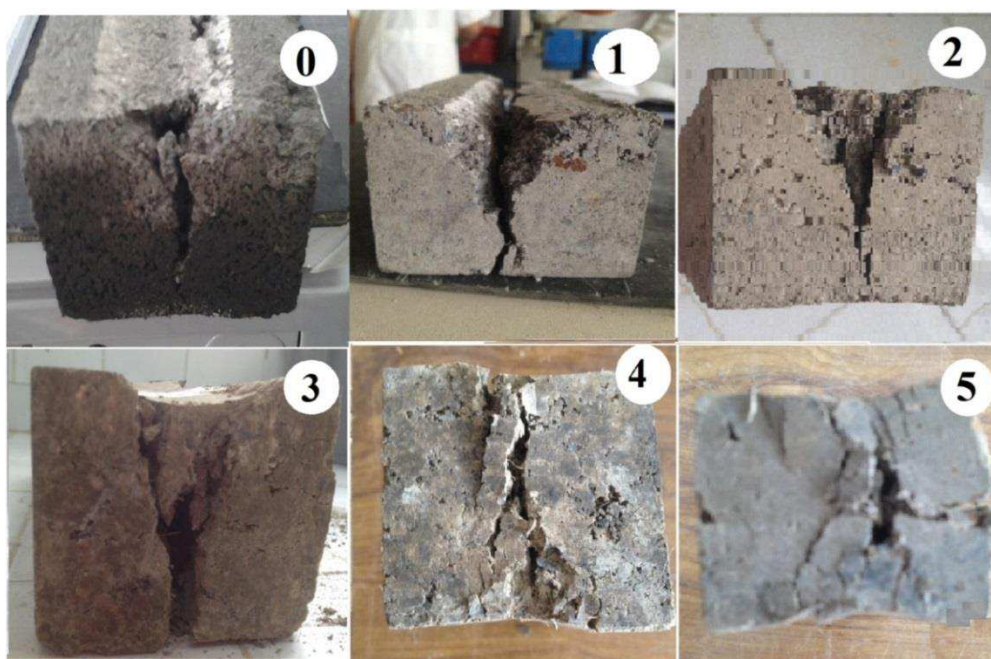


Photo 4. 7. Rupture des pavés soumis à une traction par fendage

Les résistances à la traction par fendage à 7 jours des pavés (T_{7jrs}), données dans le tableau 4.11 et représentées sur la figure 4.6, sont inversement proportionnelles au taux de substitution du sable par les sédiments. Bien que la compacité des pavés de la formulation (FS12,5) soit meilleure que celle des pavés de référence, leur résistance à la traction est plus faible. La diminution de T_{7jrs} avec l'augmentation du taux de substitution des sables par des

sédiments, s'explique par la faible résistance des particules de sédiments. En plus, la quantité d'eau de gâchage ajoutée aux mélanges diminue, pour le même dosage en ciment, en fonction de la quantité de sédiments (tableau 4.4). Ceci doit engendrer une baisse des résistances des pavés. Des résultats similaires ont été observés dans des études de valorisation des sédiments dans des matériaux cimentaire (Millrath et al, 2001 ; Limeira et al, 2011).

Les résistances des formulations FS62 et FS100 sont très faibles et ne représente que respectivement 19% et 15% de la résistance à la traction de Fref. Ainsi, ces formulations seront écartées pour la suite de cette étude. Les formulations des pavés FC5, Fch et FchS10 présentent de faibles résistances à la traction à 7 jours et des surfaces fissurées et percées par des fissures. Elles sont écartées pour la suite de cette étude.

Tableau 4. 11. Résistance à la traction par fendage à 7 jours des différentes formulations

| | Fref | FS12,5 | FS25 | FS46 | FS62 | FS100 | FC5 | Fch | FchS10 |
|-----------------|-------------|---------------|-------------|-------------|-------------|--------------|------------|------------|---------------|
| $T_{7jrs}(MPa)$ | 3,13 | 2,58 | 1,47 | 0,68 | 0,61 | 0,48 | 1,5 | 1,41 | 1,27 |

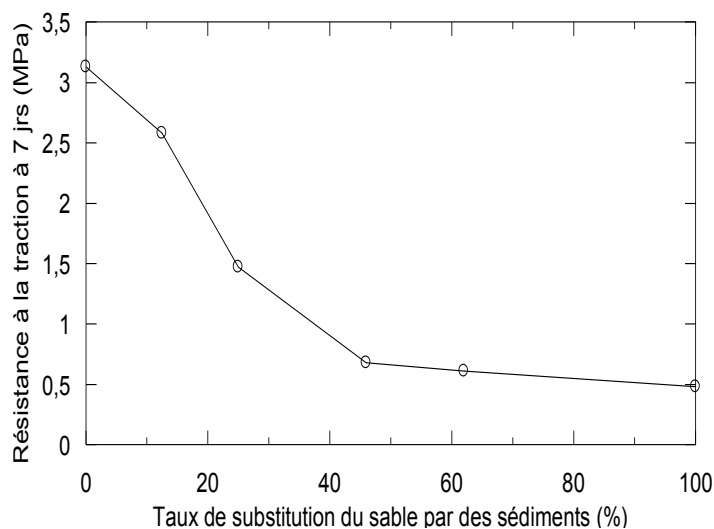


Figure 4. 6. Evolution de la résistance à la traction par fendage à 7 jours en fonction du taux de substitution du sable par des sédiments

4.5.3.2. Résistance à la traction par fendage à 28 jours

Les mesures des résistances à la traction par fendage à 28 jours (T_{28jrs}) des pavés des différentes formulations sont données dans le tableau 4.12. Ces résistances ont augmenté par rapport aux résistances mesurées à 7 jours. Le taux d'augmentation est variable en fonction du pourcentage des sédiments incorporés. Plus le taux de substitution des sables par des

sédiments est important, plus le taux d'évolution de la résistance à la traction de 7 à 28 jours est élevé (figure 4.7). Il est de 111% pour les pavés de la formulation FS46. Ce résultat peut être expliqué par un retard de la réaction d'hydratation du ciment engendrant de faibles résistances à la traction à 7 jours. En effet, la présence de 9,07 à 9,75% de matière organique dans les sédiments du port de Radès pourrait avoir un effet de retard de prise et de diminution de la résistance à 7 jours. Il a été prouvé dans des études précédentes (Lea et Desch, 1935 ; Clare et Sherwood, 1954) que la présence de matière organique dans des matériaux cimentaires retarde le début de prise en diminuant la résistance à la compression à 7 jours. L'ajout d'un adjuvant accélérateur de prise ou d'un ciment qui contient du chlorure de calcium peut être utilisé dans ce cas pour pallier à ce problème.

Toutes les mesures des T_{28jrs} sont inférieures à la valeur réglementaire de la norme EN1338.

Tableau 4. 12. Taux d'évolution de la résistance à la traction par fendage de 7 à 28 jours

| | Fref | FS12,5 | FS25 | FS46 |
|------------------------------------|-------------|---------------|-------------|-------------|
| T_{28jrs} (MPa) | 3,54 | 2,97 | 1,88 | 1,44 |
| Evolution de T de 7 à 28 jours (%) | 13,10 | 15,11 | 27,90 | 111,76 |

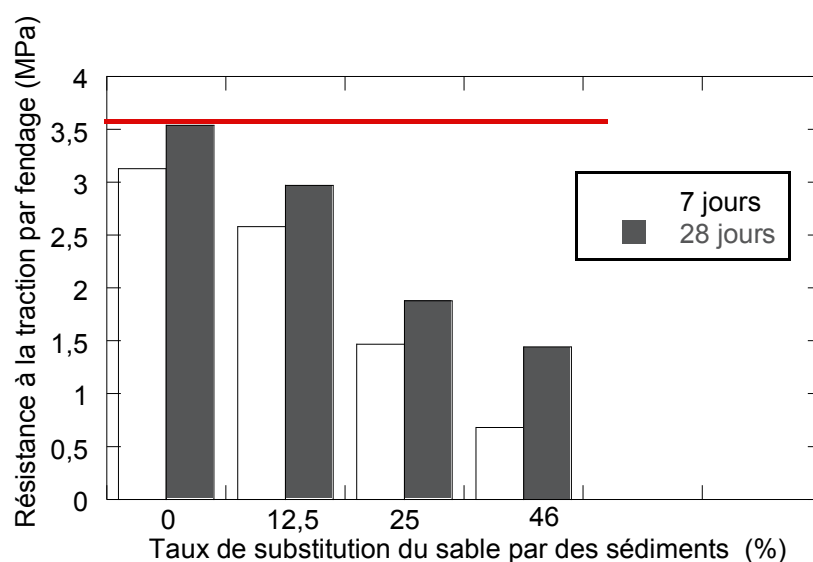


Figure 4. 7. Evolution de la résistance à la traction de 7 à 28 jours

4.5.4. Résistance à l'abrasion

La meilleure résistance à l'abrasion des pavés soumis à l'essai au disque large doit se manifester par une empreinte de largeur inférieure à 20 mm (classe 4). Sinon les pavés sont de classe 3 ou 1. Les pavés fabriqués à l'échelle du laboratoire avec ou sans sédiments présentent tous une largeur d'empreinte supérieure à 20 mm et donc appartiennent à la classe 1 (tableau 4.13). La résistance à l'abrasion diminue en fonction de l'augmentation du taux de substitution des sables par des sédiments. Il existe une très bonne corrélation entre la largeur de l'empreinte et le taux de substitution de sable par des sédiments (figure 4.8). Une étude sur l'incorporation de déchets de briques dans les pavés a montré un résultat similaire (Jankovic et al, 2012).

Tableau 4. 13. Résistance à l'abrasion des pavés

| | Fref | FS12,5 | FS25 | FS46 |
|-----------------------------------|------|--------|------|------|
| Mesure de l'empreinte (mm) | 27,5 | 28,5 | 32 | 40 |

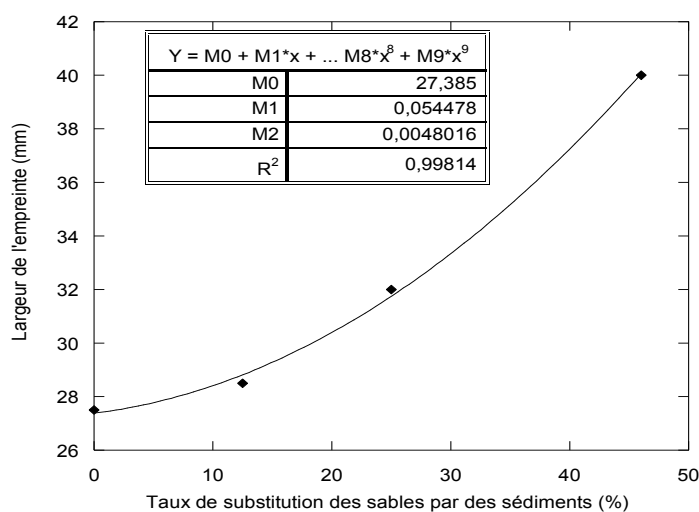


Figure 4. 8. Résistance à l'abrasion en fonction du taux de substitution des sables par des sédiments

4.5.5. Formulation retenue

A l'issue de cette étude paramétrique de faisabilité de l'incorporation des sédiments du port de Radès dans les pavés en béton, réalisée à l'échelle du laboratoire, les points suivants sont à retenir :

- La substitution de 12,5% de sable par des sédiments donne des pavés de performances physiques et mécaniques acceptables comparés aux pavés de référence.
- L'absorption de l'eau des pavés est améliorée pour la formulation contenant 12,5% de sédiments comparée à celle des pavés de référence. Ceci s'explique par l'amélioration de la densité grâce à la granulométrie fine des sédiments. Le coefficient d'absorption diminue pour les pavés contenant des pourcentages de sédiments supérieurs à 12,5%.
- Les résistances à traction par fendage à 7 et à 28 jours ont diminué avec l'augmentation du taux de substitution de sable par des sédiments. La résistance T_{28jrs} des pavés de référence a chuté de seulement 16% en substituant 12,5% de sable par des sédiments.
- La possibilité de substituer du ciment par de la chaux ou par des sédiments est à écarter.

D'après l'étude paramétrique réalisée au laboratoire, le taux de substitution des sables par des sédiments dans la formulation des pavés ne doit pas dépasser 12,5%. Néanmoins, en prenant en considération l'amélioration de la densité des pavés fabriqués à l'échelle industrielle, assurant un vibro-compactage plus puissant que celui de la table vibrante, un pourcentage plus élevé de sédiments a été utilisé pour la formulation des pavés industriels afin de valoriser un plus grand volume de sédiments.

Dans le tableau 4.14 sont données les caractéristiques physiques et mécaniques des pavés de référence, mis en œuvre à l'échelle du laboratoire (Fref) et à l'échelle industrielle fournis par « UNIBETON ». Ces résultats montrent que la compacité des pavés fabriqués en usine est 5% plus élevée que celles des pavés fabriqués au laboratoire. Par conséquent, la résistance à la traction par fendage et la résistance aux agressions climatiques sont meilleures pour les pavés industriels. Cette amélioration peut même être plus importante pour les pavés fabriqués avec des sédiments. Ling (2012) a conclu dans une étude de comparaison entre des pavés fabriqués au laboratoire à d'autres en usine, une amélioration de la densité de 7,6% et 8,6 à 10,7% pour les formulations respectivement sans et avec substitution. Le tableau 4.15 récapitulent les

masses volumiques des différentes séries de pavés estimés avec une amélioration de 5% par rapport aux mesures des pavés fabriqués du laboratoire.

D'autre part, d'après les corrélations qui existent entre les masses volumiques et les résistances à la traction par fendage des pavés fabriqués au laboratoire, représentées sur la figure 4.9, les pavés doivent avoir au moins une masse volumique égale à 2270 kg/m^3 pour une résistance à la traction par fendage à 28 jours égale à 3,6 MPa. En considérant, les masses volumiques estimées pour les pavés industriels (tableau 4.15), une masse volumique de l'ordre de 2270 kg/m^3 peut être mesurée pour des pavés contenant 19% de sédiments. Ainsi, la formulation retenue pour les pavés à fabriquer à l'échelle industrielle contient 19% de sédiments. Cette formulation est donnée dans le tableau 4.16.

Tableau 4. 14. Propriétés des pavés de référence mis en œuvre au laboratoire et à l'usine

| | Fref_labo | Fref_usine | Evolution de mesure labo à mesure usine (%) |
|---|------------------|-------------------|--|
| Masse volumique (kg/m^3) | 2070 | 2173 | + 5,00% |
| Coefficient d'absorption (%) | 5,92 | 5,30 | -10,50% |
| Résistance à traction par fendage à 28 jours (MPa) | 3,54 | 3,71 | + 4,80% |

Tableau 4. 15. Masses volumiques mesurées pour les pavés fabriqués au laboratoire et estimées pour les pavés industriels

| | Masse volumique -labo (kg/m^3) - mesurée | Masse volumique - usine (kg/m^3) - estimée |
|--------|---|---|
| FS12,5 | 2177 | 2285 |
| FS25 | 2057 | 2160 |
| FS46 | 1829 | 1920 |

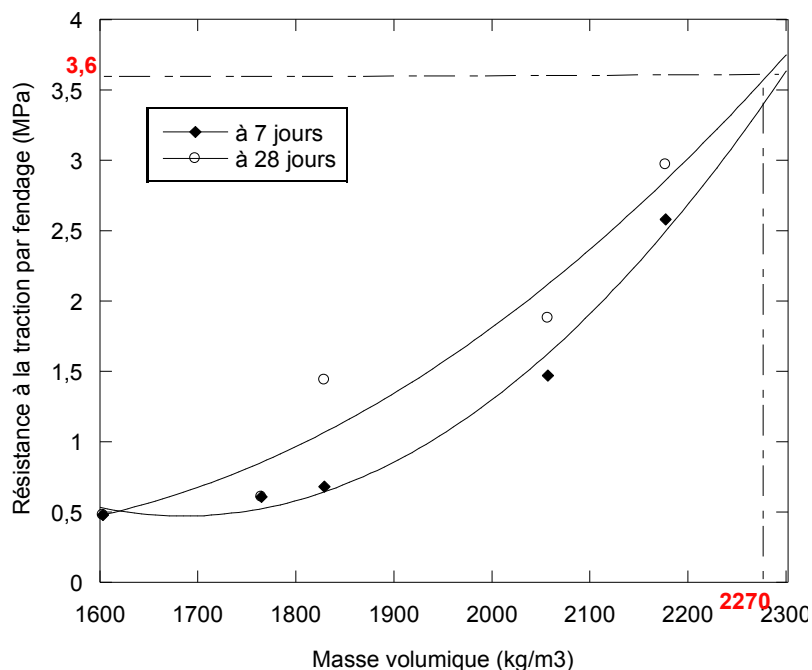


Figure 4. 9. Relation entre la masse volumique et la résistance à la traction par fendage à 7 et 28 jours des pavés fabriqués au laboratoire

Tableau 4. 16. Constituants et dosage de la formulation retenue en kg/m^3

| Constituant | Sédiments | Sable 0/5 | Sable 0/3 | Ciment | Eau |
|----------------------------|-----------|-----------|-----------|--------|-----|
| Dosage (kg/m^3) | 449 | 974 | 940 | 450 | 121 |

4.6. Fabrication de pavés avec la formulation retenue à l'échelle industrielle

4.6.1. Fabrication des pavés à l'échelle industrielle

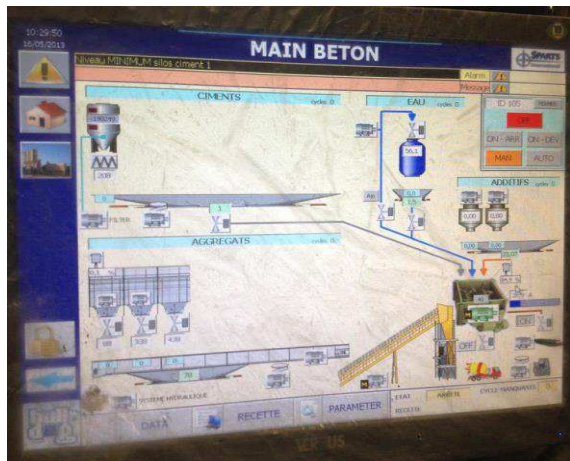
Au total 200 kg de sédiments secs ont été utilisés pour la fabrication des pavés à l'échelle industrielle. La première étape, qui consiste à saturer les sédiments a été effectuée au laboratoire. Les étapes de fabrication des pavés à l'échelle industrielle sont décrites en détails au § 4.1.4 et sont illustrés par les photos 4.8.



(a)

Incorporation des sédiments

(b) Malaxage : sable + ciment + sédiments + eau



(c) Système de commande de la machine de fabrication des pavés



(d) Vérification de la consistance de la pâte

(e) Machine de vibro- compactage



(f) Les pavés fabriqués avec 19% de sédiments à l'échelle industrielle

Photo 4. 8. Fabrication des pavés de la formulation retenue à l'échelle industrielle

4.6.2. Caractérisation physique, mécanique et environnementale des pavés de la formulation retenue

Les pavés fabriqués avec 19% de sédiments, sont de couleur gris, leur surface est lisse et régulière. Comparés aux pavés de référence, ils ont une surface moins poreuse mais semblent plus lourds (masse volumique plus élevée). La masse volumique, le coefficient d'absorption, la résistance à l'abrasion et la résistance à la traction par fendage à 7, 28 et 90 jours sont déterminés et comparés aux caractéristiques des pavés de référence (tableau 4.17). La densité et le coefficient d'absorption sont améliorés respectivement de 16% et 23%. La résistance à la traction par fendage à 28 jours est légèrement inférieure à la valeur réglementaire (EN 1338). La résistance à la traction par fendage à 90 jours s'est améliorée de 0,02 MPa par rapport à la résistance à la traction à 28 jours. Les pavés sont de classe 3, d'après leur résistance à l'abrasion. Les performances des pavés fabriqués à l'échelle industrielle sont considérablement meilleures que celles des pavés fabriqués à l'échelle du laboratoire.

Tableau 4. 17. Caractéristiques des pavés fabriqués à l'échelle industrielle et exigences de la norme EN1338

| Propriétés | FS19 | Fref | EN1338 |
|--|-------------|-------------|---------------|
| Masse volumique (kg/m ³) | 2528 | 2173 | |
| Coefficient d'absorption (%) | 4,05 | 5,30 | < 6,0 |
| Résistance à l'abrasion en (mm) | 22 | 24 | < 23 |
| Résistance à la traction par fendage (MPa) | | | |
| - 7 jours | 2,73 | | |
| - 28 jours | 3,56 | 3,71 | > 3,60 |
| - 90 jours | 3,58 | | |

Bien que les concentrations en métaux lourds présents dans les sédiments soient faibles et ne dépassent pas le seuil N1 de GEODE, leurs concentrations dans les pavés contenant 19% de sédiments sont déterminées conformément à la procédure détaillée dans le § 2.2.3.2. Les résultats donnés dans le tableau 4.18 montrent que les concentrations en métaux lourds ont remarquablement baissé pour le Cr, le Ni et le Pb (en comparaison avec les concentrations présentes dans les sédiments données dans le tableau 3.19). Ceci prouve que les métaux lourds ont été piégés dans la matrice cimentaire. En effet, parmi les procédés de traitement des sédiments, il y a l'immobilisation qui consiste à utiliser un liant pour stabiliser partiellement certains métaux tel que le Cr, le Pb, le Cd et le Zn (Hale et al, 2012). La performance à long terme de cette immobilisation doit être vérifiée par la détermination de la porosité et la perméabilité de la nouvelle matrice cimentaire.

Tableau 4. 18. Analyse environnementale des pavés en béton fabriqués avec 19% de sédiments

| | Cr | Ni | Cu | Zn | Cd | Pb |
|-----------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| Concentration (mg/kg) | 0,30 | 0,50 | 0,25 | 10,15 | 0 | 1,02 |

Conclusion

Cette étude de faisabilité de la valorisation des sédiments du port de Radès dans des pavés en béton, réalisée à l'échelle du laboratoire et à l'échelle industrielle a permis de conclure que :

- La vibration et le compactage assurés à l'échelle industrielle améliore nettement la densité et par la suite les performances physiques et mécaniques des pavés.
- La substitution des sables par des sédiments est possible avec un pourcentage maximal égal à 19%.
- Avec un faible taux de sédiments, l'absorption de l'eau des pavés est améliorée comparée à celle des pavés de référence. Les sédiments ont un effet filler en améliorant la densité et en remplissant les vides entre les granulats.
- La résistance à la traction par fendage à 28 jours diminue avec l'augmentation du taux de substitution. Elle a chuté de seulement 4% pour les pavés confectionnés à l'échelle industrielle avec 19% de sédiments, comparée à celle des pavés de référence.
- La présence de matière organique dans les sédiments a retardé la prise du ciment. Les résistances à la traction par fendage à 7 jours des pavés sont faibles.
- Les métaux lourds sont piégés dans la matrice cimentaire. Ce résultat est prouvé à court terme et doit être vérifié à long terme par la mesure de la porosité et la perméabilité de la matrice ciment-sable-sédiments.

Conclusion générale

Les sédiments dragués des ports tunisiens sont soit rejetés en mer soit mis en dépôts terrestres, indépendamment, dans certains cas, du risque écologique couru. Le rejet en mer, la solution la plus économique, est fréquemment adoptée malgré la pollution accrue en particulier des sédiments des ports de Gabès, Zarzis et Sfax. De plus, les gestionnaires des sédiments des ports tunisiens craignent une pénurie de sites de stockage terrestres prévue dans les années suivantes. L'objectif de cette thèse est de proposer une nouvelle alternative, à la fois écologique et économique, pour la gestion de sédiments marins tunisiens.

Dans le premier chapitre, un état de l'art sur la problématique de dragage des sédiments ainsi que sur les solutions innovantes de leur gestion a été restitué. La problématique émane de la nécessité de draguer des grands volumes de sédiments généralement pollués. Les composants des sédiments, principalement les polluants, et les moyens de dragage ont été recensés. La gestion des matériaux de dragage qui sont considérés comme des déchets, se base sur des conventions internationales et des critères réglementaires nationaux. Ces conventions et ces critères réglementaires ont été présentés et commentés. Une synthèse des principaux procédés de traitement et des exemples d'alternatives de valorisation des sédiments en matériaux de génie civil étudiés par plusieurs chercheurs dans le monde a été analysée.

Le recensement et l'analyse de données relatives aux sédiments dragués des ports tunisiens : volume, pollution et solutions de gestion actuelles ont permis de privilégier l'étude des sédiments de 2 ports : Radès et Gabès. Les sédiments du port de Radès sont étudiés car ils présentent le plus grand volume des sédiments dragués des ports tunisiens. Ceux du port de Gabès ont été sélectionnés dans le cadre de cette étude car la solution actuelle de leur gestion pose un problème environnemental très dangereux.

Dans le deuxième chapitre, les propriétés physiques, chimiques, minéralogiques et environnementales à définir pour comprendre le comportement des sédiments ont été décrites et les différentes corrélations et relations ont été recensées et analysées.

Dans le chapitre 3, les résultats de caractérisation des sédiments des ports de Radès et de Gabès ont été présentés et analysés. Il a été conclu que les sédiments des ports de Radès et de Gabès possèdent des propriétés distinctes. En effet, les sédiments de Radès sont des limons argilo-sableux à argiles limono-sableuses. Les sédiments de Gabès sont majoritairement constitués de sable. Bien que les sédiments des deux ports soient classés parmi les matériaux

très plastiques, leurs activités argileuses sont différentes. L'activité argileuse est plus élevée pour les sédiments de Gabès. Il a été difficile de définir à partir des résultats des essais de détermination des limites d'Atterberg, de la valeur au bleu et des surfaces spécifiques internes et externes le comportement (potentiel de gonflement et capacité d'échange cationique) de la fraction argileuse des sédiments étudiés. Ceci prouve qu'il est nécessaire de développer de nouvelles méthodes pour étudier le comportement de ces matériaux très hétérogènes et complexes.

Les masses volumiques apparentes et absolues sont inférieures à $2,6 \text{ g/cm}^3$. Il a été vérifié que ceci est dû à une teneur en matière organique assez élevée. Les sédiments sont moyennement organiques dans les deux cas.

Les analyses environnementales ont révélé une absence de pollution pour les sédiments du port de Radès. Par contre, les taux de certains polluants inorganiques sont assez élevés pour les sédiments de Gabès. Ainsi, les sédiments du port de Radès peuvent être incorporés dans la formulation d'un nouveau matériau sans traitement.

La dernière partie de ce travail a été consacrée à l'étude de faisabilité de la valorisation des sédiments du port de Radès dans des pavés en béton, à l'échelle du laboratoire et à une échelle industrielle. Elle a permis de conclure que :

- La substitution des sables par des sédiments dans la formulation des pavés est possible avec un pourcentage maximal égal à 19%.
- Avec un faible taux de sédiments, l'absorption de l'eau des pavés est améliorée comparée à celle des pavés de référence. Les sédiments ont un effet filler en améliorant la densité et en remplissant les vides entre les granulats.
- La résistance à traction par fendage à 28 jours diminue avec l'augmentation du taux de substitution. Elle a chuté de seulement 4% pour les pavés confectionnés à l'échelle industrielle avec 19% de sédiments, comparée à celle des pavés de référence.
- La vibration et le compactage assurés à l'échelle industrielle améliore nettement la densité et par la suite les performances physiques et mécaniques des pavés.
- Les métaux lourds sont piégés dans la matrice cimentaire. Ce résultat est prouvé à court terme et doit être vérifié à long terme par la mesure de la porosité et la perméabilité de la matrice ciment-sable-sédiments.

Perspectives

Cette étude est une première contribution à l'étude des sédiments marins tunisiens. Plusieurs travaux et collaborations doivent être poursuivis pour justifier les résultats de cette recherche et généraliser l'étude au cas des sédiments d'autres ports tunisiens.

La durabilité des pavés fabriqués avec 19% de sédiments du port Radès devra être justifiée à long terme. Il est recommandé de déterminer la porosité et la perméabilité des pavés pour évaluer le potentiel de la matrice cimentaire à piéger les polluants.

Un dispositif industriel doit être mis en place pour la phase de prétraitement qui consiste en une déshydratation et un concassage des sédiments. Les gestionnaires des opérations de dragage doivent collaborer avec les industriels pour les inciter à substituer partiellement ou totalement les matériaux de concassage par des sédiments dans leurs produits.

Etudier la faisabilité de valoriser les sédiments du port de Gabès dans des matériaux de génie civil est un projet d'un grand intérêt économique et écologique. Il faudra commencer par proposer un procédé de traitement qui permettra de rendre les sédiments inertes ou d'en éliminer les polluants. Ces sédiments pourront être valorisés dans des matériaux routiers, briques ou matériaux cimentaires.

Les fiches synoptiques d'autres ports tunisiens devront être dressées en vue d'évaluer la possibilité de leur recyclage dans des nouveaux matériaux.

Les gestionnaires des opérations de dragage et les industriels doivent collaborer pour définir les besoins et les intérêts de chacun. Ils doivent investir dans des projets de recherches qui peuvent leur proposer des solutions économiques et écologiques.

Liste des références

1. Abd el Azim H., Moselhy Kh M. 2004, Determination and partitioning of metals in sediments along the Suez Canal by sequential extraction. *Journal of Marine Systems*, Vol. 56, pp 363-374.
2. Adams W.J., Kimerle R.A., J.W. Barnett Jr. 1992, Sediment Quality and Aquatic Life Assessment. *Environmental Science and Technology*, Vol. 26, No. 10, pp 1865- 1875.
3. Ademoroti C.M.A. 1996, *Environmental Chemistry and Toxicology*. Foludex Press Ltd, Ibadan, pp 171–204.
4. Agence de l'eau. 2002, Méthode de gestion et de réutilisation des sédiments pollués - Inventaire détaillé des techniques de curage, transport, traitement et usage des sédiments. [en ligne], 126 p. Disponible sur : <http://www.eau-artoispicardie.fr/>
5. Agostini F., Skoczylas F., Lafhaj Z. 2007, About a possible valorisation in cementitious materials of polluted sediments after treatment. *Cement & Concrete Composites*, Vol. 29, pp 270-278.
6. Aken B.V. 2008, Transgenic plants for phytoremediation: helping nature to clean up environmental pollution. *Trends Biotechnol*, Vol. 26, pp 225– 227.
7. Al-Abed S.R., Jegadeesan G., Purandare J., Allen D. 2008, Leaching behavior of mineral processing waste: comparison of batch and column investigations, *J. Hazard. Mater*, Vol 153, pp. 1088–1092.
8. Allen J. P. 1994, *Mineral Processing Pretreatment of Contaminated Sediment; The Assessment and Remediation of Contaminated Sediments (ARCS) Program Great Lakes National Program Office U. S. Environmental Protection Agency, Chicago, IL, October 1994.*
9. Alonso-Santurde R., Andrés A., Viguri J.R., Raimondo M., Guarini G., Zanelli C., Dondi M. 2011, Technological behaviour and recycling potential of spent foundry sands in clay bricks. *Journal of Environmental Management*. Vol. 92, pp 994 -1002.
10. Alzieu C., Abarnou A., Bassoullet P., Boutier B. 1999, *Dragage et environnement marin : état des connaissances*, Plouzane : Edition Ifremer. 209 p.
11. Amiran M.C, Wilde C.L., Haltmeier R.L., Pauling J.D, Sontag Jr J.G. 1999, Advanced sediments washing for decontamination of New York/New Jersey Harbor dredged materials, in: *Proceedings of the 19th Western Dredging Association (WEDA XIX) and 31st Texas A&M University Dredging Seminar*, Louisville, KY.
12. Anderson M., Elliott M., Hickson C. 2002, Factory scale trials using combined mixtures of three by-product wastes (including incinerated sewage sludge ash) in clay building bricks. *J Chem Technol Biotechnol*, Vol. 77, pp 345–351.

13. ANZECC, ARMCANZ (Australian and New Zealand Environment and Conservation Council and Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand). 2000, Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality. Volume 1. Paper n°4. 314 pages.
14. Aouad G., Laboudigue A., Gineys N., Abriak N.E. 2012, Dredged sediments used as novel supply of raw material to produce Portland cement clinker. *Cement & Concrete Composites* Vol. 34, pp 788–793.
15. Arrêté du 08/01/98 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, Réglementation européenne. 11 pages.
16. Asami H., Aida M., Watanabe K. 2005, Accelerated Sulfur Cycle in Coastal Marine Sediment beneath Areas of Intensive Shellfish Aquaculture - *Applied and environmental microbiology*, Vol. 71, No 6, pp 2925-2933.
17. ASCOTP. 2008, Association pour la connaissance des travaux publics - © Planete TP : tout sur les Travaux publics – Les dragues hydrauliques, (<http://www.planete-tp.com>).
18. Axiak V., Vella A.J., Agius D., Bonnici P., Cassar G., Cassone R., Chircop P., Micallef D., Mintoff B., Sammut M. 2000, Evaluation of environmental levels and biological impact of TBT in Malta central Mediterranean, *The Science of the Total Environment*, Vol 258, pp. 89-97.
19. Baryla J.M., Chenais V., Gavois L., Havard H. 2000, Effet de sulfates et sulfures sur les marnes traitées à la chaux et au liant routier sur un chantier autoroutier, *Bulletin de liaison des Laboratoires des Ponts et Chaussées*, 224, Réf 4301, pp. 39-48.
20. Basegio T., Berutti F., Bernardes A., Bergmann C.P. 2002, Environmental and technical aspects of the utilization of tannery sludge as a raw material for clay products. *Journal of the European Ceramic Society*, Vol 22, pp. 2251–2259.
21. Batchelor B. 2006, Overview of waste stabilization with cement. *Waste Management*, Vol 26, pp 689–698.
22. Baumard P., Budzinski H. Michon Q., Garrigues P., Burgeot T., Bellocq J. 1998, Origin and Bioavailability of PAHs in the Mediterranean Sea from Mussel and Sediment Records. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, Vol 47, pp. 77–90.
23. Bauer B., Fioroni P., Schulte-Oehlmann U., Oehlmann J., Kalbfus W. 1997, The use of *Littorina Littorea* for Tributyltin (TBT) effect monitoring results from the German TBT survey 1994/1995 and laboratory experiments, *Environmental Pollution*, Vol. 96, No.3, pp. 299 - 309,
24. Bel Hadj Ali I. Ben Mahmoud A., Lafhaj Z., Bouassida M. 2012, Geotechnical characterization of polluted sediments dredged from the harbor of Rades. 3rd International Symposium on Sediment Management I2SM'12.

25. Bell F.G. 1996, Lime stabilization of clay minerals and soils. *Engineering Geology*, Vol 42, pp 223-237.
26. Bengtsson L. Enell M. 1986, Chemical analysis. In Berglund, B. E. (ed.), *Handbook of Holocene Palaeoecology and Palaeohydrology*. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, pp 423–451.
27. Ben Othmen R., Ben Khay S., Loulizi A., Neji J. 2013, Compacted-Sand Concrete for Pavement. *Concrete International*, Vol. 35, p34.
28. Berto D., Giani M., Boscolo R., Covelli S., Giovanardi O., Massironi M., Grassia L. 2007, Organotins (TBT and DBT) in water, sediments, and gastropods of the southern Venice lagoon (Italy). *Marine Pollution Bulletin*, Vol 55, pp. 425–435
29. Bertreau I., Martin S., Vassiliadis A. 1993, Le curage des cours d'eau lorsque les sédiments contiennent des éléments-traces toxiques. *Le courrier de l'environnement de l'INRA*, Vol. 20, pp 27-35.
30. Bin-Shafique S., Benson C.H., Edil T.B., Hwang K., 2006. Leachate concentrations from water leach and column leach tests on fly ashstabilized soils. *Environmental Engineering Science*, Vol 23, N°1, pp 53–67.
31. BMPA (British Marine Aggregate Producers Association Aggregates from the Sea) 1993, *Why Dredge? Report*. - London.
32. Bouassida M., Boussetta S. 2007. *Manuel de travaux pratiques de mécanique des sols*. Centre de publication universitaire, 116 pages.
33. Bouazza A., Zornberg J. McCartney J.S., Singh R.M. 2013, Unsaturated geotechnics applied to geoenvironmental engineering problems involving geosynthetics. *Engineering Geology*.
34. Boust D., Privé P. 1984, Mesure des surfaces spécifiques de sédiments marins par la méthode au bleu de méthylène. *Bulletin de liaison des Laboratoires des Ponts et Chaussées - 134 - Réf. 2945*, pp. 59-66.
35. Boutouil M. 1998, *Traitement des vases de dragage par stabilisation/solidification à base de ciment et additifs*. Thèse de doctorat, Université du Havre, 245 p.
36. Boutouil M, Levacher D, 2000, *Traitement et valorisation des vases de dragage par solidification/stabilisation : état de l'art*, VIème Journées Nationales Génie Civil – Génie Côtier, Caen, France, 17-19 Mai 2000.
37. Brakni S., Abriak N.E., Gregoire P., Zentar R. 2007, Valorisation de boues de dragage maritimes en granulats artificiels en vue de stabiliser l'érosion littorale. 25^e rencontre de l'AUGC, 23-25 mai 2007, Bordeaux, 9 p.

38. Brakni S., Abriak N.E., Hequette A. 2009, Formulation of artificial aggregates from dredged harbour sediments for coastline stabilization, *Environmental Technology*. Vol 30, No. 8, pp 849-854.
39. Broadbent F.E. 1953, The soil organic fraction. *Advances in Agronomy*, Vol 5, pp 153-183.
40. Brunauer S., Emmett P.H., Teller E. 1938, Adsorption of Gases in Multimolecular Layers. Contribution from the bureau of chemistry and soins and George Washington University, 11 pages.
41. Casagrande A. 1948, Classification and identification of soils. *Transaction, ASCE*, paper 2351, Vol. 113, pp. 901–930.
42. Casey B., Germaine J.T., Flemings P.B., Reece J.S., Gao B., Betts W. 2013, Liquid limit as a predictor of mudrock permeability. *Marine and Petroleum Geology*, Vol 44, pp. 256 – 263.
43. CCME (Canadian Councils of Ministers for the Environment). 1999, Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life: Summary tables. In: Canadian environmental quality guidelines.
44. Cerato, A.B., Lutenecker, A.J. 2002. Determination of surface area of fine-grained soils by the ethylene glycol monoethyl ether (EGME) method. *Geotech. Test. J.*, 25, 1-7.
45. Chen F.H. 1988, *Foundations on Expansive Soil*. Elsevier Science Pub., New York.
46. Chen G., Pan J., Han B., Yan H. 1999, Adsorption of methylene blue on montmorillonite. *Journal of Dispersion Science and Technology*, Vol 20, No. 4, pp. 1179-1187.
47. Chen Q.Y., Tyrer M., Hills C.D., Yang X.M., Carey, P. 2009, Immobilization of heavy metals in cement-based solidification/stabilization: A review. *Journal of Waste Management*, Vol 29, pp. 390-403.
48. CEFAS (The Centre for Environment, Fisheries and Aquaculture Science) 2002, Draft sea disposal framework.
49. CETCO Remediation Technologies. 2007, *Site and Sediment Remediation Products and Technologies*.
50. Chiang K.Y., Chien K.L, Hwang S.J. 2008, Study on the characteristics of building bricks produced from reservoir sediment. *Journal of Hazardous Materials*, Vol 159, pp. 499–504.
51. Chiang K.Y., Chou P.H., Hua C.R., Chien K.L., Chessemann C. 2009, Lightweight bricks manufactured from water treatment sludge and rice husks. *Journal of Hazardous Materials*, Vol 171, pp. 76–82.
52. Chrétien M. 2010, Compréhension des mécanismes de retrait-gonflement des sols argileux : approche sur site expérimental et analyse de sinistres sur constructions individuelles. Thèse de Doctorat, Université Bordeaux 1, 372 p.

53. CJB/EAM (CJB Environnement INC, Environmental assessment and management). 2007, Etude d'impact sur l'environnement du dragage du complexe portuaire La Goulette-Radès, Office de la Marine Marchande et des ports, 109 pages.
54. Clare K.E., Sherwood P.T. 1954, Setting of soil cement mixtures. *Journal of Applied Chemistry*, Vol 4, Issue 11, pp 625–630.
55. Clarke S.J., Wharton G. 2001, Sediment nutrient characteristics and aquatic macrophytes in lowland English rivers. *The Science of the Total Environment*, Vol 266, pp 103 - 112.
56. Comité Français des Géosynthétiques. 2011, Recommandations pour l'utilisation des géosynthétiques bentonitiques en installations de stockage de déchets, 85 pages.
57. Convention de Barcelone pour la protection de la mer Méditerranée contre la pollution et le développement durable. MAP Technical Reports Series No. 117. UNEP, Athens, 1997 97 pages.
58. Convention de 1972 sur la prévention de la pollution des mers résultant de l'immersion de déchets, Londres.
59. Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants, 2001. Protocole à la convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance de 1979, relatif aux polluants organiques persistants. 73 pages.
60. Convention OSPAR, 1992. Convention de protection de l'environnement marin de l'Atlantique du Nord – Est, Paris. (<http://www.ospar.org>).
61. Conner J.R. 1990. Chemical fixation and solidification of hazardous wastes. Van Nostrand Reinhold International Company Limited, New York, USA. 682 pages.
62. Costet J., Sanglerat G. 1981, Cours pratiques de mécanique des sols – Plasticité et calcul des tassements – Dumod-Paris, 284 pages.
63. Crannell B.S., Eighmy T.T., Krzanowski J.E., Eudsen JR. J.D., Shaw E.L., Francis C.A. 2000, Heavy metal stabilization in municipal solid waste combustion bottom ash using soluble phosphate, *Waste Management*, Vol 20, pp. 135-148.
64. Cunico L., Dircetti G., Dondi M., Ercolani G., Guarini G., Mazzanti F., Raimondo M., Ruffini A., Venturi I. 2003, Steel slag recycling in clay brick production *Tile Brick Int.*, Vol 20, No. 2, pp 230–239.
65. Dalton J.L, Gardner K.H, Seager T.P, Weimer M.L, Spear J.C, Magee B.J. 2004, Properties of Portland cement made from contaminated sediments. *Resources, Conservation and Recycling*, Vol 41, pp. 227–241.
66. Dang T.A., Kamali-Bernard S., Agbodjan Prince W. 2013, Design of new blended cement based on marine dredged sediment. *Construction and Building Materials*, Vol 41, pp. 602–611.

67. Dargnat C. Fisson C. 2010, Les PolyChloroBiphényles (PCB) dans le bassin de la Seine et son estuaire. Groupement d'Interêt Public Seine aval.
68. Dean W. E. Jr. 1974, Determination of carbonate and organic matter in calcareous sediments and sedimentary rocks by loss on ignition: Comparison with other methods. *J. Sed. Petrol*, Vol 44, pp 242–248.
69. Degirmenci N. 2008, Utilization of phosphogypsum as raw and calcined material in manufacturing of building products. *Construction and Building Materials*, Vol 22, pp. 1857–1862.
70. Dell'Anno A., Beolchini F., Rocchetti L., Luna G.M., Danovaro R. 2012, High bacterial biodiversity increases degradation performance of hydrocarbons during bioremediation of contaminated harbor marine sediments. *Environmental Pollution*, Vol 167, pp. 85-92.
71. DelValls T.A., Andres A., Belzunce M.J., Buceta J.L., Casado-Martinez M.C., Castro R., Riba I., Viguri J.R., Blasco J. 2004, Chemical and ecotoxicological guidelines for managing disposal of dredged material. *Trends in Analytical Chemistry*, Vol. 23, No. 10–11, pp. 819-828.
72. Deng W., Guo Li X., Yong Li S., Ma Y.Y, Zhang D.H. 2013, Source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface sediment of mud areas in the East China Sea using diagnostic ratios and factor analysis. *Marine Pollution Bulletin*, Vol 70, pp. 266–273.
73. De Pablo L., Chávez M.L., Abata M. 2011, Adsorption of heavy metals in acid to alkaline environments by montmorillonite and Ca-montmorillonite. *Chemical Engineering Journal*, Vol 171, pp 1276–1286.
74. De Paolis F., Kukkonen J. 1997, Binding of organic pollutants and fulvic acids : Influence of pH and the structure of humic material. *Chemosphere*, Vol. 34, No. 8, pp. 1693 – 1704.
75. DePuy G.W. 1994, Chemical Resistance to Concrete. Significance of Tests and Properties of Concrete and Concrete Making Materials, ASTM 169C, in: Kileger, P., Lamond, J. (Eds.), ASTM West Conshohocken, pp. 263–281.
76. Deschamps T, Benzaazoua M, Bussière B, Belem T, Mbonimpa M. 2006. Mécanismes de rétention des métaux lourds en phase solide : Cas de la stabilité des sols contaminés et des déchets industriels. *Vertigo – La revue en sciences de l'environnement*, Vol 7, No. 2.
77. Detzner H.D., Schramm W., Doring U., Bode W. 1997, New technology of mechanical treatment of dredged material from Hambourg harbour. *International Conference on Contaminated Sediments, Rotterdam, September 7-11, 1997*, Vol 1, pp. 267-274.

78. Dhawan N., Safarzadeh M.S, Miller J.D, Moats M-S, Rajamani R.K. 2013, Crushed ore agglomeration and its control for heap leach operations. *Minerals Engineering*, Vol 41, pp. 53–70.
79. Dominguez E.A, Ullmann R. 1996, Ecological bricks made with clays and steel dust pollutants. *Applied Clay Science*, Vol 11, No. 2, pp. 237–249.
80. Doornaert B., Pichard A.2003, Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAPs) Évaluation de la relation dose-réponse pour des effets cancérigènes : Approche substance par substance (facteurs d'équivalence toxique - FET) et approche par mélanges, Unité d'Expertise des Substances Chimiques (ETSC) - Direction des Risques Chroniques, INERIS.
81. Doyle J. 2006. MicroMeritics AccuPyc 1330, Pycnometer User Guide/ 12/12/01 revised 12/06/06.
82. Dreux G., Festa J. 1998, Nouveau guide du béton et de ses constituants, Paris, Edition Eyrolles.
83. Duan Z., Lafhaj Z., Bel Hadj Ali I., Depelsenaire G. 2011, Valorization of stabilized river sediments in self compacting materials. *GEO FRONTIERS – Dallas – Texas*.
84. Dubois V., Abriak N. E., Zentar R., Ballivy G. 2009. The use of marine sediments as a pavement base material. *Waste Management*, Vol. 29, pp 774-782.
85. Dubois V. 2006, Etude du comportement physico-mécanique et caractérisation environnementale des sédiments marins – Valorisation en technique routière. Thèse de Doctorat – Université d'Artois.
86. Duffus, J.H. 2002, "Heavy metals"-A meaningless term? *Pure and applied chemistry*, Vol 74, pp. 793-807.
87. Dunlap W.A., Epps J.A., Biswas B.R., Gallaway B.M. 1975. United States Air Force Soil Stabilization Index System: A Validation. Report No. AFWL-TR-73-150, Air Force Weapons Laboratory, Kirtland Air Force Base, New Mexico.
88. Dweck O., Buchler P.M., Vieira Coelhob A-C., Cartledge F.K. 2000, Hydration of Portland cement blended with calcium carbonate, *Thermochimica Acta*. Vol 346, pp 105–113.
89. Eisma M., 2000. Classification systems for sediment quality and dredged material handling, disposal and beneficial use in the Netherlands. Department Strategy and Communication, Port of Rotterdam. P.O. Box 6622, 3002 AP Rotterdam, The Netherlands.
90. El Fgaier F., Lafhaj Z. Chapiseau C. 2013, Use of clay bricks incorporating treated river sediments in a demonstrative building: Case study. *Construction and Building Materials*, Vol 48, pp. 160–165.

91. El-Mahllawy M.S. 2008, Characteristics of acid resisting bricks made from quarry residues and waste steel slag. *Construction and Building Materials*, Vol 22, pp. 1887–1896.
92. ENVIRONNEMENT CANADA. 1994. Répercussions environnementales du dragage et de la mise en dépôt des sédiments. Document préparé par Les Consultants Jacques Bérubé inc. pour la Section du Développement technologique. Direction de la protection de l'environnement, régions du Québec et de l'Ontario. N° de catalogue En 153-39/1994F. 109 p.
93. Environment Canada. 1995, Demonstration of a Physico-Chemical Treatment Process for Contaminated Sediment at the Port of Sorel, St. Lawrence Technologies Contaminated Sediment, Ministry of the Environment, Em 1-17/23-1995.
94. Eslinger E., Peaver D. 1988, Clay minerals for petroleum geologists and engineers, SEPM Short course 22, Society of Economic paleontologists and mineralogists, Tulsa, USA.
95. EuDA (European Dredging Association). 2009, Online. <http://www.europeandredging.info/>.
96. Fagerlund G. 1973. Determination of specific surface by the BET method, *Matériaux et constructions*, Vol 6, No. 33, pp 239-245.
97. Fent K. 2004, Ecotoxicological effects at contaminated sites. *Toxicology*, Vol 205, pp. 223–240.
98. Forner U.A., Wittman G.W. 1993, *Metal Pollution in Aquatic Environment*. Springer Verlag: Berlin, 486 p.
99. Forsén L. 1938, Proc, Int, Synp, Chcm, Cements, (No. 2, Stockholm), p 298.
100. Gafoori N., Mathis R. 1998, Prediction of freezing and thawing durability concrete paving blocks. *Materials in civil engineering*, Vol 10, No. 1, pp. 45 – 51.
101. Géode 1996, Métaux et polychlorobiphényles (PCB) dans les sédiments dragués dans les ports français : évolution 1986-1993, 72 p.
102. Gille G. 1991, Séparation magnétique. *Techniques de l'ingénieur*, Vol JP, J 3220.
103. Goldman L.J., Greenfield L.I. 1990, Clay liners for waste management facilities - Design, Construction and Evaluation; Research Triangle Institute Research Triangie Park, North Carolina, Park Ridge, New Jersey, U.S.A.
104. Grathwohl P., Susset B. 2009, Comparison of percolation to batch and sequential leaching tests: theory and data, *Waste Manage.* Vol 29, pp. 2681–2688.

105. Grégoire P., Glaser D. 2008, Dragage et valorisation – Traitement des sédiments non immergeables dragués dans le port de Dunkerque – France- Port Autonome de Dunkerque, 11 pages.
106. Griffin R.A., Shimp N.F., Steele J.D., Ruch R.R., White W.A., Hughes G.M. 1976, Attenuation of pollutants in municipal leachate by passage through clay, *Environmental Science and Technology*. Vol 10, pp. 1262–1268.
107. GTR 2000. Guide technique pour la réalisation des remblais et des couches de forme. Editions du SETRA-LCPC, Fascicules I & II, 2000, 98 p. et 102 p
108. Gurney L., Bentz DP., Sato T., Weiss WJ. 2012, Using limestone to reduce set retardation in high volume fly ash mixtures: improving constructability for sustainability. *Transport Research Record*, Vol 2290, pp. 139–46.
109. Hale B., Evans L., Lambert R. 2012, Effects of cement or lime on Cd, Co, Cu, Ni, Pb, Sb and Zn mobility in field-contaminated and aged soils. *Journal of Hazardous Materials* Vol 199– 200, pp. 119– 127.
110. Hamer K., Karius V. 2002, Brick production with dredged harbour sediments. An industrial-scale experiment. *Waste Management*, Vol 22, No. 5, pp. 521–530.
111. Han Y.X., Skoczylas F, Agostini F. 2009, Elaboration d'un essai de percolation ascendante sur matériau monolithique. 19ème Congrès Français de Mécanique, Marseille, 6 pages.
112. Heiri O., Lotter A., Lemcke G. 2001. Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: reproducibility and comparability of results. *Journal of Paleolimnology*, Vol 25, pp. 101–110.
113. HELSINKI Convention, 1992, Convention on the protection of the marine environment of the Baltic sea area, Helcom, 2008, 45 pages.
114. HKWB (Hong Kong Works Bureau) 2000, Management of dredged/excavated sediments. HK Works Bureau Technical Circular No 3/ 2000. Ref: WB(W) 209/32/96 (April 27, 2000).
115. Holt E., Raivio P. 2006, Use of gasification residues in compacted concrete paving blocks. *Cement and Concrete Research*. Vol 36, pp. 441–448.
116. Huet B., L'Hostis V., Miserque F., Idrissi H. 2005, Electrochemical behavior of mild steel in concrete: Influence of pH and carbonate content of concrete pore solution. *Electrochimica Acta*, Vol 51, No. 1, pp 172-180.
117. Hu Zhan-bo, Saman Wijesekara R.G, Ronald R. N, Wu De-yi, Zhang Da-lei, Masatoshi Matsumura, Kong Hai-nan. 2006, Removal of PCDD/Fs and PCBs from sediment by oxygen free Pyrolysis, *Journal of Environmental Sciences*, Vol. 18, No 5, pp. 989-994.
118. IADC (International Association of Dredging Companies). 2008, Online. September 12, 2008. <http://www.iadcdredging.com/>.

119. IADC/CEDA Environmental aspects of dredging / ed. Bray R. N. 2008.
120. ICES. 2011, Report of the working group of the effects of extraction of marine sediments on the marine ecosystem / International council for the exploitation of the sea. - Delft, the Netherlands. 93 pages.
121. INRS. 2007, Biphényles chlorés – FT 194. Fiche Toxicologique.
122. Jankovic K., Nikolic D., Bojovic D. 2012, Concrete paving blocks and flags made with crushed brick as aggregate. *Construction and Building Materials*, Vol 28, pp. 659–663.
123. JOUE (Journal Officiel de l'Union Européenne). 1999, Directive 1999/31/CE du 26 avril 1999 concernant la mise en décharge des déchets. JO n°L182 du 16 juillet 1999, pp. 1-19.
124. JOUE (Journal Officiel de l'Union Européenne). 2003, REGULATION (EC) No 782/2003 OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 14 April 2003 on the prohibition of organotin compounds on ships. L115/1 du 9 mai 2003, pp. 1-11.
125. Jurate V., Mika S., Petri L. 2002, Electrokinetic soil remediation: critical overview. *Science of the Total Environment*. Vol 289, pp. 97–121.
126. Kamali S., Bernard F., Abriak N.E., Degrugilliers P. 2008, Marine dredged sediments as new materials resource for road construction. *Waste Management*, Vol. 28, pp 919-928.
127. Karius V., Hamer K. 2001, pH and grain-size variation in leaching tests with bricks made of harbour sediments compared to commercial bricks. *Science of the Total Environment*. Vol 278, pp. 73-85.
128. Kau P.M.H., Smith D.W., Binning P. 1998., Experimental sorption of fluoride by kaolinite and Bentonite, *Geoderma*. Vol 84, pp. 89–108.
129. Koelmans A.A., Gillisen F., Makatita W., Van Den Berg M. 1997, Organic carbon normalisation of PCB, PAH, and pesticide concentrations in suspended solids. *Water Research*. Vol 31, No. 3, pp. 461-470.
130. Kozlova S., Shimanovich S., Meyer C. 2004, Method of treatment of dredged material for beneficial use. United States Patent Application Publication. Pub. No.: US 2004/0158114A1. August, 12th 2004.
131. Kribi S. 2005, Décomposition des matières organiques et stabilisation des métaux lourds dans les sédiments de dragage, Thèse de Doctorat. Institut National des sciences appliquées en Lyon, 2005.
132. Krishna R.R., Xu C.Y., Supraja C. 2001, Assessment of electrokinetic removal of heavy metals from soils by sequential extraction analysis. *Journal of Hazardous Materials*, Vol 84, pp. 279–296.
133. Kumar A., Oey T., Kim S., Thomas D., Badran S., Li J., Fernandes F., Neithalath N., Sant G. 2013, Simple methods to estimate the influence of limestone fillers on reaction

- and property evolution in cementitious materials. *Cement & Concrete Composites*, Vol 42, pp. 20–29.
134. Kuryatnyk T., Angulski da Luz C., Ambroise J., Pera J. 2008, Valorization of phosphogypsum as hydraulic binder. *Journal of Hazardous Materials*, Vol 160, pp 681–687.
135. Lafhaj Z., Saliceto A., Cohen Solal L., Coudray Y., Huynh Trung T., Le Guen B., Agostini F. 2007, The use of Novosol® process for the treatment of polluted marine sediment. *Journal of Hazardous Materials*, Vol 148, pp. 606-612.
136. Lafhaj Z., Samara M., Agostini F., Boucard L., Skoczylas F., Depelsenaire G. 2008, Polluted river sediments from the north region of France: treatment with Novosol® process and valorization in clay bricks. *Construction & Building Materials*, Vol 22, No.5, pp. 755-762.
137. Lafhaj Z. Duan Z., Bel Hadj Ali I., Depelsenaire G.. 2012, Valorization of Treated River Sediments in Self Compacting Materials. *Waste and Biomass Valorization*, Vol 3, No. 2, pp. 239 – 247.
138. Laperche V., Traina S.J., Gadam P., Logant T.J. 1996, Chemical and Mineralogical Characterizations of Pb in a Contaminated Soil : reactions with Synthetic Apatite. *Environmental Science and Technology*, Vol 30, pp. 3321-3326.
139. Lautrin D. 1989. Utilisation pratique des paramètres dérivés de l'essai au bleu de méthylène dans les projets de génie civil. *Bulletin de liaison des laboratoires des ponts et chaussées*, 160, pp 29-41.
140. Lea F. M., Desch C.H. 1935, *The chemistry of cement and concrete*, (London: Edward Arnold et Co).
141. LEGIFRANCE. 2003, Article L 541-1 : Livre V : Prévention des pollutions, des risques et des nuisances. Titre IV : Déchets. Chapitre Ier : Elimination des déchets et récupération des matériaux. Section 1 : Dispositions générales. [en ligne], 2003. Disponible sur <http://www.legifrance.gouv.fr/>.
142. Le Guyader C. 2012, Enquête « Dragage 2009 » Synthèse des données. Ministère de l'écologie, du développement durable, des transports et du logement. Centre d'Etudes Techniques Maritimes et fluviales, pp. 1-39.
143. Le Quillec R., Pittavino A. 2004, Stratégie des ports Européens en matière de dragage maritime perspectives d'évolution des pratiques en France. *Bull. Perm. Int. Assoc. Navig. Congr.* 115, pp. 79-94.
144. Li D.F., Weng C.H. 2001, Use of sewage sludge ash as brick material. *Journal of Environmental Engineering*, Vol 127, No. 10, pp. 922-927.
145. Life 2002, Méthodes de Gestion et de Réutilisation des Sédiments Pollués. Projet européen LIFE réalisé par IN VIVO, l'Agence de l'eau Artois Picardie, Le Pôle de Compétence des sites et sols pollués. Source : <http://www.eau-artois-picardie.fr>.

146. Limeira J., Etxeberria M., Agulló L., Molina D. 2011, Mechanical and durability properties of concrete made with dredged marine sand. *Construction and Building Materials*, Vol 25, pp 4165–4174.
147. Limeira J, Agullo L., Etxeberria M. 2010, Dredged marine sand in concrete: An experimental section of a harbor pavement. *Construction and Building Materials*, Vol 24, pp. 863–870.
148. Ling T-C. 2012, Effects of compaction method and rubber content on the properties of concrete paving blocks. *Construction and Building Materials*, Vol 28, pp. 164-175.
149. Lingling X., Wei G., Tao W., Nanru Y. 2005, Study on fired clay bricks with replacing clay by fly ash in high volume ratio. *Construction and Building Materials*, Vol 19., pp. 243–247.
150. Lopez Meza S., Garrabrants A.C., Sloop H., Kosson D.S. 2008, Comparison of the release of constituents from granular materials under batch and column testing, *Waste Manage.* Vol. 28, pp. 1853–1867.
151. Lundberg C. 2013, Eutrophication, risk management and sustainability. The perceptions of different stakeholders in the northern Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin* 66, pp. 143–150.
152. MacDonald D.D, Ingersoll C.G., Berger T.A. 2000, Development and Evaluation of Consensus-Based Sediment Quality Guidelines for Freshwater Ecosystems, *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 39, 20–31
153. Maher A., Douglas W.S., Jafari F. 2006, Field placement and evaluation of stabilized dredged material (SDM) from the New York/New Jersey Harbor. *Marine Georesources & Geotechnology*, Vol 24, pp. 251–263.
154. Major D.W., McMaster M.L., Cox E.E., Edwards E.A., Dworatzek S.M, Hendrickson E.R, Starr M.G, Payne J.A, Buonamici L.W. 2002, Field demonstration of successful bioaugmentation to achieve dechlorination of tetrachloroethene to ethene, *Environmental Science & Technology*, Vol 36, pp. 5106–5116.
155. Magar V.S. 2001, Natural recovery of contaminated sediments, *Journal Environmental Engineering*. Vol 127, pp. 473–474.
156. Magar V.S., Wenning R.J. 2006, The role of monitored natural recovery in sediment remediation, *Integrated Environmental Assessment and Management*. Vol 2, pp. 66–74.
157. Maszkowska J., Kołodziejska M., Białk-Bielinska A. Mroziak W., Kumirska J., Stepnowski P., Palavinskas R., Krüger O., Kalbe U. 2013, Column and batch tests of sulfonamide leaching from different types of soil, *Journal of Hazardous Materials*, Vol 260, pp. 468–474.
158. McElroy A. E., Farrington J. W., Teal J. M. 1989, Bioavailability of polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment. In *Metabolism of Polycyclic Aromatic*

- Hydrocarbons in the Aquatic Environment (Varanasi, U., ed.). CRC press, Boca Raton, FL, pp. 1–40.
159. Meagher R.B. 2000, Phytoremediation of toxic elemental and organic pollutants, *Current Opinion in Plant Biology*. Vol 3, pp. 153–162.
160. MEPC, 2001. International Convention on the Control of Harmful Antifouling Systems on Ships, IMO, London, 5 October 2001. (Web site.<<http://www.imo.org/homeasp>>)
161. Mezencevova A., Yeboah N.N, Burns S.E, Kahn L.F, Kurtis K.E.2012, Utilization of Savannah Harbor river sediment as the primary raw material in production of fired brick. *Journal of Environmental Management*, Vol 113, pp. 128-136.
162. Meegoda JN., Perera R. 2001, Ultrasound to decontaminate heavy metals in dredged sediments. *Journal of Hazardous Materials*, Vol 85, pp. 73-89.
163. Meister R.T. 1992, in: Meister R.T. (Ed.), *Farm Chemicals Handbook*, Meister, Willoughby, OH.
164. Menezes R., Ferreira H.S., Neves G.A., Lira H de L., H.C. Ferreira. 2005, Use of granite sawing wastes in the production of ceramic bricks and tiles. *Journal of the European Ceramic Society*, Vol 25, pp. 1149–1158.
165. Meyers P.A, Teranes J.L. 2001, Sediment organic matter, In: Last W,M, and Smol J,P, (eds), *Tracking Environmental Change Using Lake Sediments*, Vol, 2: Physical and Geochemical Methods, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp, 239–269.
166. Michaud J.R. 1994, Guide pour l'évaluation et le choix des technologies de traitement des sédiments contaminés. Centre Saint-Laurent, Direction du développement technologique. N° de catalogue : En40-450/1993F.
167. Millrath K., Kozlova S., Shimanovich S., Meyer C. 2001, Beneficial use of dredge material (1 and 2) progress report prepared for Echo Environmental, Inc., Columbia University, New York.
168. MEAT (Ministère de l'Environnement et de l'Aménagement du territoire). 1993, *Education environnementale: Sauvegarde des côtes tunisiennes*, pp. 1-39.
169. Ministère de l'Environnement. 1994, Circulaire DPPR/SEI/BPSIED/FC/FC n°94-IV-1 du 9 mai 1994 relative à l'élimination des mâchefers d'incinération des résidus urbains.
170. Mitchell J.K. 1993, *Fundamentals of soil behavior*, 2nd ed., John Wiley & Sons. Inc., New York.
171. Mulligan C.N., Yong R.N., Gibbs B.F. 2001, An evaluation of technologies for the heavy metal remediation of dredged sediments. *Journal of Hazardous Materials*, Vol 85, pp. 145–163.
172. Murphy T.P., Lawson A., Kumagai M., Babin J. 1999, Review of emerging issues in sediment treatment, *Aquatic Ecosystem Health and Management*, Vol 2, pp. 419-434.

173. Nadeau S.C. 2008, Understanding remediation at contaminated sediment sites: Advantages, limitations, and risks associated with sediment management, 24th Annual International Conference on Soils, Sediments and Water.
174. Nelson, D.W., Sommers L.E. 1996. Total carbon, organic carbon, and organic matter. Methods of soil analysis. Part 3 - chemical methods. Soil Science Society of America Inc.
175. Nzihou A., Sharrock P. 2002, Calcium phosphate stabilization of fly ash with chloride extraction. *Waste Management*, Vol. 22, pp. 235-239.
176. OMMP (Office de la Marine Marchande et des Ports). 2004, Rapport annuel. 46p.
177. Olawoyin R., A. Oyewole S., L.Grayson R. 2012, Potential risk effect from elevated levels of soil heavy metals on human health in the Niger delta. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, Vol. 85, pp. 120–130.
178. OMS 1996, Guidelines for drinking-water quality. Geneva, World Health Organization, International Program on chemical Safety 2nd.
179. Ouhadi V.R., Yong R.N., Shariatmadaric N., Saeidijama S., Goodarzia A.R., Safari-Zanjania M. 2010, Impact of carbonate on the efficiency of heavy metal removal from kaolinite soil by the electrokinetic soil remediation method. *Journal of Hazardous Materials*, Vol 173, pp. 87–94.
180. Ouhadi V.R., Yong R.N., Rafiee F., Goodarzi A.R. 2011, Impact of carbonate and heavy metals on micro-structural variations of clayey soils. *Applied Clay Science*, Vol 52, pp. 228–234.
181. Palermo M., Schroeder P., Estes T., Francingues N. 2008, Technical Guidelines for Environmental Dredging of Contaminated Sediments. US Army Corps of Engineers, 302 p.
182. Peng J., Song Y., Yuan P., XCui, Qiu G. 2009, The remediation of heavy metals contaminated sediment. *Journal of Hazardous Materials*, Vol 161, pp. 633-640.
183. Perelo L.W. 2010, Review: In situ and bioremediation of organic pollutants in aquatic sediments, *Journal of Hazardous Materials*. Vol 177, pp. 81-89.
184. Perrin L. 1992, Expansion of lime treated clays containing sulphates. Proceedings of the Seventh International Conference on Expansive Soils, ASCE Expansive Soils Research Council, New York, Vol 1, pp. 409-414.
185. Petavy F., Ruban V., Conil P., Viau J-Y., Auriol J-C. 2009, Treatment and valorization of stormwater sediments. *Global NEST Journal*, Vol 11, No. 2, pp. 189-195.
186. PIANC 2009. Dredged Material as a Resource: Options and Constraints. Rapport No. 104, Disponible sur le site <http://www.pianc.org>.
187. Plassard F., Winiarski T., Petit-Ramel M. 2000, Retention and distribution of three heavy metals in a carbonated soil: comparison between batch and unsaturated column studies, *Journal of Contaminant Hydrology*. Vol 42, pp. 99–111.

188. Po-on Tang H. 2013, Recent development in analysis of persistent organic pollutants under the Stockholm Convention. *Trends in Analytical Chemistry*, Vol. 45, pp. 48-66.
189. Poon C.S., Shui Z.H., Lam L., Fok H., Kou S.C. 2004, Influence of moisture states of natural and recycled aggregates on the slump and compressive strength of concrete. *Cement & Concrete Research*, Vol 34, pp. 31–36.
190. Poon C.S., Chan D. 2007, Effects of contaminants on the properties of concrete paving blocks prepared with recycled concrete aggregates. *Construction and Building Materials*, Vol 21, No. 1, pp. 164–175.
191. Poon CS, Kou SC, Lam L. 2002, Use of recycled aggregates in molded concrete bricks and blocks. *Construction and Building Materials*, Vol 16, No. 5, pp. 281–289.
192. Quina M.J., Bordado J.C.M., Quinta-Ferreira R.M. 2011, Percolation and batch leaching tests to assess release of inorganic pollutants from municipal solid waste incinerator residues. *Waste Management*, Vol 31, pp. 236–245.
193. Rajasekaran G. 2005, Sulphate attack and ettringite formation in the lime and cement stabilized marine clays. *Ocean Engineering*, Vol 32, pp. 1133–1159.
194. Readman J.W., Gillmann G., Tolosa I., Bartocci J., Villeneuve J., Catinni C., Mee L.D. 2002, Petroleum and PAH contamination of the Black Sea, *Marine Pollution Bulletin*. 44, pp. 48–62.
195. Readman J.W, Mantoura R.F.C., Rhead M.M., Brown L. 1982, Aquatic distribution and heterotrophic degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in the Tamar estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, Vol 14, pp. 369–389.
196. Reible D.D, Lambert D., Constant D.W., Mutch R.D., Zhu Y. 2006, Active capping demonstration in the Anacostia River, Washington, DC. *Remediation*, Vol 17, pp. 39–53.
197. Richter J. 1987. *The soil as reactor. Modelling process in the soil*. Hannover, catena, Allemagne.
198. Rosenberg R. 1977, Effects of dredging operations on estuarine benthic macrofauna. *Marine Pollution Bulletin*, Vol 8, No. 5, pp. 102–104.
199. Roudier P. 2013, *Techniques de réhabilitation des sites et sols pollués – Fiches de synthèse – Techniques de l'ingénieur*, 41 p.
200. Sabatini P.J., Bachus R.C., Mayne P.W., Schneider J.A., Zettler T.E. 2002. *Geotechnical Engineering Circular N°5-Evaluation of Soil and Rock Properties*, Technical Manual, GeoSyntec Consultants, 386 pages.
201. Salomons W., forstner U. 1981, Trace metal analysis on polluted sediments. Prt II : Evaluation of environmental impact. *Environmental Technology*, Vol 1, pp. 506-517.

202. Samara M., Lafhaj Z., Chapiseau C. 2009, Valorization of stabilized river sediments in fired clay bricks: Factory scale experiment. *Journal of Hazardous Materials*. Vol 163, pp. 701-710.
203. Sánchez-Jiménez N. Sevilla M.T, Cuevas J., Rodríguez M., Procopio J.R. 2012, Interaction of organic contaminants with natural clay type geosorbents: Potential use as geologic barrier in urban landfill. *Journal of Environmental Management*, Vol 95, pp. 182 – 187.
204. Santamarina, J.C, Klein, Y.H, Prencke, E. 2002, Specific Surface: Determination and Relevance. *Canadian Geotechnical Journal*, Vol 39, pp. 233-241.
205. Schmitz R.M., Schroeder C., Charlier R. 2004, Chemo–mechanical interactions in clay: a correlation between clay mineralogy and Atterberg limits. *Applied Clay Science*, Vol 26, pp. 351– 358.
206. Schneider G. 2001, Boues de curage des cours d'eau. *Le courrier de l'environnement de l'INRA*, 43, pp 146-147.
207. Schumacher B.A. 2002, Methods for the determination of total organic carbon (TOC) in soils and sediments. United States Environmental Protection Agency Environmental Sciences Division National. 25 pages.
208. Scordia P. 2008, Caractérisation et valorisation de sédiments fluviaux pollués et traités dans les matériaux traités. Thèse de doctorat - Ecole Centrale de Lille, 202 pages.
209. Scordia P.Y., Lafhaj Z., Skoczylas F., Mongouin T. 2009, Characterization and valorization of polluted and treated river sediments in road. *European Journal of Environmental and Civil Engineering*. Vol. 7, No. 4, pp 451- 469.
210. Scragg A. 2005, Bioremediation. *Environ. Biotechnol.*, pp 173–229.
211. Segura R., Arancibia V., Zúniga M.C, Pastén P. 2005, Distribution of copper, zinc, lead and cadmium concentrations in stream sediments from the Mapocho River in Santiago, Chile *J. Geochemical Exploration*. Vol 91, pp. 71–80.
212. Sing K.S.W., Everett D.H., Haul R.A.W., Moscou L., Pierotti R.A., Rouquerol J., Siemieniowska T. 1985. Reporting physisorption data for gas/solid systems with special reference to the determination of surface area and porosity. *IUPAC. Pure and Applied Chemistry*, Vol 57, pp. 603-619.
213. Singh S.P., Ma L.Q, Harris W.G. 2001, Heavy Metal Interactions with Phosphatic Clay: Sorption and Desorption Behavior. *Environmental quality journal*, Vol 30, pp., 1961-1968.
214. Skempton A.W. 1953, The Colloidal activity of clays, *Proceedings, 3rd International Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering, Zürich*, Vol. 1, pp. 57-61.
215. Snethen D.R. 1980, Expansive Soil in Highway Subgrades, Report FHWA-TS-80-236.

216. Soclo H.H., Garrigues Ph., Ewald M., 2000, Origin of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Coastal Marine Sediments: Case Studies in Cotonou (Benin) and Aquitaine (France) Areas, *Marine Pollution Bulletin*, Vol 40, pp. 387–396.
217. SOLVAY 2002, Procédé d'inertage des boues. Publication EP1341728, Patent correspondant : FR2815338 (17/10/2000).
218. Soutsos M.N., Tang K., Millard S.G. 2011, Use of recycled demolition aggregate in precast products, phase II: concrete paving blocks. *Construction Building Materials*, Vol 25, pp. 3131–3143.
219. Spooner D.R., Maher W. 2009, Benthic sediment composition and nutrient cycling in an Intermittently Closed and Open Lake Lagoon. *Journal of Marine Systems*. Vol 75, pp. 33–45.
220. Strand J., Jørgensen A. Tairova Z. 2009, TBT pollution and effects in molluscs at US Virgin Islands, Caribbean Sea, *Environment International*, Vol 35, pp. 707–711.
221. Suresh B., Ravishankar G.A 2004, Phytoremediation—a novel and promising approach for environmental clean-up. *Critical Reviews in Biotechnology*, Vol 24, pp. 97–124.
222. Sutherland R.A. 1998, Loss-on-ignition estimates of organic matter and relationships to organic carbon in fluvial bed sediments. *Hydrobiologia*, Vol 389, pp. 153–167.
223. Tam N.F.Y., Wong Y.S. 2008, Effectiveness of bacterial inoculum and mangrove plants on remediation of sediment contaminated with polycyclic aromatic hydrocarbons. *Marine Pollution Bulletin*, Vol 57, pp. 716–726.
224. Tomoto T., Moriyoshi A., Takahashi H., Kitagawa H., Tsunekawa M. 2011, Damage to cement concrete pavements due to exposure to organic compounds in a cold region. *Construction and Building Materials*, Vol. 25, No 1, pp 267–281.
225. Torres P., Manjate R.S., Fernandes H.R., Olhero S.M., Ferreira J.M.F. 2009, Incorporation of river silt in ceramic tiles and bricks. *Ind. Ceram*. Vol 1, pp. 5-12.
226. Tran N.T. 2009, Valorisation de sédiments marins et fluviaux en technique routière. Thèse de Doctorat de l'Université d'Artois – Ecole des Mines de Douai, 255 pages.
227. Tran N.L 1981, Utilisation de l'essai au bleu de méthylène en terrassement routier. *Bulletin de liaison des laboratoires des ponts et chaussées*, 111, pp. 5-16.
228. Uchimiya M., Masunaga S. 2007, Time trend in sources and dechlorination pathways of dioxins in agrochemically contaminated sediments. *Environmental Science & Technology*, Vol 41, pp. 2703–2710.
229. US ACE 1999, Dredged Material Management Plan for the Port of New York and New Jersey - Report : DRAFT- Implementation Report. New York.

230. US EPA. 1997, The Incidence and Severity of Sediment Contamination in Surface Waters of the United States. National Sediment Quality Survey, Vol. 1, EPA 823-R-97-006, Office of Water, Washington, DC.
231. US EPA. 1998, EPA's Contaminated Sediment Management Strategy. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, DC. EPA 823/R-98/001. (<http://www.epa.gov/OST/cs/stratndx.html>).
232. US EPA, ACOE. 1998, Evaluation of material proposed for discharge to waters of the US – Testing Manual (Inland Test-ing Manual). EPA-823-B-98-004, Office of Water and the De-partment of the Army US Army Corps of Engineers, Washing-ton DC.
233. US EPA. 2005, Contaminated Sediment Remediation Guidance for Hazardous Waste Sites. U.S, Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, DC. EPA-540-R-05-012.
234. Vanthuyne M., Maes A., Cauwenberg P. 2003, The use of flotation techniques in the remediation of heavy metal contaminated sediments and soils: an overview of controlling factors. *Minerals Engineering*, Vol 16, pp. 1131–1141.
235. Wang H.Y. 2009, Durability of self-consolidating lightweight aggregate concrete using dredged silt. *Construction and Building Materials*, Vol 23, pp. 2332–2337.
236. Wattanasiriwech D., Saiton A., Wattanasiriwech S. 2009, Paving blocks from ceramic tile production waste. *Journal of Cleaner Production*, Vol 17, pp. 1663–1668.
237. Weissenfels WD, Klewer HJ, Langhoff J. 1992, Adsorption of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) by soil particles: influence on biodegradability and biotoxicity. *Appl Microbiol Biotechnol*. Vol 36, N°5, pp. 689-96.
238. Weng C.H., Lin D.F., Chiang P.C. 2003, Utilization of sludge as brick materials. *Advances in Environmental Research*, Vol. 7, pp 679–685.
239. Wiebusch B., Ozaki M., Watanabe H., Seyfried C.F. 1998, Assessment of leaching tests on construction material made of incinerator ash (sewage sludge). *Investigations in Japan and Germany, Water Science & Technology*, Vol 38, pp. 195–205.
240. Wild S., Kinuthia J.M., Jones G.I., Higgins D.D. 1999, Suppression of swelling associated with ettringite formation in lime stabilized sulphate bearing clay soils by partial substitution of lime with ground granulated blastfurnace slag, *Engineering Geology*, Vol 51, pp. 257 – 277.
241. Yarlagadda P.S., Matsumoto M.R., VanBenschoten J.E., Associate Member, ASCE et Kathuria A. 1995, Characteristics of heavy metals in contaminated soils. *Journal of environmental engineering*, pp. 276-286.
242. Yong R.N., Warkentin, B.P. 1975, *Soil Properties and Behaviour*, Elsevier Scientific Publishing Co., Amsterdam, 449p.
243. Yong R.N, Warkentin B.P., Phadangchewit Y., Galvez R. 1990, Buffer capacity and lead retention in some clay minerals, *Water, Air & Soil Pollution*, Vol 53, pp. 53–67.

244. Yu R., Yuan X., Zhao Y., Hu G., Tu X. 2008, Heavy metal pollution in intertidal sediments from Quanzhou Bay, China. *Journal of Environmental Sciences*, Vol, 20, N°6, pp. 664-669.
245. Yukselen Y., Kaya A. 2006. Comparison of Methods for Determining Specific Surface Area of soils, *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*. Vol 132, No. 7, pp. 931-936.
246. Yukselen Y., Kaya A. 2008, Suitability of the methylene blue test for surface area, cation exchange capacity and swell potential determination of clayey soils. *Engineering Geology*, Vol 102, pp. 38 - 45.
247. Yukselen Y., Kaya A. 2010. Method dependency of relationships between specific surface area and soil physicochemical properties, *Applied Clay Science*, Vol 50, pp. 182–190.
248. Zhang H., Shan B. 2008, Historical records of heavy metal accumulation in sediments and the relationship with agricultural intensification in the Yangtze–Huaihe region, China. *Science of the total environment*, Vol 399, pp. 113–120.
249. Zeller C., Cushing B. 2005, Panel discussion: remedy effectiveness: what works, what doesn't. *Integrated Environmental Assessment and Management*, Vol 2, pp. 75–79.
250. Zentar R., Dubois V., Abriak N.E. 2008, Mechanical behaviour and environmental impacts of a test road built with marine dredged sediment. *Resources, Conservation and recycling*, Vol. 52, pp. 947-954.
251. Zentar R., Abriak N-E, Dubois V. 2009, Effects of salts and organic matter on Atterberg limits of dredged marine sediments. *Applied Clay Science*, Vol 42, pp. 391-397.
252. Zentar R., Wang D., Abriak N.E., Benzerzour M., Chen W. 2012, Utilization of siliceous–aluminous fly ash and cement for solidification of marine sediments. *Construction and Building Materials*, Vol 35, pp. 856–863.

Liste des normes

253. ASTM D 4439. 2004, ASTM – American Society for Testing Materials. Standard Terminology for Geosynthetics.
254. BSI. BS 6717. 1993, Precast, unreinforced concrete paving blocks – requirements and test methods. London : British Standards Institution (BSI) : 1993.
255. BSI. BS EN 1338. 2003, Concrete paving blocks – requirements and test methods. London : British Standards Institution (BSI) : 2003.
256. EN 1338, Pavés en béton – Prescriptions et méthodes d'essai, Comité européenne de normalisation, (2003).
257. NF P94-051. 1993. Sols : reconnaissance et essais – Détermination des limites d'Atterberg – Limite de liquidité à la coupelle – Limite de plasticité au rouleau –. AFNOR, 14 pages.
258. NF P 94-048. 1996. Sols : reconnaissance et essais – Détermination de la teneur en carbonate – Méthode du calcimètre. AFNOR. 12 pages.

259. NF P 94-068. 1998, Sols : reconnaissance et essais – Mesure de la capacité d'adsorption de bleu de méthylène d'un sol ou d'un matériau rocheux. AFNOR. 9 pages.
260. NF EN ISO 14688-1. P 94-4001.2003, Dénomination, description et classification des sols. Partie 1 : Dénomination et description, AFNOR. 19 pages.
261. NF EN ISO 14688-2. P 94-4002. 2005, Dénomination, description et classification des sols. Norme Partie 2 : Principe pour une classification, AFNOR. 21 pages.
262. XP CEN ISO/TS 17892-1 P 94-512-1. 2005, Sols : Reconnaissance et essais géotechniques – Essais de laboratoire sur les sols – Partie 1 : Détermination de la teneur en eau, AFNOR, 14 pages.
263. XP CEN ISO/TS 17892-4, 2004. Reconnaissance et essais géotechniques – Essais de laboratoire sur les sols. Partie 4 – Détermination de la distribution granulométrique des particules solide.
264. XP CEN ISO/TS 17892-3, 2006. Reconnaissance et essais géotechniques – Essais de laboratoire sur les sols. Partie 3 – Détermination de la masse volumique des particules solides – Méthode du pycnomètre. 18 pages.
265. XP CEN ISO/TS 17892-4, 2004. Reconnaissance et essais géotechniques – Essais de laboratoire sur les sols. Partie 4 – Détermination de la distribution granulométriques des particules. Aout 2005. 35 pages.
266. NF P 94-053. 1991, Sols : Reconnaissance et Essais – Détermination de la masse volumique des sols fins en laboratoire – Méthodes de la trousse coupante, du moule et de l'immersion dans l'eau. AFNOR. 6 pages.
267. XP P 94-047. 1998, Sols : reconnaissance et essais - Détermination de la teneur pondérale en matières organiques d'un matériau - Méthode par calcination. AFNOR, 8 pages.
268. NF EN 12457-3. 2002, Caractérisation des déchets - Lixiviation - Essai de conformité pour lixiviation des déchets fragmentés et des boues - Partie 3 : essai en bâchée double avec un rapport liquide-solide de 2 l/kg et de 8 l/kg pour des matériaux à forte teneur en solides et une granularité inférieure à 4 mm (sans ou avec réduction de la granularité. AFNOR, 31 p.
269. XP P 84-700.2008. Géosynthétiques bentonitiques – généralités – Définitions. AFNOR.
270. NF EN 933-8. 1999. Essais pour déterminer les caractéristiques géométriques des granulats, Partie 8 : Evaluation des fines – Equivalent du sable. AFNOR.
271. NF ISO 11466.1995, Qualité du sol. Extraction d'éléments en traces solubles dans l'eau régale, AFNOR. 12 p.
272. NF P 18-011. 1992, Béton - Classification des environnements chimiquement agressifs - Recommandations pour la formulation des bétons, AFNOR.

Références sitagraphiques

www.ghentdredging.be
<http://www.ommp.nat.tn>
<http://www.planete-tp.com>
<http://www.planete-tp.com>

Contribution à l'étude des sédiments marins tunisiens : cas des ports de Radès et de Gabès

Le secteur du transport maritime assure le plus grand volume des échanges commerciaux entre la Tunisie et des pays du monde entier. L'entretien régulier des ports, particulièrement par le dragage des sédiments qui s'y accumulent, est indispensable pour garantir une circulation maritime fluide et sécuritaire. En Tunisie, les sédiments sont soit rejetés en mer soit mis en dépôts terrestres. Bien que le rejet en mer soit interdit dans certains cas, il constitue la solution la plus économique et donc la plus fréquemment utilisée. Dans le cadre de cette étude les sédiments de deux ports : le port de Radès et le port de Gabès ont été caractérisés en vue de comprendre leurs comportements et proposer au moins à un des deux cas une nouvelle alternative de gestion à savoir une valorisation dans un matériau de construction ou routier. Une telle solution doit présenter un grand intérêt économique et environnemental. La caractérisation a concerné la détermination et l'analyse des propriétés physiques, minéralogiques, chimiques et environnementales des sédiments. Cette étude a permis de dresser des fiches synoptiques assez complètes des propriétés des sédiments du port de Radès et du port de Gabès. La faisabilité de l'incorporation des sédiments du port de Radès dans des pavés en blocs a été étudiée. Une étude paramétrique a été réalisée à l'échelle du laboratoire en substituant différents pourcentages de sable par des sédiments. Les propriétés physiques et mécaniques des « nouveaux pavés » ont été déterminées selon les prescriptions de la norme EN1338. Cette étude a permis de constater une amélioration de la résistance aux agressions climatiques avec une substitution de 19% de sable par des sédiments. Les performances physiques et mécaniques de ces pavés sont acceptables et comparables à celles des produits commercialisés sur le marché tunisien.

Mots clés : sédiments marins, caractérisation, pollution, environnement, valorisation, pavés, blocs compressés à froid.

Study of Tunisian marine sediments: the case of Rades and Gabes harbors

Commercial harbors, which represent the basis for numerous exchanges of goods and services at the national and international levels, play a key role in the Tunisian economy. Then, dredging of accumulated sediments has always been required to have a proper functioning of trade by sea. These sediments are either discarded at sea or landfilled. Disposal at sea is prohibited for polluted sediments but it remains the most adopted solution in Tunisia as it is the cheapest one. The objective of this research project is to study the environmental and geotechnical characteristics of sediments dredged from two Tunisian harbors: Rades and Gabes and to find new paths of management of at least one of these dredged sediments. Focus is made on the possibility of a recycling method, which consists in the reuse of sediments as added product in construction or road materials. This solution should have a great economic and environmental interest. Physical, chemical, mineralogical and environmental characteristics are determined in order to draw up an accomplished synopsis of studied sediments. An experimental study on the feasibility of Rades harbor sediments introduction in paving blocks was performed. Several mixes for which a given sand mass was replaced by the same sediment mass were designed. The parametric study was conducted and evaluated on a laboratory scale. The physical and mechanical properties of "new pavers" were determined according to the European Standard EN1338. This study showed improved resistance to climatic aggressions with a substitution of 19 of sand by sediments. The physical and mechanical performances of these blocks are acceptable and comparable to products sold on the Tunisian market.

Key words : marine sediments, characterization, pollution, environment, valorization, paving blocks, cold compressed.