

SYNTHESE / EXTENDED ABSTRACT
FRANÇAIS / ENGLISH

**IMPACTS ECOLOGIQUES DE SEDIMENTS POLLUES
EXTRAITS ET DEPOSES EN MILIEUX TERRESTRES**

**ÉTAT DES CONNAISSANCES ET EVALUATION
DES RISQUES POUR LES ECOSYSTEMES**

***ECOLOGICAL IMPACTS RESULTING FROM THE EXTRACTION
AND DISPOSAL OF POLLUTED SEDIMENTS IN TERRESTRIAL
ENVIRONMENTS***

***CURRENT STATE OF KNOWLEDGE AND EVALUATION
OF THE RISKS TO ECOSYSTEMS***

mai 2017

A. HAYET, A. DERAM, D. BOHAIN – ILIS - Université de Lille 2



Université
de Lille
2 DROIT
ET SANTE

Créée en 1989 à l'initiative du Ministère en charge de l'Environnement, l'association RECORD – REseau COopératif de Recherche sur les Déchets et l'Environnement – est le fruit d'une triple coopération entre industriels, pouvoirs publics et chercheurs. L'objectif principal de RECORD est le financement et la réalisation d'études et de recherches dans le domaine des déchets et des pollutions industrielles.

Les membres de ce réseau (groupes industriels et organismes publics) définissent collégalement des programmes d'études et de recherche adaptés à leurs besoins. Ces programmes sont ensuite confiés à des laboratoires publics ou privés.

Avertissement :

Les rapports ont été établis au vu des données scientifiques et techniques et d'un cadre réglementaire et normatif en vigueur à la date de l'édition des documents.

Ces documents comprennent des propositions ou des recommandations qui n'engagent que leurs auteurs. Sauf mention contraire, ils n'ont pas vocation à représenter l'avis des membres de RECORD.

- ✓ Pour toute reprise d'informations contenues dans ce document, l'utilisateur aura l'obligation de citer le rapport sous la référence :

RECORD, Impacts écologiques de sédiments pollués extraits et déposés en milieux terrestres. Etat des connaissances et évaluation des risques pour les écosystèmes, 2017, 308 p, n°14-1023/1A

© RECORD, 2017

RESUME

Chaque année en France, des opérations de dragage sont menées afin d'entretenir les voies navigables, de restaurer les voies d'eau et/ou d'améliorer la qualité du milieu aquatique marin ou continental. Ce sont 40 à 50 millions de m³ de matériaux qui sont extraits chaque année, dont 90 % concernent des dragages maritimes des ports estuariens. Actuellement 90 à 95 % des matériaux de dragage sont immergés. Le reste des matériaux, soit environ sept millions de m³ par an, est orienté vers des filières de gestion à terre où selon leurs caractéristiques ils pourront être traités, stockés ou valorisés. La problématique relative à la gestion des sédiments gérés à terre est récente et a suscité de nombreuses réflexions au sein de la communauté scientifique mais également chez les gestionnaires, notamment des zones portuaires. Les connaissances et retours d'expérience acquis ces dernières années ont permis une avancée considérable en matière de gestion et de valorisation des sédiments de dragage. Néanmoins, certaines questions subsistent et l'une d'entre elles concerne l'évaluation des impacts sur l'écosystème des sédiments de dragage pollués et déposés en milieu terrestre.

Le contexte de la présente étude concerne l'impact écologique des sédiments de dragage et/ou de curage, pollués et déposés en milieux terrestres. Les objectifs de l'étude sont (i) de définir sur la base d'une analyse bibliographique, les caractéristiques physico-chimiques des sédiments et de leur contamination suite à leur mise en dépôt, (ii) d'évaluer les effets des polluants sur les caractéristiques écologiques du milieu récepteur, (iii) d'étudier la faisabilité d'une approche éRé appliquée au cas des sédiments extraits de différents milieux aquatiques et déposés au sol de manière définitive, (iv) de proposer une stratégie de hiérarchisation des impacts des sédiments extraits par la comparaison de plusieurs scénarii définis en fonction de la nature et de la qualité du milieu récepteur, de la nature des sédiments et de leur niveau de pollution, et enfin (v) d'extraire de la littérature et de l'analyse menée des préconisations en matière de gestion de sédiments pollués extraits et déposés en milieu terrestre.

MOTS CLES

Sédiments contaminés, dragage, évaluation des risques pour les écosystèmes (éRé), écosystèmes terrestres

SUMMARY

Every year in France, dredging operations are regularly carried out to maintain and restore waterways and/or improve the quality of the marine or continental aquatic environment. This produces 40 to 50 million m³ of material per year, 90% of which originates from the marine dredging of estuarine harbours. Currently 90 to 95% of dredged material is dumped at sea. The remaining 10% of dredged material (an estimated seven million cubic meters per year) is sent to waste management centres onshore, where they are treated, stored or reused according to their characteristics. The management of sediments on land is a recent issue that has generated a number of discussions not only within the scientific community, but also among administrators, particularly in port areas. Although considerable progress has been made in the management and exploitation of dredged sediments over recent years, some questions remain, including the assessment of how polluted dredged sediments deposited on land affect the ecosystem.

This study concerns the ecological impact of polluted sediments resulting from dredging that are deposited in terrestrial environments. These objectives are as follows: (i) Carry out a bibliographic analysis to define the physical and chemical characteristics of the sediments and their contamination levels after land disposal, (ii) Evaluate the impacts of the pollutants on the ecological characteristics of the receiving environment, (iii) Evaluate the suitability of an ERA (Ecosystem Risk Assessment) approach to the permanent land disposal of sediments extracted from different aquatic environments, (iv) Propose a strategy to rank the impacts of extracted sediments through the comparison of different scenarios defined according to the nature and pollutant level of sediments and the nature and quality of the receiving environment, and (v) Use existing literature and the current analysis to draw up a list of recommendations to manage the land disposal of extracted polluted sediments.

KEY WORDS

polluted sediment, dredging, Ecosystem Risk assessment (ERA), terrestrial ecosystem

Chaque année en France, des opérations de dragage sont menées afin d'entretenir les voies navigables, de restaurer les voies d'eau et/ou d'améliorer la qualité du milieu aquatique marin ou continental. Ce sont 40 à 50 millions de m³ de matériaux qui sont extraits chaque année, dont 90 % concernent des dragages maritimes des ports estuariens. Depuis le début des années 2000, la réglementation a été renforcée dans ce domaine et oblige désormais une évaluation systématique de la qualité physico-chimique des sédiments préalablement à toute opération de dragage. Des seuils ont été définis aussi bien pour le milieu aquatique marin que continental. Ainsi, les caractéristiques, et en particulier le niveau de contamination, des sédiments permettent d'orienter ceux-ci vers le mode de gestion jugé le plus adapté. Actuellement 90 à 95 % des matériaux de dragage sont immergés, les zones d'immersion étant réglementées et soumises à arrêté préfectoral. Le reste des matériaux, soit environ sept millions de m³ par an, est orienté vers des filières de gestion à terre où selon leurs caractéristiques ils pourront être traités, stockés ou valorisés.

La problématique relative à la gestion des sédiments gérés à terre est récente et a suscité de nombreuses réflexions au sein de la communauté scientifique mais également chez les gestionnaires, notamment des zones portuaires. Les connaissances et retours d'expérience acquis ces dernières années ont permis une avancée considérable en matière de gestion et de valorisation des sédiments de dragage. Néanmoins, certaines questions subsistent et l'une d'entre elles concerne l'évaluation des impacts sur l'écosystème des sédiments de dragage pollués et déposés en milieu terrestre.

Le contexte de la présente étude concerne l'impact écologique des sédiments de dragage et/ou de curage, pollués et déposés en milieux terrestres, c'est-à-dire destinés à la « filière à terre » (par opposition à la « filière en mer », c'est-à-dire l'immersion). Cette problématique inclut les sédiments marins, portuaires et continentaux. En revanche, elle exclut la gestion et l'impact écologique du dragage sur le milieu aquatique marin ou d'eau douce.

Les objectifs de l'étude sont (i) de définir sur la base d'une analyse bibliographique, les caractéristiques physico-chimiques des sédiments et de leur contamination suite à leur mise en dépôt, (ii) d'évaluer les effets des polluants sur les caractéristiques écologiques du milieu récepteur, (iii) d'étudier la faisabilité d'une approche ERA appliquée au cas des sédiments extraits de différents milieux aquatiques et déposés au sol de manière définitive, (iv) de proposer une stratégie de hiérarchisation des impacts des sédiments extraits par la comparaison de plusieurs scénarii définis en fonction de la nature et de la qualité du milieu récepteur, de la nature des sédiments et de leur niveau de pollution, et enfin (v) d'extraire de la littérature et de l'analyse menée des préconisations en matière de gestion de sédiments pollués extraits et déposés en milieu terrestre.

Chapitre 1 : « Contexte et cadre réglementaire de la gestion des sédiments dragage »

Une description de la réglementation encadrant la gestion des sédiments à l'échelle internationale, communautaire et nationale est proposée dans ce chapitre afin de situer le contexte réglementaire de la gestion à terre des sédiments de dragage, depuis le projet du dragage jusqu'à la valorisation ou le stockage à terre. Cet état des lieux de la réglementation a relevé qu'à l'échelle européenne, les Directives retranscrites en droit national ne présentent pas le même niveau d'avancement

The Building and Public Works (BTP) and soil remediation sectors Every year in France, dredging operations are regularly carried out to maintain and restore waterways and/or improve the quality of the marine or continental aquatic environment. This produces 40 to 50 million m³ of material per year, 90% of which originates from the marine dredging of estuarine harbours. Dredging regulations have been reinforced since the early 2000s, and now require a systematic assessment of the physico-chemical quality of sediments prior to any dredging operation. Thresholds have been defined for pollutants in marine and continental aquatic environments. The most appropriate method of management can be chosen by identifying the characteristics of these sediments, and particularly their level of contamination. Currently 90 to 95% of dredged material is dumped at sea in immersion areas that are regulated and controlled by prefectural authorisation. The remaining 10% of dredged material (an estimated seven million cubic meters per year) is sent to waste management centres onshore, where they are treated, stored or reused according to their characteristics.

The management of sediments on land is a recent issue that has generated a number of discussions not only within the scientific community, but also among administrators, particularly in port areas. Although considerable progress has been made in the management and exploitation of dredged sediments over recent years, some questions remain, including the assessment of how polluted dredged sediments deposited on land affect the ecosystem.

This study concerns the ecological impact of polluted sediments resulting from dredging that are deposited in terrestrial environments, i.e. sent to onshore waste management structures rather than being dumped at sea. Marine, port and continental sediments are considered. The management and ecological impact of dredging on the marine or freshwater aquatic environment are not taken into account in this study.

The objectives of the study are as follows: (i) Carry out a bibliographic analysis to define the physical and chemical characteristics of the sediments and their contamination levels after land disposal, (ii) Evaluate the impacts of the pollutants on the ecological characteristics of the receiving environment, (iii) Evaluate the suitability of an ERA (Ecosystem Risk Assessment) approach to the permanent land disposal of sediments extracted from different aquatic environments, (iv) Propose a strategy to rank the impacts of extracted sediments through the comparison of different scenarios defined according to the nature and pollutant level of sediments and the nature and quality of the receiving environment, and (v) Use existing literature and the current analysis to draw up a list of recommendations to manage the land disposal of extracted polluted sediments.

Chapter 1: "Context and regulatory framework for the management of dredged sediments"

This chapter provides a description of the regulations governing sediment management at international, european and national levels in order to identify the regulatory context for the onshore management of dredged sediments, from the dredging process to the reuse or storage of these materials on land. It reveals different levels of progress in legal directives at a European level, with certain laws existing in some countries, but not in others. Similarly, the

selon les pays, certaines étant retranscrites dans un pays mais pas dans l'autre. De même, la valeur des seuils considérés dans la législation relative aux sédiments de dragage ainsi que la méthode de calcul de ces valeurs de référence varient selon les pays. Par ailleurs, malgré un cadre réglementaire européen commun, le statut du sédiment varie et influence la rigueur réglementaire associée à sa gestion. En effet, les pays considérant le sédiment dragué comme un déchet et mettant en œuvre les Directives européennes sur les déchets disposent d'un cadre réglementaire plus restrictif que les pays mettant en œuvre les directives européennes sur l'eau. Ce constat démontre un lien entre le statut du sédiment et la législation relative à la gestion et donc la valorisation des sédiments dragués.

En ce qui concerne les valeurs de référence utilisées pour définir la dangerosité du sédiment, il existe des différences entre les pays de l'Union Européenne, différences parfois très importantes pour un même contaminant (facteur 50 entre le N1 le plus bas et le N2 le plus élevé en ce qui concerne le mercure par exemple). Au cours de cette analyse comparative, il a également été relevé que, parmi les pays européens étudiés, la France possède les valeurs de référence parmi les plus contraignantes. Cette observation est, comme évoqué précédemment, très probablement liée au statut réglementaire des sédiments dragués, la France ayant adoptée le plus restrictif en matière de gestion et de valorisation des sédiments de dragage.

Il est important également de souligner qu'en fonction des pays, la gestion des sédiments considérés comme « dangereux » est variable. A titre d'exemple, alors qu'en France, les sédiments dangereux font l'objet d'une gestion spécifique et ne peuvent être valorisés, aux Pays-Bas, ils peuvent, sous certaines conditions, être valorisés en tant que matériau. De plus, certains pays, notamment les Pays-Bas et la Belgique, tiennent davantage compte des émissions que des concentrations totales en contaminants dans le sédiment brut. En effet, la Flandre et les Pays-Bas peuvent autoriser des dépassements de seuils en contaminants de sédiments bruts lorsque les émissions du matériau produit à partir de ces sédiments ne dépassent pas une autre catégorie de valeurs seuils. Pour la plupart des pays de l'Union Européenne qui ont été étudiés, l'évaluation de l'impact du dragage et de l'immersion se base sur des valeurs chimiques, parfois associées à des valeurs de toxicité sur des organismes marins. De plus, en raison de leur sensibilité par rapport aux contaminants, il n'y pas de réel consensus sur l'utilisation des tests écotoxicologiques, qu'ils soient marins ou terrestres.

En ce qui concerne les filières de valorisation, il n'existe pas, à ce jour, de législation spécifique aux sédiments gérés à terre. En l'absence de protocole validé, la gestion à terre des sédiments diffère selon les pays : elle est très peu pratiquée au Royaume Uni ou en Pologne et des solutions au cas par cas sont trouvées dans des pays comme la France ou la Finlande. Or, comme le souligne à la fois le retour d'expérience décrit dans la littérature ou celui de l'enquête menée au cours de cette étude, de réelles attentes en terme de clarification et d'harmonisation de la réglementation ont été relevées, afin d'éviter des lectures et/ou interprétations différentes selon les individus ou les structures. La récente parution d'un arrêté spécifique au stockage des sédiments (Arrêté du 15/02/ 2016) témoigne de la prise de conscience des autorités concernant l'évolution indispensable de la réglementation. Ceci est d'autant plus important qu'à travers l'enquête, il ressort un fort potentiel en termes d'offres et de demandes concernant l'utilisation de sédiments de dragage dans diverses filières de valorisation.

thresholds considered in dredged sediment legislation and the method used to calculate these reference values vary from country to country. Moreover, despite a common European regulatory framework, differing attitudes towards the environmental impact of sediment influence the administrative rigour applied to its management: countries that consider dredged sediment as waste and implement EU waste legislation have a more restrictive regulatory framework than countries that implement EU water legislation. This highlights a link between the regulatory status of the sediment and the legislation for the management and reclamation of the dredged sediments. The reference values used to define the hazard level of sediments differ between the countries of the European Union, and some stark differences are observed for the same contaminant, as illustrated in the case of mercury, with threshold concentrations multiplied by 50 between the lowest N1 and the highest N2 values. This comparative analysis also notes that French thresholds are amongst the most restrictive across the European countries studied. As mentioned above, this is most probably related to the regulatory status of dredged sediments in France, which has adopted a highly restrictive approach in terms of their management and reuse.

It is also important to note that the management of hazardous sediments varies from one country to another. For example, French legislation requires hazardous sediments to be managed following a specific protocol that excludes the reuse of waste, whilst the same sediments can be reused as a material under certain conditions in the Netherlands. In addition, some countries, notably the Netherlands and Belgium, focus on total emissions of contaminants in raw sediment rather than their total concentrations. Flanders and the Netherlands can allow thresholds of raw sediment contaminants to be exceeded if the emissions from the final material produced from raw sediments does not exceed another category of threshold values. For most of the European Union countries considered in this study, the impact of dredging and dumping is assessed on the basis of chemical values, and is sometimes associated with the measurement of toxicity in marine organisms. There is no real consensus on the use of ecotoxicological tests in marine or terrestrial environments due to their sensitivity to contaminants.

There is currently no specific waste recovery legislation for land disposal of sediments. In the absence of a validated protocol, land-based sediment management differs from country to country: this practice is rare in the UK or Poland, whilst tailor-made solutions are found in countries such as France or Finland. However, the literature review and the survey carried out during this study both highlight the need for a clarification and harmonization of regulations in order ensure an identical understanding of the regulations by all individuals or structures. The recent publication of a specific decree for sediment storage (Decree of 15/02/2016) indicates the authorities' awareness of the need for regulations to evolve. This is all the more important in light of the survey carried out for this study, which reveals a strong potential in terms of offers and demands for the use of dredged sediments in various recovery sectors. This survey was designed to obtain feedback from various stakeholders in the field and attain a broader and more detailed view of the management and reclamation of contaminated sediments on land. It was also a means to evaluate the suitability of an ERA approach. The results of the survey revealed differences across France. Among the main conclusions, discrepancies were observed in the

Comme évoqué précédemment, une enquête a été élaborée dans le but de recueillir le retour d'expérience de différents acteurs du milieu et d'obtenir une vision plus élargie et plus aboutie de la problématique de la gestion et de la valorisation à terre des sédiments contaminés. Il s'agissait également d'obtenir des éléments de réponses concernant la faisabilité de l'ÉRÉ. Les résultats de l'enquête menée ont permis de mettre en évidence des différences à l'échelle nationale. En effet, parmi les principales conclusions formulées, des disparités dans les connaissances ont été mises en évidence (i) entre les différentes voies de valorisation ainsi que (ii) entre la littérature et la réalité du terrain. Autre point souligné par l'enquête, déjà révélé par notre analyse de la littérature et de la réglementation, la traçabilité est considérée comme un élément central dans l'amélioration de toutes les filières de valorisation. Pourtant, la perception de celle-ci est très variable. En effet, selon les pratiques/usages (sédiments marins et fluviaux) des différences sont observées : la traçabilité des sédiments fluviaux semble plus claire mais il faut préciser qu'ils représentent un volume moins important que les sédiments marins. De réels besoins ont été exprimés dans les réponses du questionnaire concernant la mise à disposition d'outils méthodologiques et la reconnaissance officielle d'outils d'aide à la décision. Nombre de répondants ont également souligné la nécessité de compléter les démarches actuelles qui, malgré leur utilité, ne s'avèrent pas toujours suffisantes. Eux-mêmes font le constat qu'il y a des manques actuellement dans la caractérisation obligatoire des sédiments et qu'il est nécessaire de faire des analyses supplémentaires en termes de risques environnementaux.

Chapitre 2 : « Du dragage à la gestion à terre : évolution et modifications des sédiments, des polluants associés et des milieux récepteurs »

Une description et une analyse des principales caractéristiques physiques, chimiques et biologiques des sédiments ont été proposées. En effet, le sédiment peut présenter des teneurs élevées en contaminants qui ne sont pas remobilisables dans les conditions naturelles du milieu, mais il peut devenir toxique lorsque les conditions physico-chimiques sont modifiées, lors d'un dragage ou d'une mise en dépôt à terre par exemple. Le sédiment est en effet capable d'adsorber et de transformer les contaminants, de modifier leur biodisponibilité, de les transférer vers la colonne d'eau, le sol ou les nappes phréatiques.

Lors des opérations de dragage ou de curage, les sédiments sont placés en contact direct avec la colonne d'eau, pouvant aller jusqu'à une remise en suspension complète dans le cas de dragage hydraulique, et certains polluants adsorbés sur la phase solide peuvent se retrouver dissous dans la phase aqueuse par le jeu de processus physico-chimiques complexes. Par conséquent, la connaissance des contaminants des sédiments et leurs caractéristiques sont des paramètres clés permettant d'évaluer au mieux leur devenir lors des différentes étapes d'un projet de dragage (détermination du mode de gestion à terre, curage/dragage, traitement, valorisation) et de prévenir au mieux les risques de contamination une fois le sédiment extrait de son milieu.

Lors de la gestion à terre des sédiments, les caractéristiques évoluent sous l'influence notamment de la mise en contact avec l'air qui entraîne une oxydation du milieu, des différences de température qui influencent l'activité microbienne du milieu et d'une diminution de la teneur en eau qui entraîne une déshydratation du milieu. Ces réactions en chaîne vont

knowledge of the different waste recovery techniques and also between the literature and the reality of the field. The survey also highlighted another point that had already been revealed by our analysis of the literature and the regulations, namely that traceability is considered a central element in the improvement of all waste reuse sectors. Yet the perception of this traceability varies considerably; differences were observed according to the different practices used for marine and river sediments, with a clearer traceability noted for river sediments. It is important, however, to note that the latter represent a lower volume than marine sediments. Responses to the questionnaire indicated a clear need for the provision of methodological tools and an official recognition of decision-making tools. Many respondents also stressed the need to complete current approaches in research and regulations, which are not considered sufficient. Participants in the survey also highlighted the insufficient characterization of sediments and request additional analyses to evaluate environmental risks.

Chapter 2: "From dredging to onshore management: evolution and changes in sediments, associated pollutants and the receiving environments"

This chapter provides a description and analysis of the main physical, chemical and biological characteristics of sediments. A sediment may contain high levels of contaminants that are not releasable in the natural environmental conditions, but which can become toxic if physico-chemical conditions change during dredging or land disposal. Sediment can adsorb and transform contaminants, modify their bioavailability and transfer them to the water column, soil or groundwater.

During dredging operations, the sediments are placed in direct contact with the water column, which can result in the complete resuspension of sediments in the case of hydraulic dredging. Certain pollutants that were adsorbed during the solid phase may be dissolved in the aqueous phase through the action of complex physico-chemical processes. It is therefore crucial to have a reliable knowledge of sediment contaminants and their characteristics in order to assess their evolution throughout the various stages of a dredging project (determination of the onshore waste management, dredging, treatment, reclamation) and prevent the risk of contamination after the sediment is extracted from its environment.

During the onshore management of sediments, their characteristics are not only influenced by air contact, which leads to the oxidation of the receiving environment, but also by temperature differences that influence the microbial activity of the environment and by decreased amounts of water, resulting in dehydration of the sediment. These chain reactions will also influence contamination. Although dredging projects have to apply current regulations monitoring MTE, PCB, PAH and TBT, the literature shows that other contaminants, such as contaminants of emerging concern or little-known substances on watch lists, are likely to be present in the sediment compartment, and these can cause damage to the environment. However, the absence of appropriate regulations or methodology means that these substances are still not taken into account. Moreover, as demonstrated by a Brazilian study conducted in 2014, the

également avoir une influence sur la contamination. Dans le contexte réglementaire actuel, ce sont essentiellement les ETM, PCB, HAP et le TBT qui constituent le pool de contaminants suivis dans le cadre d'un projet de dragage. Néanmoins, comme le démontre la littérature, d'autres contaminants comme par exemple les substances émergentes ou les substances pertinentes à surveiller (SPAS), sont susceptibles d'être présentes dans le compartiment sédimentaire et donc de causer des dommages à l'environnement. Néanmoins, en l'absence de réglementation ou de méthodologie appropriée, ces substances ne sont pas prises en compte à ce jour. Par ailleurs, comme l'a démontré une étude brésilienne menée en 2014, même si ces contaminants sont présents à des concentrations inférieures aux limites établies par la législation, cela n'exclut pas la mise en évidence d'effets biologiques. Ce résultat rejoint le principe de l'évaluation de risque selon lequel toute substance constitue potentiellement un risque pour l'écosystème.

Selon la valorisation envisagée du sédiment, des pré-traitements et traitements peuvent s'avérer nécessaires. Ces techniques permettent de modifier les caractéristiques physiques du sédiment (séparation granulométrique, déshydratation, ...) et de conditionner le sédiment en vue (i) de son transport, (ii) d'un éventuel traitement, qui permettra de modifier sa nature et sa dangerosité intrinsèque selon des mécanismes physiques, chimiques ou biologiques ou (iii) de sa valorisation. En effet, quelle que soit la filière de valorisation choisie (remblaiement de carrières, régalaage, épandage, ...), les sédiments seront généralement amenés à être traités pour réduire l'impact de la contamination ou modifier certaines propriétés physiques des sédiments. Plusieurs techniques peuvent être appliquées in situ ou ex situ avec une efficacité très variable selon la technique considérée. Ces traitements vont, par ailleurs, générer des conséquences sur le sédiment, qui doivent être prises en compte pour la valorisation.

Une fois extrait de leur milieu d'origine, les propriétés de la matrice sédimentaire évoluent et la mise en dépôt en milieu terrestre entraîne des conséquences sur l'écosystème/le milieu récepteur. En prenant l'exemple des sédiments marins, ces derniers, une fois extraits, vont présenter une texture différente, une mauvaise aération et un faible drainage, rendant les sédiments ni assimilables à un sol, ni acceptables par les sols. Des tests de phytotoxicité réalisés en laboratoire ont par ailleurs démontré que la teneur en sels dans les sédiments marins dragués était un inhibiteur de croissance des graines et que les sédiments devaient subir un prétraitement pour modifier notamment leur texture afin de les rendre plus favorables au développement d'espèces terrestres. En termes de gestion, ces propriétés peu favorables au développement des organismes non-halophiles peuvent être toutefois modifiées par des techniques relativement simples (lessivage à l'eau douce couplée à des mesures de capacité d'échange cationique par exemple).

Un état des lieux sur les conséquences du dragage sur le plan biologique a été mené. En effet, de nombreux organismes peuplent les sédiments dans leur milieu d'origine, qu'ils appartiennent aux microorganismes, à la faune ou encore à la flore benthique. Les conditions de vie sont si particulières (salinité, teneur en oxygène, en nutriments, texture) que les organismes ont développé des mécanismes d'adaptation, c'est pourquoi les modes de vie (fixés, cavernicoles, fouisseurs, ...) et les régimes alimentaires du benthos (suspensivore, filtreur, saprophage, prédateur, ...) sont aussi variés. Le dragage a des impacts directs (morts des individus) et indirects (e.g. du fait de la turbidité observation d'un ralentissement de la croissance des juvéniles et de la baisse des activités photosynthétiques, ...) sur les communautés benthiques. Toutefois, plusieurs études

fact that these contaminants are present at concentrations below the limits established by the legislation does not exclude the possibility of biological effects. This result is consistent with the principle of risk assessment, i.e. that any substance is potentially a risk to the ecosystem.

According to the proposed reuse of the sediment, pre-treatment and treatment of the sediment may be necessary. These techniques make it possible to modify the physical characteristics of the sediment (granulometric separation, dehydration, etc.) and to prepare the sediment before (i) transport (ii) treatment via physical, chemical or biological mechanisms in order to change its nature and reduce its harmfulness or (iii) reuse. Indeed, whatever the type of reuse chosen (backfilling of quarries, grading, spreading on agricultural land, etc.), the sediments will generally have to be treated prior to their use in order to reduce the impact of contamination or modify certain physical properties of the sediments. Several techniques can be applied in situ or ex situ, and the efficiency of these techniques varies greatly. The consequences of these treatments on the sediment must be taken into account for its consequent reuse.

Once the sediment has been extracted from its original environment, the properties of the sedimentary matrix change and the subsequent land disposal of this waste has consequences on the ecosystem/receiving environment. In the example of marine sediments, the different texture, poor ventilation and poor drainage after extraction make these sediments unassimilable and incompatible with the ground soil. Laboratory phytotoxicity tests have also demonstrated that the salt content in dredged marine sediment is a seed growth inhibitor, and that these sediments had to undergo treatment before their use in order to modify their texture and make them more favourable for the development of plant species. These unfavourable properties for the development of non-halophilic organisms can however be modified by relatively simple techniques such as freshwater leaching coupled with measurements of cation exchange capacity.

This study carries out an inventory of the biological consequences of dredging. In fact, many organisms live in sediments in their original environment, including microorganisms, fauna or benthic flora. The particular living conditions they experience, including salinity, oxygen, nutrients and texture, have resulted in the development of adaptive mechanisms by these organisms, explaining why their modes of life (sedentary, cavernicolous or burrowing species), and diets (suspension feeders, filterers, saprophagous, predatory, etc.) are also varied. Dredging has direct impacts (i.e. individual deaths) and indirect impacts (e.g. the observation of slow juvenile growth and decreased photosynthetic activities due to turbidity) on benthic communities. However, several studies suggest that a return to a "normal" situation is possible if sufficient time is allowed. This period may vary depending on the quantity and depth of sediments taken, the technique used, and the initial state of the environment in terms of biodiversity. We hypothesized that once deposited on the ground, most benthic sediment organisms were no longer viable due to changes in their environment (water / air). To our knowledge, there are few, sometimes contradictory studies in both flora and fauna that evaluate the evolution and the ecological succession in these sediment deposits over time. These studies reveal a potential for colonization by organisms present in the vicinity of the receiving environment, and often suggest the treatment of sediments prior to deposit as the raw extracted sediments can not be

laissent à penser qu'un retour à une situation « normale » est envisageable à condition de laisser un temps suffisant, qui peut varier selon la quantité et la profondeur de sédiments prélevés, la technique utilisée, ainsi que l'état initial du milieu en terme de biodiversité. Une fois déposés au sol, nous avons émis l'hypothèse que la plupart des organismes benthiques du sédiment, n'étaient plus viables en raison d'un changement du milieu (eau/air). A notre connaissance, peu d'études (avec en plus une disparité faune / flore) se sont intéressées à l'évolution et aux successions écologiques existantes sur le dépôt au cours du temps. Celles-ci mettent en lumière un potentiel de colonisation par les organismes présents aux alentours du milieu récepteur, avec souvent un besoin de traiter les sédiments en amont du dépôt. En effet, les sédiments extraits, à l'état brut, ne peuvent être considérés comme un sol. Ainsi, les traitements visent surtout à modifier les propriétés physico-chimiques du sédiment pour le rendre plus compatible au milieu récepteur (e.g. texture, degré de salinité, de contamination, ...). Toutefois, la plupart de ces études ont réalisé des tests en laboratoire (principalement des tests de germination), ce qui est peu représentatif de la réalité de terrain. En effet, le succès de colonisation (ou non) dépendra aussi du potentiel écologique présent dans le voisinage du milieu récepteur et des capacités de dispersion des organismes présents.

D'un point de vue général, les successions écologiques (faunistiques et floristiques) qui pourront être observées sur les dépôts sédimentaires dépendent avant tout de la zone dans laquelle est déposé le sédiment et de la qualité de celui-ci. Des pré-traitements sur les sédiments (en termes de salinité, contaminant, ...) pourraient permettre de favoriser le processus de colonisation et le succès de cette colonisation dépendra du potentiel de déplacement des espèces aux alentours du dépôt.

Chapitre 3 : « évaluation des risques pour les écosystèmes (éRé), application à la problématique des sédiments contaminés déposés en milieu terrestre »

Dans ce troisième chapitre, nous nous sommes intéressés aux méthodologies d'éRé et un rappel de la définition de l'éRé, de ses critères d'application et ses différentes architectures méthodologiques ainsi qu'une évaluation de la place des outils biologiques dans le processus d'évaluation ont été proposés. Ces rappels se sont essentiellement basés sur les connaissances apportées par les études « Recherche et validation des critères d'application des méthodologies d'évaluation des risques pour les écosystèmes par leur comparaison et leur application in situ » (Deram et Hayet, 2011) et « Evaluation et acceptabilité des risques environnementaux. Volet 1 : Méthodes d'évaluation, analyse comparative » (Deram et Hayet, 2006) ainsi que les travaux de thèse d'Audrey Hayet sur « L'apport des indicateurs écologiques à la caractérisation des sites contaminés. Application à l'éRé » (2010). De plus, afin d'évaluer les impacts de la mise en dépôt sur le milieu récepteur ainsi que la dynamique évolutive de l'écosystème qui se développera sur le dépôt de sédiment, un recensement des outils et/ou méthodes biologiques, écologiques et écotoxicologiques pertinents a été réalisé.

L'analyse de la littérature scientifique, des retours d'expérience et de la réglementation a mis en évidence une grande variabilité d'utilisation des sédiments en fonction des filières de valorisation. Cette variabilité se traduit par des caractéristiques différentes des sédiments en lien avec leur provenance (différence entre sédiments marins et fluviaux, différence en

considered as a soil. These treatments aim to modify the physico-chemical properties of the sediment to render it more compatible with the receiving environment in terms of texture, degree of salinity, contamination, etc. However, the majority of these studies carried out testing in the laboratory (mainly germination tests), providing results that do not necessarily reflect the environment in situ. Indeed, the success or failure of colonization will also depend on the ecological potential surrounding the receiving environment and the dispersal capacities of the organisms present.

From a general point of view, the ecological successions (faunistic and floristic) that can be observed on sedimentary deposits depend primarily on the area in which the sediment is deposited and on the quality of the sediment. The pre-treatment of sediments to decrease levels of salinity, contaminants or other elements could improve the colonization process, and the success of this colonization will depend on the potential of species to disperse to other areas around the deposit area.

Chapter 3: "The Ecosystem Risk Assessment (ERA), and its application within the context of the land disposal of contaminated sediments"

This chapter discusses ERA methodologies. ERA is defined, then its application criteria and its various methodological structures are discussed, and an evaluation of the role played by biological tools in the evaluation process is provided. These reminders are mainly drawn from the results of the following studies: "Research and validation of criteria for the application of risk assessment methodologies for ecosystems by their comparison and their application in situ" (Deram and Hayet, 2011) and "Assessment and acceptability of environmental risks. Chapter 1: Evaluation methods, comparative analysis" (Deram and Hayet, 2006), as well as the thesis by Audrey Hayet, "The contribution of ecological indicators to the characterization of contaminated sites. Application to ERA" (2010). Finally, a census of all relevant biological, ecological and ecotoxicological tools and/or methods was carried out to assess the impacts of sediment disposal on the receiving environment and the evolutionary dynamics of the ecosystem that will develop on sediment deposits.

The analysis of scientific literature, of the regulatory framework and of feedback from the different environmental actors revealed a high variability in the use of sediments across the different types of reuse. This variability is related to the characteristics of the sediments, which differ according to their origin (marine and river sediments, geographical origin), the type of human activities occurring at the dredging site and the technique chosen for sediments from the dredging site to their final reuse.

The validity of applying ERA for the current reuse scenarios is considered here to determine whether (i) ERA is the most appropriate tool, and (ii) if, so, what the most appropriate approach would be. In order to answer these questions, we defined the constraints and requirements of the seven possible reuse technologies in relation to the sediment and the receiving ecosystem. The substance approach was not included in this analysis. Indeed, the substance is not the main starting point for the evaluation of effects on the ecosystem for any of the reuse processes considered. We

fonction de la provenance géographique), le type d'activités exercées au niveau du site de prélèvements et le parcours suivi depuis le site de dragage jusqu'à la valorisation.

Pour les principaux scénarii de valorisation actuels, la question de l'applicabilité de l'ÉRÉ a été posée afin de déterminer si (i) l'ÉRÉ constitue l'outil le mieux adapté, et (ii) quelle en serait alors l'approche la plus pertinente. Pour répondre à ces interrogations, les contraintes et exigences des sept filières de valorisation envisagées vis-à-vis des sédiments et de l'écosystème récepteur ont été définies. L'approche substance n'a pas été retenue dans le cadre de cette analyse. En effet, pour aucune des valorisations envisagées, la porte d'entrée est une substance dont les effets sur l'écosystème veulent être évalués. Ce sont donc les approches où les effets de (i) la matrice sédimentaire (approche « matrice ») sur un milieu récepteur avec une vision résolument prospective axée plutôt sur les effets de transferts de contaminants vers la faune et la flore ou (ii) de l'aménagement ou de l'ouvrage (approche « site spécifique ») permettant d'englober aussi bien les effets des contaminants entre eux que les effets de la réalisation en elle-même qui ont été retenus.

Cette analyse a constitué un support méthodologique d'ÉRÉ pour les trois scénarii théoriques qui ont été définis afin de confronter nos observations à des situations de terrain. Ces cas théoriques considèrent (i) deux modes de valorisation, l'écomodelé paysager (scénarii 1 et 2) et le régalaie sur berges (scénario 3), (ii) deux types de sédiments, marins (scénario 1) et fluviaux (scénarii 2 et 3), et (iii) des contaminations organiques (TBT ou PCB) ou inorganiques (éléments trace). Les deux approches d'ÉRÉ retenues ont été mises en œuvre, l'approche dite « site-spécifique » pour les scénarios 1 et 2 et l'approche dite « matrice » pour le scénario 3. Ses trois cas théoriques ont été choisis (i) pour prendre en considération les différences fondamentales existant entre les sédiments marins et fluviaux (notamment en termes de caractéristiques et de volumes générés), (ii) pour illustrer les deux approches retenues dans le cadre de la problématique de l'étude, et permettant ainsi une meilleure compréhension de la méthodologie de l'ÉRÉ, et (iii) pour évaluer sa valeur ajoutée par rapport à l'étude d'impact. Il est à noter que ces scénarios d'ÉRÉ proposés dans le cadre de cette étude ont été construits selon des hypothèses raisonnablement majorantes afin de respecter le principe de prudence scientifique.

Les sédiments déposés, quel que soit le scénario étudié, ont été considérés comme un sol ou technosol présentant des propriétés (physico-chimiques et mécaniques) proches ou identiques du sol récepteur. Ce postulat nécessaire pour la conduite de nos scénarios constitue néanmoins une source d'incertitude à considérer dans l'appréciation des risques exprimés. Dans une approche prospective, il convient également d'envisager les facteurs d'évolution de la matrice sédimentaire. A titre d'exemples, nous pouvons citer l'influence de la granulométrie et la teneur en eau sur le développement des individus ou encore le rôle prépondérant de la teneur en matière organique dans l'évolution d'un technosol. Les caractéristiques de la matrice sédimentaire seront donc dépendantes des facteurs pédogéniques et du fonctionnement global de l'écosystème qui se développera sur le dépôt de sédiments. Dans le même temps, l'évolution de ces caractéristiques influencera de facto le comportement des contaminants au sein du dépôt. Ainsi, des incertitudes demeurent sur l'évolution des caractéristiques du dépôt, notamment sur l'évolution de l'activité biologique (racines, faune, microorganismes) et le comportement des polluants, et sur la réaction de la matrice vis-à-vis de facteurs tels que le climat, la végétation ou les organismes vivants présents.

therefore retained the approaches in which the effects of (i) the sedimentary matrix ("matrix" approach) on a receiving environment with a resolutely prospective vision, focused on the effects of transfers of contaminants to the fauna and flora, or (ii) site management (or a "Site-specific" approach) can describe the effects of the contaminants and the effects of the process in itself.

This analysis provided a methodological support for ERA in three theoretical scenarios that were defined in order to compare our observations with in situ situations. These theoretical cases consider (i) two methods of reuse, namely ecological landscape modelling (scenarios 1 and 2) and depositing sediment on river banks (scenario 3), (ii) two types of sediment, namely marine (scenario 1) and river (scenarios 2 and 3), and (iii) organic (TBT or PCB) or inorganic (trace elements) contamination. Two ERA approaches were retained for implementation, i.e. the so-called "site-specific" approach for scenarios 1 and 2, and the "matrix" approach for scenario 3. These three theoretical cases were chosen (i) to take into account the fundamental differences between marine and river sediments (in particular in terms of characteristics and volumes) (ii) to illustrate the two approaches that had been chosen within the study context, thus allowing a better understanding of ERA methodology, and (iii) to evaluate the added value of an ERA approach in relation to the impact study. It should be noted that the ERA scenarios proposed in this study are based on widely accepted hypotheses in order to comply with the principle of scientific caution.

For all scenarios studied, the deposited sediments were considered as a soil or technosol with similar (physicochemical and mechanical) properties to those of the receiving soil. This necessary postulate for the conduct of our scenarios is however a source of uncertainty for the evaluation of risk assessment. A prospective approach also requires the consideration of the evolution factors in the sediment matrix. Examples include the influence of particle size and water content on the development of individuals, or the predominant role of organic matter content in the evolution of a technosol. The characteristics of the sedimentary matrix will therefore be dependent on pedogenic factors and on the overall functioning of the ecosystem developing on the sediment deposit. At the same time, the evolution of these characteristics will de facto influence the behaviour of the contaminants found in the sediment. Uncertainties therefore remain regarding how the characteristics of the deposit evolve, and particularly the evolution of biological activity (roots, fauna, microorganisms) and the behaviour of the pollutants, as well as the reaction of the matrix in response to factors such as climate, vegetation or living organisms.

For the purpose of the exercise, ERAs were conducted by considering randomly selected concentrations of contaminants. These are equivalent to the median (Scenarios 1 and 2) or mean (Scenario 3) values recorded in Padox & Hennebert's studies on freshwater and marine sediments. These concentrations were presumed to be higher than those of the characteristic pedogeochemical makeup of the disposal site, thus making it possible to consider trace elements at ground level.

The hypothesis of ecological landscape using sediments resulting from different maintenance dredging sites was chosen for scenarios 1 and 2, using port sediments for scenario 1 and fluvial sediments for scenario 2. The final material was a composite matrix composed of more than 90% sediment without the addition of any other materials.

Pour les besoins de l'exercice, les éRé ont été menées en considérant des concentrations en contaminants choisies de manière arbitraire. Celles-ci sont équivalentes aux valeurs médianes (scénarii 1 et 2) ou moyennes (scénario 3) des études de Padox & Hennebert sur les sédiments d'eau douce et marins. Les concentrations choisies dans le cadre de ce cas pratiques ont permis de considérer la présence d'éléments traces au niveau du sol, ces concentrations étant supposées supérieures au fond pédogéochimique caractéristique du lieu d'implantation de la valorisation.

Pour les scénarios 1 et 2, l'hypothèse d'un éco-modélé paysager réalisé à partir de sédiments issus de différents dragages d'entretien a été retenue : des sédiments d'origine portuaire pour le scénario 1 et fluviale pour le scénario 2. Le matériau a été assimilé à une matrice composite composée à plus de 90 % de sédiments sans recours à des matériaux annexes. Pour ces scénarios, nous avons également considérés que les sédiments avaient été stockés temporairement en vue de leur valorisation et avaient subi une période de ressuyage afin de les rendre pelletables et donc transportables, mais également conformes aux normes géotechniques.

La caractérisation du risque pour les sédiments portuaires et d'eau douce a permis d'identifier que le mercure et le zinc pouvaient engendrer un risque pour les invertébrés du sol, les quotients de risque étant supérieurs à 1. De plus, dans le cas des sédiments portuaires, le TBT s'est révélé comme le contaminant le plus susceptible de provoquer un risque pour l'écosystème terrestre (indice calculé autour de 20). Les autres contaminants caractéristiques des sédiments envisagés dans ces cas d'étude (cadmium, plomb) ne semblent pas entraîner de risque au regard des quotients inférieurs à 1, ceci même dans les conditions majorantes choisies dans le cadre de ce scénario (non recours à des matériaux annexes) ; toutefois certains sont proches de 1 pour la flore (notamment pour le plomb). Le zinc pour les sédiments d'eau douce et le TBT pour les sédiments portuaires sont les plus susceptibles de provoquer un dépassement des seuils S1 ou N1, ces dépassements faisant alors envisager une gestion à terre. Pour compléter cette approche, une évaluation de l'influence de la contamination sur l'écosystème susceptible de se développer sur l'éco-modélé paysager a été réalisée en utilisant ces valeurs S1 et N1 afin d'en appréhender la valeur protectrice pour les écosystèmes terrestres, et ce toujours selon les mêmes hypothèses majorantes et sans traitement autres que ceux envisagés afin de rendre le matériau pelletable, transportable et conforme aux normes géotechniques. D'après les résultats de ce nouveau calcul de risque, certains éléments traces, le TBT dans le cas de sédiments portuaires et les PCBs pour les sédiments fluviaux engendreraient un risque pour l'écosystème terrestre, et en particulier pour la biocénose en contact direct et permanent avec le sol, c'est-à-dire les végétaux et/ou les invertébrés du sol. Toutefois, ces résultats demandent à être confirmés analytiquement, en mesurant la migration réelle de cette contamination depuis le sol jusque ces premiers maillons. En effet, la contamination en éléments trace des sols est susceptible de perturber l'activité biologique des sols et donc d'entraîner à long terme des conséquences néfastes sur le fonctionnement global de l'écosystème, le délai et l'intensité d'expression de ces effets pouvant être influencés par les caractéristiques de la plantation. La présence de contaminants inorganiques ou organiques (TBT et/ou PCBs) est susceptible d'engendrer également des effets à long terme, notamment pour les espèces en bout de chaîne alimentaire en raison du caractère bioaccumulable et/ou bioamplifiable de ces substances. Des quotients de risque pour les prédateurs

For these scenarios, we considered that the sediments had been temporarily stored before reuse and had undergone a period of dewatering to make them pelletable, transportable and conform to geotechnical standards.

Risk characterization for port and freshwater sediments identified mercury and zinc as potential risks to soil invertebrates, with risk quotients values above 1. In port sediment, TBT was found to be the most likely contaminant to cause a risk to the terrestrial ecosystem, with an index of around 20. There appears to be little risk linked to other contaminants that are characteristic of sediments considered in these study cases (cadmium, lead) given the values below 1, even under the prevailing conditions chosen under this scenario (i.e. no use of other materials). It is however important to note that some values are close to 1 for flora (particularly lead). The contaminants that are the most likely to cause sediments to exceed S1 or N1 thresholds are zinc for freshwater sediments and TBT for port sediments, suggesting that the onshore management of these sediments would be appropriate. To complete this approach, we used these S1 and N1 values to assess the influence of contamination on the ecosystem that was likely to develop on the ecological landscape model in order to understand the protective value for the terrestrial ecosystems. This was achieved following the same commonly accepted hypotheses, without any other treatment than the preparation of sediments to make them pelletable, transportable and conform to geotechnical regulations. The results of this new risk calculation reveal that some trace elements, TBT in the case of port sediments and PCBs for river sediments, would pose a risk to the terrestrial ecosystem and in particular to biotic communities that are in direct and permanent contact with the soil, i.e. plants and/or soil invertebrates. However, these results need to be analytically confirmed by measuring the migration levels of this contamination from the soil to these first links of the food chain. The contamination of soil by trace elements is likely to disrupt the biological activity of soils and thus lead to long-term adverse effects on the overall functioning of the ecosystem, with the time and intensity of contaminant effects possibly being influenced by planting methods and timing. The presence of inorganic or organic contaminants (TBT and /or PCBs) is also likely to produce long-term effects, particularly for animals at the end of the food chain due to the bioaccumulative and / or biomagnifying nature of these substances. Risk quotients for predators would help to verify this hypothesis. However, the species found at the end of the food chain have not been identified in the theoretical cases of this study, nor has their exposure to the contaminants been quantified. These two parameters should be evaluated on a case by case basis according to the characteristics of the area where the sediment is reclaimed.

Scenario 3 allowed the implementation of a "matrix" approach, and also permitted the consideration of the role and importance of reference values. Risk quotients were calculated from two types of reference values: Eco-SSL (US EPA) and the Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec (CEAEQ) reference values for terrestrial receptors. There was a great variability between these different reference values, resulting in a large disparity in the calculated risk. However, both showed a risk for ecosystems. These observations confirm the importance of considering uncertainties in the interpretation of risk indices and the necessity of considering risk indices as a risk indicator that can guide managers towards complementary investigations and / or management measures. Finally, in

permettraient de vérifier cette hypothèse. Cependant, ces espèces de bout de chaîne alimentaire dans le cadre de ce cas théorique n'ont pas été déterminées et l'exposition n'a pas été quantifiée, ces deux paramètres étant à évaluer au cas par cas selon les caractéristiques du lieu d'implantation de la valorisation des sédiments.

Le scénario 3 a, outre la mise en application d'une approche « matrice », permis de discuter la place et l'importance des valeurs de référence. Des quotients de risque ont été calculés à partir de deux types de valeurs de référence : les Eco-SSL de l'US-EPA et les valeurs de référence pour les récepteurs terrestres du Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec (CEAEQ). Une grande variabilité entre ces différents valeurs de référence a été constatée, ce qui a abouti à une grande disparité dans le risque calculé, avec néanmoins pour chacune l'expression d'un risque pour les écosystèmes. Ces observations confortent l'importance de considérer les incertitudes dans l'interprétation des indices de risque et d'envisager ces derniers comme un indicateur de risque pouvant orienter les gestionnaires vers des investigations complémentaires et/ou des mesures de gestion adaptées. Enfin, au regard de la variabilité des valeurs de référence et en l'absence de recommandations officielles, il apparaît pertinent d'établir un logigramme de décision afin de préciser et de simplifier pour les gestionnaires le choix parmi ces valeurs, comme cela a été établi pour les évaluations des risques sanitaires dans le cadre d'étude d'impact et ou de la gestion des sites et sols pollués.

Ces cas théoriques ont permis également d'étudier la représentativité des valeurs guides (N1, N2, S1) pour les sédiments gérés à terre. N1 et N2 résultent principalement de traitement statistique de données physico-chimiques tandis que S1 fait référence à des valeurs plutôt déterminées sur une base écotoxicologique. Il est à noter que cette valeur de S1 est également utilisée comme seuil pour le protocole de l'évaluation de la propriété HP 14, et ce quelle que soit l'origine fluviale ou marine des sédiments. Des valeurs du seuil S1 pour certains contaminants apparaissent comme susceptibles d'entraîner des effets néfastes sur les invertébrés du sol et/ou les végétaux. Des investigations supplémentaires pour ces contaminants (mercure, zinc, PCBs, TBT) seraient nécessaires afin de déterminer dans quelles mesures les écosystèmes terrestres sont effectivement impactés lorsque des sédiments présentant ce profil de « contamination » sont gérés à terre. Certains contaminants des sédiments connus pour leur caractère bioaccumulable et/ou bioamplifiable (PCBs, TBT ou mercure) ont obtenu des quotients de risque supérieurs à 1 dans les caractérisations du risque, voire bien supérieur à 1 dans le cas du TBT.

Pour apprécier la faisabilité de l'éRé, il a également été nécessaire de réfléchir au positionnement de l'éRé par rapport à l'étude d'impact en mettant en avant les avantages et les inconvénients des sédiments, mais aussi en soulignant la complémentarité des deux approches même si à ce jour, seule l'étude d'impact est reconnue sur le plan réglementaire. Autre point important à considérer : le statut scientifique du sédiment dragué. Peut-on le considérer comme un sol dès lors qu'il est géré à terre ? Encore aujourd'hui c'est un sujet qui fait toujours l'objet de débats au sein de la communauté scientifique. De nombreux paramètres doivent être pris en compte comme les caractéristiques physico-chimiques, en particulier la granulométrie ou la salinité, la végétalisation et enfin l'influence des facteurs pédogéniques, qui vont contribuer à les faire évoluer.

Outre la nécessité de poursuivre les recherches sur l'évolution du comportement des sédiments, et notamment des substances

view of the variability of reference values and in the absence of formal recommendations, it seems pertinent to establish a decision logic enabling managers to clarify and simplify their choice, as already implemented for health risk assessments in the context of impact assessment and / or management of polluted sites and soils.

These theoretical cases also made it possible to study how far the guide values (N1, N2, S1) are representative of sediments managed on land. N1 and N2 result mainly from the statistical treatment of physicochemical data, whereas S1 refers to values determined from ecotoxicological data. It should be noted that the S1 value is also used as threshold in the evaluation protocol for HP 14, regardless of whether the sediments originate from river or marine dredging. S1 threshold values in certain contaminants appear likely to cause adverse effects on soil and / or plant invertebrates. Additional investigations for these contaminants (mercury, zinc, PCBs, TBT) are needed to determine how far terrestrial ecosystems are impacted by the onshore management of sediments with this "contamination" profile.

Certain contaminants found in sediments are known to be bioaccumulative and / or biomagnifiable (PCBs, TBT or mercury), and have obtained risk quotients greater than 1 in the risk characterizations, with values well above 1 in the case of TBT.

This study assessed the use of ERA as a tool to evaluate the impact of polluted sediments on the terrestrial environment by comparing ERA and impact studies in light of the advantages and disadvantages of sediments. It is also important to stress that the two approaches are complementary, although the impact study is the only recognised tool within the regulatory framework to date. Another important point to consider is the scientific status of dredged sediment. Can it be considered a soil when it is managed on land? This remains a subject of debate within the scientific community. Numerous parameters have to be taken into account such as physicochemical characteristics, and particularly particle size, salinity, the presence of plants and finally the influence of pedogenic factors, which will contribute to the evolution of sediment characteristics.

This study demonstrates the need for further research on the evolution of sediment behaviour, and particularly the substances found in the extracted matrix. It also highlights the necessity to deepen our understanding of the state and evolutionary dynamics of the ecosystems developing on structures and developments composed of dredged sediments. Current approaches focus primarily on the effects on the receiving environment (the subject of the impact study), and the majority of scenarios described in the literature consider the risks of contaminant migration to surface or underground water systems. There are very few descriptions of effects on the ecosystems that develop on sediment-based structures, and indeed these structures are rarely described, with the few examples found in the literature generally describing one or two ecological groups such as flora and micro-organisms. As demonstrated by the theoretical cases developed in this study, ERA can be a reliable tool to provide answers at the ecosystemic level, although this must be confirmed in studies applying ERA to in situ study scenarios. This would provide managers with a decision-making tool that would contribute to the success of ecologically oriented projects such as ecological modelling, the success of which is largely dependent on the sustainability of the ecosystem.

présentes dans la matrice extraite, cette étude a également démontré la nécessité de mieux connaître l'état et la dynamique évolutive des écosystèmes se développant sur les ouvrages ou aménagements réalisés à partir de sédiments dragués. Actuellement, les démarches ciblent davantage les effets encourus par le milieu récepteur (objet de l'étude d'impact) et la plupart des scénarii décrits dans la littérature envisagent le plus souvent les risques de migrations vers les systèmes aquatiques (de surface ou souterrain). L'évaluation des effets encourus par l'écosystème se développant sur l'ouvrage ou l'aménagement en lui-même est très peu décrite, les quelques exemples retrouvés dans la littérature concernent le plus souvent un ou deux groupes écologiques (flore, micro-organismes). Comme l'ont démontré les cas théoriques élaborés pour l'éRé, l'éRé peut constituer un outil susceptible d'apporter des réponses à l'échelle de l'écosystème, même s'il est toutefois nécessaire de corroborer cette hypothèse par une mise en application de l'éRé à de réels scénarios d'étude. Cela permettrait d'apporter aux gestionnaires un outil d'aide à la décision contribuant à la réussite de projets à connotation écologique comme les éco-modèles paysagers, cette réussite étant en grande partie tributaire de la pérennité de l'écosystème.

Pour compléter ou amender les réponses apportées par l'éRé, des indicateurs écologiques peuvent être envisagés, en répondant préalablement à la question de l'assimilation du sédiment à un sol, le programme bioindicateurs de la qualité des sols de l'ADEME pouvant constituer une aide efficace pour l'appréciation de la qualité des dépôts de sédiments en milieux terrestres.

Enfin, la problématique des sédiments extraits et déposés peut être étendue à des sources autres que les dragages et curages, même si ceux-ci génèrent de moins importants volumes de sédiments. Il existe en effet des ouvrages et installations dont l'entretien nécessite l'extraction et la gestion de matrices potentiellement contaminées (bassins routiers ou bassins d'infiltrations des eaux pluviales par exemple). Au fond de ces bassins, l'accumulation de particules engendre la formation d'une matrice sédimentaire potentiellement contaminée dont l'extraction s'avère souvent nécessaire afin de garantir le bon fonctionnement de l'ouvrage. La gestion de ces sédiments extraits et potentiellement contaminés soulève des questions similaires à celles abordées dans le cadre de la présente étude, à savoir sur l'évolution de la matrice sédimentaire et de sa contamination, les effets de cette matrice sur l'environnement et notamment les écosystèmes. Dans ce contexte, il pourrait être intéressant d'évaluer la faisabilité et l'apport des méthodologies d'éRé à ces ouvrages.

Ecological indicators can also be considered to complement or amend the answers provided by the ERA concerning the addition of the sediment to a soil. In this respect, ADEME's soil quality bioindicators program may constitute an efficient means to assess the quality of sediment deposits in terrestrial environments.

Finally, the context of how extracted and deposited sediments are treated can be extended to other areas than dredging, which generate smaller volumes of sediment. This includes structures and installations that require maintenance through the extraction and management of potentially contaminated matrices, such as road drainage basins or stormwater ponds. The accumulation of particles at the bottom of these basins causes the formation of a potentially contaminated sedimentary matrix which often needs removing to guarantee the correct functioning of the structure. The management of these extracted and potentially contaminated sediments raises questions similar to those addressed in this study, namely how the sediment matrix and its contaminants evolve, and what effects of this matrix has on the environment, and particularly on ecosystems. In this context, it may be interesting to assess the feasibility and possible contribution of ERA methodologies.