

Analyse du cycle de vie (ACV) d'une filière de valorisation terrestre de sédiments de dragage marins contaminés

Juncheng Bai¹, Vincent Chatain², Valérie Laforest^{1*}

(1) Université de Lyon, Ecole des mines de Saint-Etienne, I. Fayol, UMR 5600 EVS, F-42023 Saint-Etienne, France

(2) Université de Lyon, INSA Lyon, Laboratoire DEEP (Déchets Eau Environnement Pollutions), EA4126, 69621 Villeurbanne Cedex, France

*Auteur correspondant : laforest@emse.fr

RÉSUMÉ

Le dragage des ports français génère chaque année entre 25 et 40 millions de tonnes de sédiments, cependant peu de filières de traitement et de valorisation adaptées existent. Par conséquent, de nombreux programmes de recherche ont émergé tel que le programme SEDiGEST qui envisageait un scénario de remblaiement des carrières par des sédiments marins traités. L'objectif de cet article est d'évaluer les impacts environnementaux de cette filière de valorisation terrestre de sédiments marins afin de mieux identifier les processus les plus pénalisants. L'évaluation a été réalisée en utilisant une Analyse de Cycle de Vie (ACV) via l'outil GaBi 6, la base de données Ecoinvent v2.2 et la méthode de caractérisation ReCiPe. Dans le scénario de remblaiement de carrière, l'étude comparative de deux alternatives au sein d'une même filière de valorisation terrestre a ainsi permis de conclure que l'ajout d'une étape de stabilisation par des liants hydrauliques ne semble pas bénéfique et ne permet pas de réduire les impacts environnementaux potentiels.

MOTS-CLÉS : analyse du cycle de vie, sédiments marins dragués, filières de valorisation, analyse environnementale

ABSTRACT

The dredging of the French harbors generates every year between 25 and 40 million tons of sediments, however few adapted treatment and valorization systems exist. Consequently, numerous research programs emerged such as SEDiGEST, which envisaged a scenario of backfill of the careers by treated marine sediments. The objective of this article is to assess results of the marine sediment terrestrial valorization systems in order to better identify the most impacting part of the systems. The assessment has been performed following the life cycle assessment (LCA) methodology via the GaBi 6 software, Ecoinvent v2.2 databases with the characterization method ReCiPe. In the backfill scenario, the comparative study of the two treatments within the same terrestrial valorization system concluded that the addition of the stabilization step with hydraulic binders seems not to be beneficial and do not reduce the potential environmental impacts.

KEYWORDS: life cycle analysis, dredged marine sediments, valorization strategy, environmental evaluation

Analyse du cycle de vie (ACV) d'une filière de valorisation terrestre de sédiments de dragage marins contaminés

Juncheng Bai, Vincent Chatain, Valérie Laforest

INTRODUCTION

L'accumulation de particules sédimentaires au fond et sur les

bords de cours d'eau et de voies de navigation ainsi que dans les ports maritimes conduit à les encombrer et les obstruer. Afin de maintenir et de restituer ces accès, il est nécessaire de draguer ou de curer régulièrement (TRAN Ngoc Thanh, 2009).

Néanmoins, la gestion des sédiments doit se faire de façon rationnelle et mesurée en intégrant les coûts économiques, sociaux et environnementaux liés à de telles pratiques.

Les opérations de dragage de sédiments concernaient près de 18,6 millions de tonnes de sédiment (en poids sec) en France métropolitaine et Outre-Mer en 2010, 33,56 millions de tonnes en 2009, et 23,2 millions de tonnes en 2008 (Le Guyader, 2011 ; Le Guyader, 2013). Selon la législation européenne, une fois que les sédiments sont extraits de leur environnement naturel, ils sont considérés comme des déchets et nécessitent d'être gérés en conséquence (European Council, 2002 ; French Official Journal, 2007).

Les sédiments marins sont principalement composés de phases minérales (quartz, silicates, carbonates, oxyhydroxydes de fer et de manganèse, sulfures...) et de matière organique (Loustau-Cazalet, 2012 ; Chatain *et al.* ; 2013 ; Couvidat, 2015 ; Couvidat *et al.* ; 2015). Ils résultent de l'accumulation des matières solides et colloïdales et constituent ainsi le réservoir final de nombreux contaminants issus d'activités nautiques, urbaines, industrielles et/ou portuaires. Ils agissent de fait comme des intégrateurs et des amplificateurs des concentrations de contaminants (DelValls *et al.*, 1998). Les polluants inorganiques, tels que Cu, Zn, Pb, Cr, Hg et/ou As, sont particulièrement préoccupants du fait de leur ubiquité dans l'environnement et de leur persistance (Couvidat, 2015 ; Couvidat *et al.* ; 2016a et b). Un grand nombre de polluants organiques est également retrouvé, accumulé dans les sédiments marins, tels que les PCB, les HAP, les résidus médicamenteux ou les perturbateurs endocriniens, ainsi que les composés organométalliques comme les organoétains principalement issus des peintures « anti-salissures » protégeant les bateaux de la fixation des organismes aquatiques. Ces composés, fréquemment rencontrés à des concentrations variables dans les sédiments

marins de dragage, sont considérés comme dangereux pour l'environnement comme pour la santé humaine (Caplat *et al.*, 2005 ; Casado-Martínez *et al.*, 2009 ; Díez *et al.*, 2002 ; Eek *et al.*, 2008 ; Jones and Turki, 1997 ; Lions *et al.*, 2010 ; ;

Ribecco *et al.*, 2011 ; Staniszewska *et al.*, 2011 ; Mamindy-Pajany *et al.*, 2012). Pour mettre en place un schéma durable de gestion d'un sédiment de dragage en vue d'une valorisation éventuelle, il est nécessaire d'en avoir une connaissance fine. En particulier, connaître le niveau de contamination ne suffit pas, il est essentiel de déterminer et de comprendre comment les contaminants sont répartis dans la matrice sédimentaire, d'évaluer l'efficacité et l'efficacité d'un éventuel traitement en vue d'une potentielle valorisation.

Dans ce contexte, le principal objectif de cette étude est d'évaluer, via le cadre méthodologique de l'analyse du cycle de vie (ACV), le bénéfice environnemental ou non d'une étape supplémentaire de stabilisation dans le cadre d'une filière de la valorisation d'un sédiment marin contaminé. Le premier scénario étudié met ainsi en œuvre les étapes de bioremédiation, criblage, chaulage, stabilisation hydraulique et concassage avant la valorisation en carrière. Alors que le second scénario comprend seulement les étapes de bioremédiation et de criblage avant valorisation en remblaiement de carrières.

I. Matériel et méthodes

I.1. Positionnement méthodologique de l'analyse de cycle de vie

La finalité de ce travail étant de comparer deux scénarios présentant des différences en termes d'unité de traitement ou de consommables par exemple, il était important de prendre en considération non seulement les scénarios en mode d'utilisation mais aussi les éléments amont et aval, directs et indirects. De ce fait, le choix s'est porté sur l'utilisation de la démarche d'analyse de cycle de vie (ACV). L'analyse environnementale est ainsi effectuée selon la démarche proposée dans la norme ISO 14040. Elle comprend 4 étapes : (1) définition des objectifs et du champ de l'étude (2) analyse de l'inventaire (3) évaluation de l'impact et (4) interprétation.

La mise en œuvre de l'ACV s'est faite via l'outil GaBi 6 et la base de données Ecoinvent v2.2. La méthode de caractérisation

des impacts ReCiPe a été choisie car elle permet d'évaluer un spectre large d'indicateurs d'impacts environnementaux et de flux en proposant non seulement les indicateurs « midpoints » (indicateurs intermédiaires orientés « problème »), mais aussi les indicateurs « endpoints » (indicateurs orientés « dommage »). En outre, cette méthode hybride harmonise les indicateurs intermédiaires et de dommages au sein d'une seule méthode. (Thériault, 2011)

1.2. Description des scénarios

Les deux scénarios étudiés sont présentés dans ce paragraphe et illustrés par la figure 1.

Dans cette étude, la phase de dragage n'a pas été considérée car l'objectif est de comparer les impacts potentiels des deux scénarios de valorisation. Pour cela, les deux scénarios sont supposés utiliser le même procédé de dragage.

Description du scénario 1

Le sédiment provient d'un port de pêche (sédiment brut) dragué en janvier 2007 dans le cadre du projet SEDIMARD 83 (SEDiments MARins Dragués du Var) (Loustau-Cazalet, 2012 ; Chatain *et al.* ; 2013). Le projet SEDIMARD 83, lancé en 2006 par le Conseil Général du Var, s'inscrit dans ce contexte d'identification des modes terrestres de gestion alternatifs à l'immersion. (Grosdemange *et al.* ; 2008).

Après la phase de dragage, le sédiment étudié a subi une bioremédiation pendant 4 mois sur une plate-forme de compostage. Le sédiment a ensuite été criblé à 20 mm et stocker dans de grands conteneurs. Le chaulage du sédiment

criblé a ensuite été effectué en incorporant 10 % de chaux exprimé par rapport à la masse sèche de sédiment criblé. L'incorporation de la chaux dans le sédiment a été réalisée à l'aide d'une bétonnière en plusieurs gâchées (délayage et malaxage du ciment).

La troisième étape a consisté à lier le sédiment chaulé avec du ciment, avec un pourcentage d'incorporation de 10 % par rapport à la masse sèche de sédiment chaulé (ciment CALCIA® : CEM I 52,5 N CE PM-CP2). L'incorporation du liant dans le sédiment a également été réalisée à l'aide d'une bétonnière en plusieurs gâchées. La quantité d'eau ajoutée lors du gâchage a été estimée à environ 17 % par rapport à la masse totale de la gâchée (c'est-à-dire la masse de sédiment chaulé plus la masse de ciment et plus la masse d'eau). La gâchée a ensuite été étalée sur une géo-membrane et laissée à l'air pendant 28 jours pour sécher.

La quatrième étape a consisté à concasser grossièrement la gâchée à l'aide d'une pelle mécanique. La gâchée a ensuite été broyée plus finement à l'aide d'un concasseur, puis criblée à 20 mm avant d'être conditionnée dans des *big-bags* (la fraction de diamètre inférieure à 20 mm). Ce sédiment est appelé « sédiment traité » dans cette étude pour le distinguer du « sédiment brut » échantillonné dès la sortie de l'eau, et du « sédiment AR », collecté après la période de bioremédiation.

La cinquième étape (étape non réalisée mais estimée par calculs) a consisté à envisager le transport du sédiment traité vers une carrière, puis le remblaiement de celle-ci.

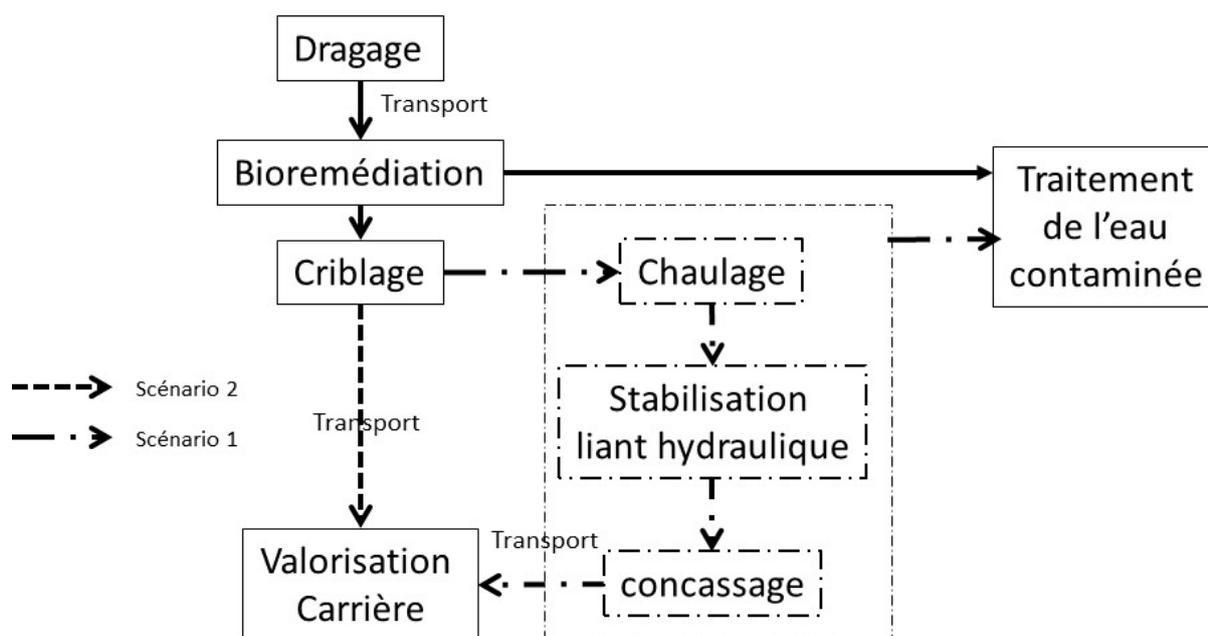


Figure 1 : représentation schématique des scénarios

Description du scénario 2

Dans ce scénario, le traitement de stabilisation via l'ajout d'un liant hydraulique suivi d'un concassage n'est pas effectué. Le sédiment est directement envoyé en carrière après la bioremédiation (Loustau-Cazelet, 2012).

2. Démarche et étapes initiales de l'ACV

2.1. Etape 1 : définition des objectifs et du champ de l'étude

Cette étude a pour objectif d'évaluer et de comparer l'influence et le bénéfice d'une phase de stabilisation par liant hydraulique d'un sédiment d'origine portuaire bioremédié au sein d'une même filière de valorisation terrestre.

La fonction principale du système étudié est de « valoriser les sédiments de dragage ». La quantification de la fonction étudiée est basée sur une quantité de sédiments dragués à traiter. Ainsi, l'unité fonctionnelle qui permettra la comparaison des scénarios de traitement/valorisation se définit comme « Valoriser une tonne de sédiments marins en comblement de carrière pour des scénarios d'une durée de 12 mois ».

Les frontières des systèmes identifient les étapes, processus et flux considérés dans l'ACV et sont indiquées dans la figure 1. Deux scénarios sont ainsi distingués :

- Scénario 1 : Processus comprenant l'ensemble de la chaîne de traitement (bioremédiation, stabilisation et concassage).
- Scénario 2 : Processus sans la phase de stabilisation (ni chaulage, ni liant hydraulique, ni concassage).

Seule la contamination liée aux polluants inorganiques est prise en compte dans cette étude pour des raisons de disponibilité de données.

2.2. Etape 2 : analyse de l'inventaire du cycle de vie

L'analyse de l'inventaire (ICV) est la phase de l'ACV impliquant la compilation, la synthèse et la quantification des entrants et des sortants pour un système donné au cours de son cycle de vie.

2.2.1. Méthodologie de collecte des données

Cette ICV a pour but de fournir des données environnementales quant au cycle de vie des deux scénarios de valorisation de sédiment. Elle a donc été réalisée de manière

à privilégier les données primaires disponibles, c'est-à-dire les données spécifiques d'un échantillon de modèles supposés représentatifs de ces deux scénarios. Ces données primaires ont essentiellement été collectées dans divers rapports présents sur la gestion de sédiments français (SEDIMARD, SEDIGEST, etc.) (Grosdemange *et al.* ; 2008 ; Moretto et Perrodin, 2011).. Les données manquantes, incomplètes ou non facilement accessibles ont été complétées par des hypothèses et des données secondaires, c'est-à-dire des données génériques ou théoriques disponibles dans la littérature et la base de données en ACV. La base de données ECOINVENT v2.2 a été notamment utilisée pour compléter les données secondaires disponibles. De plus, puisque tous les processus ne sont pas intégrés dans la base de données ECOINVENT v2.2, les processus les plus proches pour modéliser les processus réels ont été utilisés.

2.2.2. Synthèse de l'inventaire

Du fait, d'une part de la disponibilité des données et, d'autre part, de la confidentialité imposée par le gestionnaire concernant l'origine des sédiments, certaines hypothèses ont dû être posées de manière générale pour les deux scénarios.

2.2.2.1. Hypothèses générales considérées et données communes pour les deux scénarios

- Tous les traitements sont réalisés sur une plate-forme expérimentale située à une distance de 35 km du lieu de dragage portuaire.
- Le sédiment traité est ensuite transporté à 3,7 km pour remblaiement dans une carrière.
- La composition du sédiment ne change pas pendant la phase de criblage, transport et de concassage.
- Les pertes de masse du sédiment pendant les traitements sont négligées et notamment le refus de criblage est de 0 (hypothèse simplificatrices).

Le tableau 1 présente les données communes aux deux scénarios.

2.2.2.2. Inventaire pour le premier scénario

Les données sur la teneur en polluants inorganiques des sédiments avant bioremédiation (AR) et traités sont issues de la thèse de Doctorat de Loustau Cazelet (2012), alors que les données sur le sédiment brut ont été extraites de la présentation générale du projet SEDIMARD 83 (Grosdemange *et al.*, 2008).

Le tableau 2 présente l'inventaire spécifique au scénario 1, il comprend toutes les données entrantes et sortantes de chaque phase, aussi bien celles primaires que secondaires.

Tableau I : Inventaire d'ACV communs aux deux scénarios

Etapas du scénario	Données entrantes			Données sortantes		
	Flux	valeur	unité	Flux	valeur	unité
Transport	camion de benne	35	t*km	émission dans l'air		
	sédiment brut	1 000	kg	sédiment brut	1 000	kg
	teneur en polluants de sédiment brut			teneur en polluants de sédiment brut		
	As	20	mg/kg de MS	As	20	mg/kg de MS
	Cr	72	mg/kg de MS	Cr	72	mg/kg de MS
	Cu	1354	mg/kg de MS	Cu	1354	mg/kg de MS
	Ni	26	mg/kg de MS	Ni	26	mg/kg de MS
	Pb	200	mg/kg de MS	Pb	200	mg/kg de MS
	Zn	1096	mg/kg de MS	Zn	1096	mg/kg de MS
	siccité	45,1	%	siccité	45,1	%
	densité	1557	kg/m ³	densité	1557	kg/m ³
Bioremédiation	pelle mécanique (excavation)	5,2	m ³	émissions		
	sédiment brut	1 000	kg	sédiment AR	563,75	kg
	refus de criblage_matière minérale	0	kg	teneur en polluants de sédiment AR		
	eau pluie	585	kg	As	19,1	mg/kg de MS
				Cr	70,8	mg/kg de MS
				Cu	944,5	mg/kg de MS
				Ni	28,4	mg/kg de MS
				Pb	236,8	mg/kg de MS
				Zn	775,3	mg/kg de MS
				siccité	80	%
				eau contaminée	715	kg
				teneur en polluants de l'eau contaminée		
				Cu	0,268	mg/kg de l'eau
				Ca	0,568	mg/kg de l'eau
				Zn	0,458	mg/kg de l'eau
Criblage	crible vibrant (masse de sédiment)	563,75	kg	émissions		
	sédiment AR	563,75	kg	sédiment AR criblé à 20 mm	563,75	kg
				refus de criblage matière minérale	0	kg
				refus de criblage macro déchets	0	kg

2.2.2.3. Inventaire pour le second scénario

Sachant que dans le deuxième scénario les processus de stabilisation et de concassage n'existent pas, l'inventaire du deuxième scénario est donc légèrement différent de celui déjà réalisé dans le premier scénario.

Les calculs sont refaits pour les phases de transport (2), le traitement de l'eau contaminée et la valorisation, car les phases de transport (1), bioremédiation et de criblage n'ont pas été modifiées. Le Tableau 3 présente l'inventaire des phases spécifiques au deuxième scénario. Il comprend toutes les données entrantes et sortantes de chaque phase, aussi bien celles primaires que secondaires.

2.3. Résultats : évaluation des impacts et interprétation des résultats (étapes 3 et 4)

L'évaluation des impacts environnementaux a été réalisée en utilisant la méthode « ReCiPe » via le logiciel d'analyse de cycle de vie GaBi 6 développé par ThinkStep en se basant sur la base de données ECOINVENT v2.2.

Dans l'objectif d'une étude préliminaire, nous avons tout d'abord conservé l'ensemble des indicateurs d'impacts de la méthode ReCiPe. Le tableau 4 présente la liste des indicateurs retenus.

2.4. Interprétation des résultats du premier scénario

2.4.1. Bilan sur les indicateurs de flux

Concernant les flux entrants, les résultats obtenus montrent que la phase de bioremédiation est très majoritaire. Ceci est notamment dû à l'eau de pluie comprise dans la consommation de ressources. Si on enlève l'eau de pluie n'est pas prise en compte, le processus de stabilisation (chaulage et liant hydraulique) est celui qui consomme le plus de ressource. Ceci est dû à la fabrication du ciment et de la chaux. Les autres processus sont aussi consommateurs de ressources mais en quantité moindre. En effet, si la consommation d'eau n'est pas prise en compte, la consommation de ressources est alors majoritairement liée à la consommation de diesel, du fait de l'utilisation des machines, tels que la pelle mécanique, le crible vibrant, etc.

Ainsi, l'étape de chaulage et stabilisation contribue de façon importante (90 %) à l'émission totale. L'étape de bioremédiation contribuerait quant à elle à hauteur de 7 %. Les étapes de concassage et de criblage semblent plutôt négligeables dans ce cas.

Les résultats montrent que les émissions principales se font vers l'eau, surtout dans l'étape de chaulage et de stabilisation, les émissions vers l'air sont aussi importantes dans toutes les étapes. Par contre, les émissions vers le sol sont très faibles.

2.4.2. Bilan sur les indicateurs d'impact

Comme la méthode intègre 16 indicateurs d'impacts environnementaux, tous ne peuvent pas être présentés. A titre d'illustration, seuls quelques résultats sur des indicateurs d'impacts locaux et planétaires seront présentés. Au niveau local, les indicateurs de toxicité et écotoxicité seront abordés. Pour l'impact planétaire, seul l'indicateur « changement climatique » est présenté à titre d'exemple afin de mieux comprendre la tendance des impacts environnementaux.

Les résultats sur les impacts environnementaux potentiels montrent que la toxicité humaine, l'écotoxicité aquatique de l'eau douce et l'écotoxicité marine sont principalement générées par la phase de valorisation (remblais en carrière). Les autres impacts environnementaux sont liés aux phases de stabilisation et de bioremédiation.

Le tableau 6 présente les résultats de l'impact sur le « changement climatique ». Il montre qu'environ 92 % de cet impact est généré par la phase de stabilisation et environ 7 % est généré par la phase de bioremédiation. La répartition entre les grands contributeurs à cet impact est : la fabrication du ciment et de la chaux pour l'étape de stabilisation puis le transport et l'utilisation de la pelle mécanique pour la bioremédiation. Ce dernier pourrait être diminué en contrôlant la distance de transport.

2.5. Interprétation des résultats du deuxième scénario

2.5.1. Bilan sur les indicateurs de flux

Concernant le deuxième scénario (processus sans la phase de stabilisation), en plus de la consommation de l'eau, les ressources non renouvelables et le diesel sont les plus consommatrices.

Au regard du flux sortant total, un premier constat peut être établi concernant l'importante contribution, à l'émission totale, de l'étape de bioremédiation à hauteur d'environ 80 %. L'étape de traitement de l'eau contaminée serait quant à elle responsable d'environ 12 %, et l'étape de valorisation est responsable d'environ 8 %. L'étape de criblage semble plutôt négligeable dans ce cas.

Selon les résultats, les émissions principales sont celles vers l'eau, surtout dans l'étape de bioremédiation. Les émissions vers l'air sont aussi importantes. Par contre, les émissions vers le sol sont relativement faibles.

2.5.2. Bilan sur les indicateurs d'impact

Les résultats obtenus indiquent que les impacts environnementaux potentiels sur la toxicité humaine, l'écotoxicité aquatique d'eau douce et l'écotoxicité marine sont principalement générées

Tableau 2 : Inventaire d'ACV sur les procédés spécifiques au scénario I

Etapes du scénario	Données entrantes			Données sortantes		
	Flux	valeur	unité	Flux	valeur	unité
Chaulage + stabilisation	énergie électrique	0,5	kwh	émissions		
	pelle mécanique (excavation)	1,95	m ³	sédiment traité	756,06	kg
	CaO	45,1	kg	teneur en polluant de sédiment traité		
	ciment	49,16	kg	As	15,6	mg/kg de MS
	eau	128,54	kg	Cr	67	mg/kg de MS
	sédiment AR criblé à 20 mm	563,75	kg	Cu	783,5	mg/kg de MS
	eau pluie	76,5	kg	Ni	21,2	mg/kg de MS
				Pb	210,7	mg/kg de MS
				Zn	695,3	mg/kg de MS
				Ca	144500	mg/kg de MS
			eau contaminée (l'eau pluie d'un mois)	765	kg	
				teneur en polluants de l'eau contaminée		
			Cu	0,27	mg/kg de l'eau	
			Ca	0,024	mg/kg de l'eau	
Concassage	pelle mécanique (excavation)	0,35	m ³	émissions		
	concasseur	756,06	kg	sédiment traité concassé	756,06	kg
	sédiment traité	756,06	kg			
Transport	camion de benne	2,8	t*km	émissions		
	sédiment traité concassé	756,06	kg	sédiment traité concassé	756,06	kg
Valorisation en carrière	sédiment traité concassé	756,06	kg	sédiment traité concassé		
	eau pluie	535,5	kg	teneur en polluants après la lixiviation		
			As	15,6	mg/kg de MS	
			Cr	67	mg/kg de MS	
			Cu	781,17	mg/kg de MS	
			Ni	21,2	mg/kg de MS	
			Pb	210,7	mg/kg de MS	
			Zn	695,3	mg/kg de MS	
			Ca	14499,88	mg/kg de MS	
			eau contaminée (l'eau pluie de 7 mois)	535,5	kg	
			teneur en polluants de l'eau contaminée			
			Cu	1,917	mg/kg de l'eau	
			Ca	0,1704	mg/kg de l'eau	
Station d'épuration physicochimique	eau contaminée (bio + stabilisation)	791,5	kg	émissions		calculées par l'ACV

Tableau 3 : Inventaire d'ACV sur les procédés spécifiques au scénario 2

Etapes du scénario	Données entrantes			Données sortantes		
	Flux	valeur	unité	Flux	valeur	unité
Transport	camion de benne	2	t*km	émissions		
	sédiment AR criblé à 20 mm	563,75	kg	sédiment AR criblé à 20 mm	563,75	kg
Valorisation en carrière	sédiment AR criblé à 20 mm	563,75	kg	sédiment AR criblé à 20 mm	563,75	kg
	eau pluie	677	kg	teneur en polluants après la lixiviation		
				As	19,1	mg/kg de MS
				Cr	70,8	mg/kg de MS
				Cu	944,2	mg/kg de MS
				Ni	28,4	mg/kg de MS
				Pb	236,8	mg/kg de MS
				Zn	774,78	mg/kg de MS
				eau contaminée (l'eau pluie de 7 mois)	677	kg
				teneur en polluants de l'eau contaminée		
				Cu	0,255	mg/kg de l'eau
				Zn	0,435	mg/kg de l'eau
Station d'épuration physicochimique	eau contaminée (bio + stabilisation)	715	kg	émissions		calculées par l'ACV

Tableau 4 : Indicateurs d'impact environnementaux quantifiés issus de la méthode ReCiPe

Ecotoxicité terrestre	Epuisement de l'eau
Ecotoxicité aquatique, marine	Epuisement des ressources minérales
Occupation du territoire	Epuisement des ressources fossiles
Ecotoxicité aquatique, eaux douces	Toxicité humaine
Radiation ionisante	Changement climatique
Acidification terrestre	Eutrophisation aquatique, eau douce
Destruction de la couche d'ozone	Formation de matières particulaires
Formation de photo-oxydant	Eutrophisation aquatique, marine

Tableau 5 : Indicateurs d'impact environnementaux quantifiés issus de la méthode ReCiPe pour le scénario 1 montrant la prédominance de l'étape de valorisation

	Toxicité humaine (TH) (kg 1,4-DB eq)	Part TH/ Total TH (%)	Ecotoxicité aquatique eau douce (EA) (kg 1,4-DB eq)	Part EA/ total EA (%)	Ecotoxicité marine (EM) (kg 1,4-DB eq)	Part EM/ total EM (%)
Bioremédiation	0,186	0,095	0,013	0,22	0,013	0,26
Chaulage + stabilisation	0,751	0,383	0,04	0,69	0,034	0,69
Concassage	0,005	0,003	0	0,00	0	0,00
Traitement de l'eau	0,068	0,035	0,004	0,07	0,004	0,08
Valorisation	194,906	99,484	5,761	99,02	4,909	98,97
Total	195,916	100	5,818	100	4,96	100

Tableau 6 : Répartition de la contribution des phases du processus à l'indicateur de changement climatique

Changement climatique	Contribution par phase du scénario	Éléments contributeurs majoritaires
	Stabilisation : 86,12 %	Ciment : 40,9 %
		Chaux : 44,13 %
Processus complet : 93,43 kgCO₂eq	Bioremédiation : 6,5 %	Transport : 3,74 %
		Pelle : 2,76 %

par la phase de valorisation (remblais en carrière). Les autres impacts environnementaux sont généralement générés par la phase de bioremédiation. Le tableau 7 présente les résultats pour certains indicateurs d'impacts.

2.6. Comparaison des deux scénarios

En comparant les résultats des flux entrants et sortants, sans prise en compte des phases de stabilisation et de concassage, les deux scénarios diffèrent peu.

D'un point de vue des impacts environnementaux, les résultats (exemples sur les figure 2, figure 3, figure 4) montrent que pour chaque indicateur d'impacts, le deuxième scénario (scénario 2) est potentiellement moins « impactant » que le premier (scénario 1). Plus particulièrement, les résultats montrent que la phase de (chaulage + stabilisation + concassage), qui a pour objectif d'avoir un sédiment plus stable, cause l'effet contraire à celui attendu. En effet, non seulement, cette étape

complémentaire augmente les impacts environnementaux globaux (du fait des intrants et sortant de cette étape) mais elle a aussi un effet sur les impacts des étapes en aval en augmentant la valeur de leurs impacts potentiels.

Ainsi, cette étape ne semble pas efficace pour ce sédiment brut et cause plus d'impacts potentiels sur les étapes suivantes de valorisation et de traitement de l'eau notamment pour les indicateurs présentés (changement climatique, toxicité humaine, ressources minérales).

CONCLUSION

Cette étude visait à améliorer, via une analyse de cycle de vie (ACV), la compréhension et la comparaison des impacts environnementaux liés au traitement d'un sédiment marin issu d'une zone portuaire française selon deux scénarios. Les

Tableau 7. Répartition de la contribution des phases du processus à l'indicateur de changement climatique

	Toxicité humaine (TH) (kg I,4-DB eq)	Part TH/ Total TH (%)	Ecotoxicité aquatique eau douce (EA) (kg I,4-DB eq)	Part EA/ total EA (%)	Ecotoxicité marine (kg I,4-DB eq)	Part EM/ total EM (%)
Bioremédiation	0,186	0,10	0,013	0,37	0,013	0,46
Traitement de l'eau	0,04	0,02	0,002	0,06	0,02	0,70
Valorisation	176,28	99,88	3,491	99,57	2,816	98,84
Total	176,506	100	3,506	100	2,849	100

Tableau 7 (suite). Répartition de la contribution des phases du processus à l'indicateur de changement climatique

	Epuisement des ressources fossiles (kg oil eq)	Part ERF/ Total ERF (%)	Changement climatique (kg CO ₂ -eq)	Part CC/ total CC (%)	Occupation terrestre (m ²)	Part OT/ total OT (%)
Bioremédiation	2,404	67,64	6,5	94,48	2,70E-03	96,98
Traitement de l'eau	0,33	9,29	0,17	2,47	6,00E-06	0,22
Valorisation	0,82	23,07	0,21	3,05	7,80E-05	2,81
Total	3,554	100	6,88	100	2,78E-03	100

résultats obtenus permettent de mettre en évidence que la phase de (chaulage + stabilisation + concassage) est la plus consommatrice de ressources et génère le plus d'émissions. En outre, elle entraîne une augmentation des impacts des procédés positionnés en aval.

Les résultats d'analyse chimique avaient démontré que le scénario 1 n'était pas le plus favorable. L'analyse environnementale comparative confirme que le sédiment qui a subi l'étape de stabilisation (scénario 1) ne permet pas une immobilisation des polluants. Cette première configuration de traitement (avec stabilisation) est de plus potentiellement plus impactante d'un point de vue de la toxicité humaine, l'écotoxicité, le changement climatique et les autres indicateurs environnementaux. Ainsi, dans le contexte de remblaiement de carrière pour les sédiments étudiés, le procédé de stabilisation avec liant-hydraulique ne semble pas être une solution satisfaisante. L'efficacité et l'intérêt du procédé de stabilisation peuvent ainsi être discutés.

En outre, afin de réduire les impacts dus à ces scénarios de traitement, des solutions peuvent être proposées, par exemple :

- réaliser le traitement directement sur le site de la carrière afin de diminuer les émissions de transport,
- collecter l'eau contaminée de remblaiement afin de contrôler la mobilité des polluants inorganiques.

Les auteurs remercient le GIS EEDEMS pour son soutien financier dans la réalisation de ce travail effectué dans le cadre du stage de master de Juncheng BAI.

Figure 2 : Comparaison des deux scénarios sur le changement climatique

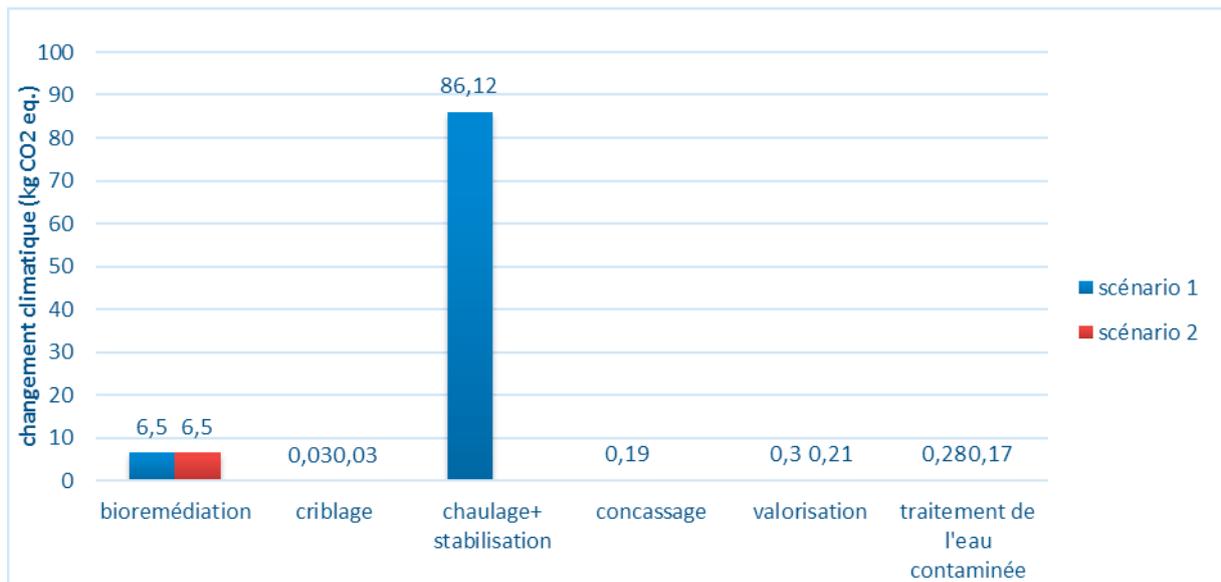


Figure 3 : comparaison des deux scénarios sur la toxicité humaine

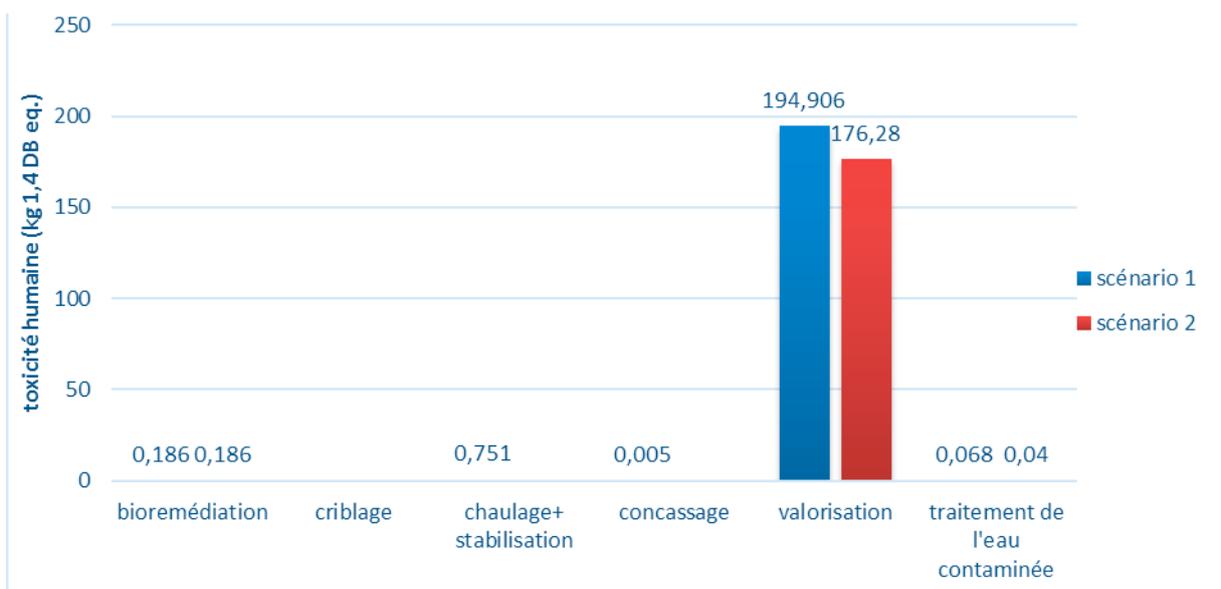
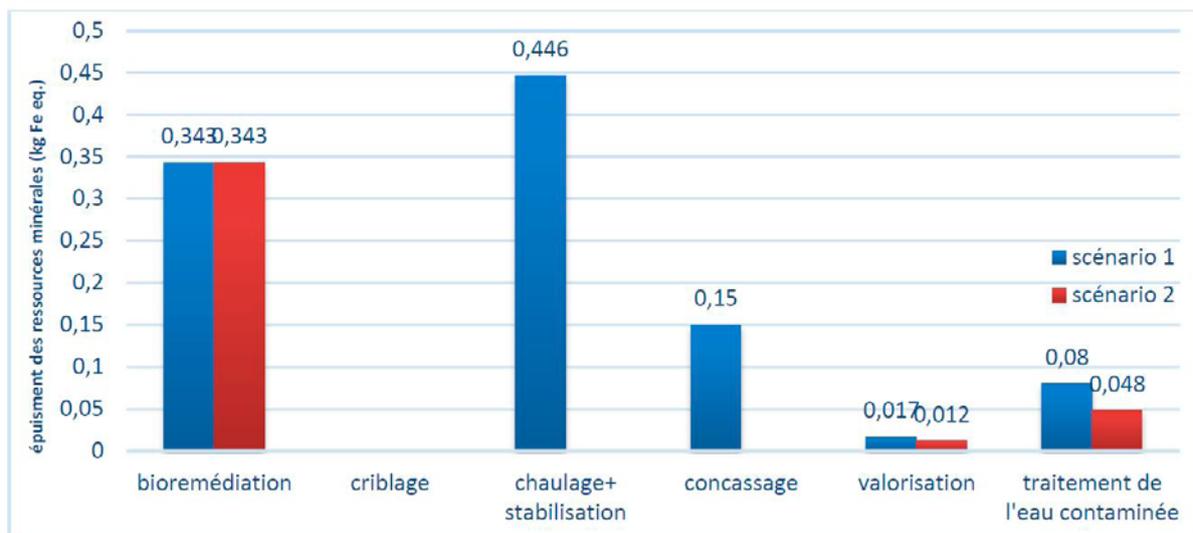


Figure 4 : comparaison des deux scénarios sur l'épuisement des ressources minérales



Références bibliographiques

- Caplat C., Texier H., Barillier D., Lelievre C. (2005). Heavy metals mobility in harbour contaminated sediments : The case of Port-en-Bessin. *Marine Pollution Bulletin*, 50, pp: 504-511. DOI : <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.08.004>
- Casado-Martínez MC, Forja JM, DelValls TA. (2009). A multivariate assessment of sediment contamination in dredged materials from Spanish ports. *Journal of Hazardous Materials*, 163, pp: 1353-1359. DOI : <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.07.106>
- Chatain V., Benzaazoua M., Loustau Cazelet M., Bouzahzah H., Delolme C., Gautier M., et al. (2013). Mineralogical study and leaching behavior of a stabilized harbor sediment with hydraulic binder. *Environmental Science and Pollution Research*, pp : 1-9. DOI : <https://doi.org/10.1007/s11356-012-1141-4>
- Couvidat J. (2015). Gestion d'un sédiment de dragage marin contaminé : caractérisation de la réactivité biogéochimique, valorisation en mortier et évaluation environnementale, Thèse, INSA Lyon. En ligne : <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-01368438/>
- Couvidat J., Benzaazoua M., Chatain V., Zhang F., Bouzahzah H. (2015). An innovative coupling between column leaching and oxygen consumption tests to assess behavior of contaminated marine dredged sediments. *Environmental Science and Pollution Research*, 22 (14), pp: 10943–10955 DOI : <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4323-z>
- Couvidat J., Benzaazoua M., Chatain V., Bouamrane A., Bouzahzah H. (2016a). Feasibility of the reuse of untreated and decontaminated dredged sediment as a component in cemented mortars. *Construction and Building Materials*, 112, pp: 892–902. DOI : <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2016.02.186>
- Couvidat J., Benzaazoua M., Chatain V., Bouzahzah H. (2016b). Environmental evaluation of dredged sediment based cemented mortars. *Environmental Science and Pollution Research*, 23 (17), pp: 17142–17157. DOI : <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6869-9>
- DelValls TÁ., Forja J.M., González-Mazo E., Gómez-Parra A, Blasco J. (1998). Determining contamination sources in marine sediments using multivariate analysis. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 17, pp: 181-192. DOI : [https://doi.org/10.1016/S0165-9936\(98\)00017-X](https://doi.org/10.1016/S0165-9936(98)00017-X)
- Diez S., Ábalos M., Bayona J.M. (2002). Organotin contamination in sediments from the Western Mediterranean enclosures following 10 years of TBT regulation. *Water Research*, 36, pp: 905-918. DOI : [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00305-0](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00305-0)
- Eek E., Cornelissen G., Kibsgaard A., Breedveld G.D. (2008). Diffusion of PAH and PCB from contaminated sediments with and without mineral capping; measurement and modelling. *Chemosphere*, 71, pp: 1629-1638. DOI : <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.01.051>
- European Council. Commission decision of 3 may 2000 replacing Decision 94/3/EC establishing a list of wastes, consolidated version of 01 january 2002. In: Council E, editor. 2000D0532, 2002. ELI : <http://data.europa.eu/eli/dec/2000/532/oj>
- French Official Journal, JORF n°240 du 16 octobre 2007 p.17002 texte n°1, 2007. En ligne : <https://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000000825108>
- Grosdemange, D., Lévêque F., Drousie D., Aqua J.L., Méhu J. and Bazin C. (2008). The SEDIMARD project: presentation and results. International Symposium on Sediment Management, 9-11 juillet 2008, Lille, France.
- Jones B. & Turki A. (1997). Distribution and speciation of heavy metals in surficial sediments from the Tees Estuary, north-east England. *Marine Pollution Bulletin*, 34, pp : 768-779. DOI : [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(97\)00047-7](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(97)00047-7)
- Le Guyader C. Enquête «Dragage 2009» - Synthèse des données. In: CETMEF, editor: CETMEF, Margny Lès Compiègne, 2011, 39 p.
- Le Guyader C. Enquête «Dragage 2010» - Synthèse des données. In: CETMEF, editor: CETMEF, Margny Lès Compiègne, 2013, 36 p. En ligne et consulté le 29/05/2017 : <http://www.eau-mer-fleuves.cerema.fr/enquete-dragage-2010-synthese-des-donnees-a1158.html>
- Lions J., Guérin V., Bataillard P., van der Lee J., Laboudigue A. (2010). Metal availability in a highly contaminated, dredged-sediment disposal site: Field measurements and geochemical modeling. *Environmental Pollution*, 158, pp : 2857-2864. DOI : <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.06.011>
- Loustau Cazelet M. (2012). Caractérisation physico-chimique d'un sédiment marin traité aux liants hydrauliques - Evaluation de la mobilité potentielle des polluants inorganiques. Thèse, INSA Lyon. En ligne : <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00749917/>
- Mamindy-Pajany Y., Geret F., Roméo M., Hurel C., Marmier N. (2012). Ex situ remediation of contaminated sediments using mineral additives: Assessment of pollutant bioavailability with the Microtox solid phase test. *Chemosphere*, 86, pp : 1112-1116. DOI : <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.12.001>
- Moretto R. and Perodin Y. (2011). Approche méthodologique pour la validation environnementale d'un projet de remblaiement de cavités terrestres de la zone littorale à l'aide de sédiments de dragage d'un port. 2^{ème} édition de la Conférence Méditerranéenne Côtière et Maritime, 22-24 novembre 2011, Tanger, Maroc.
- Ribocco C., Baker M.E., Šášík R., Zuo Y., Hardiman G., Carnevali O. (2011). Biological effects of marine contaminated sediments on *Sparus aurata* juveniles. *Aquatic Toxicology*, 104, pp: 308-316. DOI : <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2011.05.005>
- Staniszewska M., Burska D., Sapota G., Bogdaniuk M., Borowiec K., Nosarzewska I., et al. (2011) The relationship between the concentrations and distribution of organic pollutants and black carbon content in benthic sediments in the Gulf of Gdańsk, Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 62, pp : 1464-1475. DOI : <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.04.013>

Thériault N., Dans le cadre d'une ACV, conception d'un outil d'aide à la sélection d'un jeu de catégories d'impacts pour les entreprises européennes et nord-américaines du secteur du textile, mémoire, septembre 2011, 126 p. En ligne et consulté le 29/05/2017 : https://www.usherbrooke.ca/environnement/fileadmin/sites/environnement/documents/Essais2011/The-riault_N__12-09-2011_.pdf

TRAN Ngoc Thanh (2009). Valorisation de sédiments marins et fluviaux en technique routière. Thèse, Ecole des mines de Douai, 189 p. En ligne et consulté le 29/05/2017 : <http://cdoc.ensm-douai.fr/theses/TRAN%20NGOC%20THANH.pdf>