



HAL
open science

DIESE : Outils de Diagnostic de l'Ecotoxicité des Sédiments : Définition d'une stratégie graduée d'évaluation des risques écologiques pour les sédiments de retenues

Marc Babut, B. Ferrari, J.F. Féraud, S. Devin, R. Charlatchka

► To cite this version:

Marc Babut, B. Ferrari, J.F. Féraud, S. Devin, R. Charlatchka. DIESE : Outils de Diagnostic de l'Ecotoxicité des Sédiments : Définition d'une stratégie graduée d'évaluation des risques écologiques pour les sédiments de retenues. [Rapport de recherche] irstea. 2012, pp.57. hal-02597139

HAL Id: hal-02597139

<https://hal.inrae.fr/hal-02597139>

Submitted on 15 May 2020

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

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

Projet ANR-07-ECOT-079400111
**DIESE – Outils de Diagnostic de
l'Ecotoxicité des Sédiments**
Programme PRECODD 2007

**Livrable 7. Définition d'une stratégie graduée d'évaluation
des risques écologiques pour les sédiments de retenues**

.....

Coordonné par Marc BABUT^a

Avec la participation de Benoit FERRARI^a, Jean-François FERARD^b, Simon DEVIN^b, Rayna
CHARLATCHKA^c

^a Irstea, UR MALY, 3 bis Quai Chauveau – CP220, F-69336 LYON

^b LIEBE - CNRS UMR 7146

^c EDF R&D - LNHE

AGENCE NATIONALE DE LA RECHERCHE
ANR



Résumé :

Ce document décrit un schéma d'évaluation par étapes (approche graduée) pour des sites d'accumulation de sédiments en eau douce. Dans un premier temps, il présente un état de l'art des schémas d'évaluation développés dans différents pays, en organisant la présentation par type de démarche. Un premier type, dont le modèle est la TRIADE, consiste à évaluer le danger des sédiments en accumulant des « éléments de preuve » (LOE) prédéfinis ; les options de gestion proposées à la fin du processus d'évaluation dépendent des résultats. Dans le deuxième type, la démarche d'évaluation se développe à partir des options de gestion, et les mesures constituant les LOE sont adaptées aux options de gestion à évaluer.

La démarche d'évaluation développée dans le cadre du projet DIESE est une démarche générique, adaptable à différentes situations, sédiments de retenue, sites contaminés etc. Elle se décompose en 4 étapes (préliminaire, screening, évaluation détaillée, évaluation poussée), et s'articule autour de 3 LOE : toxicité vis à vis du benthos, accumulation de contaminants dans le benthos (écotoxicité pour les organismes de niveaux trophiques supérieurs), et impacts sur les communautés de macroinvertébrés. A l'étape de screening, l'évaluation passe par des analyses de contaminants prioritaires dans le sédiment brut (tamisé à ≤ 2 mm), complétées le cas échéant par une batterie de 3 microbiotests (Microtox[®] phase solide – protocole adapté pour prendre en compte l'effet de la granulométrie ; Luminotox[®] ; Ostracodtoxkit[®]). Les résultats d'analyse de contaminants sont utilisés comme « proxies » de la toxicité vis à vis des organismes benthiques et l'accumulation aux niveaux trophiques supérieurs. A l'étape 2 sont mis en œuvre une batterie de microbiotests impliquant un insecte (larve de *Chironomus riparius*), un crustacé (*Gammarus fossarum*) et un mollusque gastéropode (*Potamopyrgus antipodarum*), chez qui sont mesurés différents traits relatifs à la survie et à la reproduction, des analyses de contaminants bioaccumulables dans la macrofaune benthique (oligochètes ou chironomes), et le cas échéant des relevés de macrofaune benthique privilégiant les habitats et traits bioécologiques sensibles (reproduction, alimentation, taille, affinité au substrat, statut trophique, mode de dispersion).

La troisième partie du rapport présente des essais d'application partielle de la démarche, et montre notamment que les mesures proposées à l'étape de screening permettent de classer correctement les sédiments testés, puisque l'interprétation des analyses de contaminants prioritaires est en accord avec les résultats des batteries de microbiotests et de microbiotests pour les classes de faible et forte contamination. Différents indices de contamination ont également été testés ; le plus simple (quotient moyen) s'avère aussi le plus sensible aux variations de contamination. De même, des indices applicables aux microbiotests sont présentés et discutés. In fine, la confrontation des différents outils montre une bonne convergence des réponses pour les classes de faible et forte contamination, et des résultats plus contrastés pour les classes de contamination moyenne, ce qui était attendu et justifie la mise en œuvre de différents outils pour évaluer l'écotoxicité. Au total la démarche d'évaluation élaborée au cours de ce projet fonctionne de manière satisfaisante pour les LOE retenues.

Mots-clés :

Sédiments – Ecotoxicité – Bioaccumulation – Bioamplification – Critère – Seuil – Indice – Danger – Démarche d'évaluation

Abstract :

This report describes a tiered sediment assessment framework, targeting sites where freshwater sediments tend to accumulate. It first presents a state of the art of existing assessment frameworks, which belong to two broad types: in the TRIADE type, the hazard is estimated on the basis of pre-defined "lines of evidence" (LOE). In this case the appropriate management option is selected at the end of the assessment process, depending of the results. In the second type, the management option determines the assessment and measurement endpoints, to a certain extent.

The DIESE assessment framework is a frame which can be adapted to different situations, such as dams or contaminated sites. This frame includes 4 tiers (preliminary, screening, detailed and in depth). 3LOE are involved overall, namely toxicity towards benthic organisms, bioaccumulation, biomagnification and secondary poisoning, and effects on communities. The "screening" tier relies upon the analysis of priority substances in raw sediment, completed by a battery of 3 microbiotests (Microtox[®] - solid phase, with an adjusted protocol so as to account for grain size influence; Luminotox[®] ; Ostracodtoxkit[®]). The results of these analyses are used to predict toxic effects on benthic organisms, and bioaccumulation at higher

trophic levels. At tier 2, a battery of microbio-tests is deployed, which includes an insect (*Chironomus riparius*), a crustacean (*Gammarus fossarum*) and a gastropod mollusc (*Potamopyrgus antipodarum*). Endpoints cope with survival and reproduction. For the bioaccumulation LOE, the substances of concern would be analyzed in field organisms, either chironomids or oligochaetes. Finally field surveys of benthic communities, focusing on sensitive habitats and bio-ecological traits (reproduction, diet, size, affinity to the substrate, trophic status, dispersion mode) would constitute the third LOE.

The third part of the report presents attempts to apply parts of this framework to field sediments. It shows that the measurements performed at tier 1 (screening) allow to correctly classify these sediments, as the interpretation of chemicals measurements agrees quite well with the results of both microbio-tests and macrobio-tests batteries for low and high classes of contamination. Various contamination indices were also tested. The simplest one (mean quotient) was also the most sensitive to contamination variability. The different tools developed within DIESE show a good convergence for low and high classes of contamination, and more divergent for intermediary contamination classes. This was expected, and justifies the deployment of complementary tools for toxicity assessment. Overall the framework developed during this project seems to work satisfactorily for the selected LOEs.

Keywords :

Sediment – ecotoxicity – bioaccumulation – biomagnification – criteria – threshold – index – hazard – assessment framework.

SOMMAIRE

1	INTRODUCTION	5
2	LES DEMARCHES D'ÉVALUATION DES DANGERS OU DES RISQUES ENVIRONNEMENTAUX DES SEDIMENTS EN PLACE : REVUE BIBLIOGRAPHIQUE	6
2.1	CADRE CONCEPTUEL DE L'ÉVALUATION DES RISQUES POUR LES ECOSYSTEMES.....	6
2.2	CONCEPTS, DEMARCHES APPLIQUEES AUX SEDIMENTS	7
2.2.1	<i>Démarches inspirées par le concept triade</i>	<i>7</i>
2.2.2	<i>Démarches déterminées par l'option de gestion.....</i>	<i>9</i>
2.2.3	<i>Démarches comparatives.....</i>	<i>10</i>
2.3	SCHEMAS GRADUES UTILISANT DES « NORMES DE QUALITE » EN PREMIERE ETAPE.....	12
2.4	SCHEMAS GRADUES UTILISANT DES OUTILS BIOLOGIQUES EN PREMIERE ETAPE	13
2.5	DE LA MESURE AU CLASSEMENT, VOIRE AU RISQUE	13
2.6	CARACTERISATION DE L'INCERTITUDE	14
3	CONSTRUCTION D'UNE DEMARCHE D'ÉVALUATION GRADUEE.....	17
3.1	METHODE	17
3.2	DESCRIPTION DES ETAPES.....	19
3.2.1	<i>Etape 0 – revue des informations disponibles.....</i>	<i>19</i>
3.2.2	<i>Etape 1 – Analyse de contaminants prioritaires dans le sédiment brut</i>	<i>20</i>
3.2.3	<i>Etape 2 - Evaluation du danger à l'aide d'une batterie d'outils biologiques.....</i>	<i>32</i>
3.2.4	<i>Etape 3</i>	<i>34</i>
4	ESSAI D'APPLICATION (ETUDES DE CAS).....	35
4.1	OBJECTIF	35
4.2	DONNEES DISPONIBLES.....	35
4.3	ETAPE 1	35
4.3.1	<i>Classement des sites sur la base des données de chimie</i>	<i>36</i>
4.3.2	<i>Comparaison du classement sur la base de la chimie et des tests de toxicité.....</i>	<i>39</i>
4.3.3	<i>Indices d'écotoxicité (microbiotests).....</i>	<i>40</i>
4.3.4	<i>Potentiel d'accumulation</i>	<i>41</i>
4.3.5	<i>Synthèse de l'étude de cas étape 1</i>	<i>42</i>
4.4	ETAPE 2	42
4.5	COHERENCE DE LA DEMARCHE D'ÉVALUATION : CONVERGENCE DES LOE CONTAMINATION ET ECOTOXICITE.....	43
5	SYNTHESE ET RECOMMANDATIONS	45
5.1	DEMARCHES D'ÉVALUATION	45
5.2	CRITERES D'INTERPRETATION	46
5.3	PERSPECTIVES ET RECOMMANDATIONS	47
Annexes		
ANNEXE 1	DESCRIPTION DE LA TACHE & LIVRABLES	49
ANNEXE 2	REFERENCES.....	50
Liste des tableaux		
Tableau 1	- Sources d'erreurs et d'incertitudes pour les mesures et essais sur sédiments (d'après (Batley <i>et al.</i> , 2002)	16
Tableau 2	- Substances prioritaires au titre des directives issues de la DCE à analyser dans le sédiment (E.C., 2008 , 2012)	21
Tableau 3	- Revue de BSAF expérimentaux pour des substances du Tableau 2.....	22
Tableau 4	- compilation de TMF pour quelques substances organiques persistantes : PBDE, PCB, HCB, HBCDD	25
Tableau 5	- Critères de danger pour quelques substances organiques prioritaires ou non ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ ps)	27
Tableau 6	- Critères de danger pour quelques éléments-traces prioritaires ou non (mg.kg^{-1} ps).....	28

Tableau 7 - Seuils de toxicité chronique dans l'eau ($\mu\text{g.l}^{-1}$) pour 6 éléments trace en fonction de la dureté (USEPA, 2005)	29
Tableau 8 – Classes de toxicité (définies dans le livrable DIESE n°3)	30
Tableau 9 – Traits et valeurs de référence sélectionnés pour les microbiotests	33
Tableau 10 – Sites tests du projet DIESE	35
Tableau 11 – Classement des échantillons sur la base des TEC et PEC (MacDonald <i>et al.</i> , 2000)	36
Tableau 12 – Comparaison de trois indices de contamination	37
Tableau 13 – Comparaison d'indices de toxicité	41
Tableau 14- Cohérence des LOE : classifications hiérarchiques (CAH)	43
Tableau 15 – Proposition de classement opérationnel des sites	44
Tableau 16 – Récapitulatif des outils mis en œuvre pour l'évaluation écotoxicologique des sédiments	46

Liste des figures

Figure 1 - Approche graduée en Ontario, d'après (E.C. et OME, 2007)	8
Figure 2 - Approche graduée pour le dépôt en eau douce aux USA, d'après (USEPA et USACE, 1998)	9
Figure 3 – Cadre de travail pour déterminer l'acceptabilité environnementale d'alternatives pour la gestion des matériaux dragués (d'après (USEPA et USACE, 2004)	11
Figure 4 - Démarche proposée en France pour les matériaux de dragage en eau douce (Babut <i>et al.</i> , 2004)	12
Figure 5 - Logigramme de la démarche applicable aux sédiments en place	18
Figure 6 – Modèle conceptuel générique	19
Figure 7 – Comparaison des indices HQ_{PEC} (MacDonald <i>et al.</i> , 2000) et HQ_C (Piva <i>et al.</i> , 2011)	38
Figure 8 – Comparaison de l'indice HQ_{PEC} (MacDonald <i>et al.</i> , 2000) et de l'indice SQL (Grapentine <i>et al.</i> , 2002b)	39
Figure 9 – Dendrogramme des réponses des microbiotests	39

Définition d'une stratégie graduée d'évaluation écotoxicologique pour les sédiments de retenues

1 INTRODUCTION

L'objectif assigné à cette tâche est d'élaborer un schéma d'évaluation par étapes (approche graduée) pour des sites d'accumulation de sédiments, qui soit pertinent vis à vis de la réglementation et de la protection de l'environnement.

Les démarches par étapes¹ prédominent dans les publications, parce qu'elles présentent, au moins théoriquement, trois avantages : (1) ordonnancer de manière logique les outils de diagnostic, (2) optimiser l'allocation des ressources mises en œuvre pour ce diagnostic à la capacité de décision (Hill *et al.*, 2000), et (3) faciliter l'interaction entre évaluateurs et parties prenantes dans la décision (Power et McCarty, 1998).

Le deuxième avantage s'obtient par l'application de conclusions, ou critères de décision, prédéfinies, inclusives ou exclusives, aux situations évaluées : par exemple « pas de risque », « risque important », « risque potentiel mais non quantifiable ». Dans ce dernier cas, la démarche d'évaluation passe à une étape supplémentaire, mettant en œuvre des moyens (outils) plus sophistiqués. L'un des enjeux importants de la construction des schémas tient donc à la capacité à formuler ces critères de décision.

Une caractéristique importante de ces démarches d'évaluation par étapes, qui explique d'ailleurs en partie leur variété, est leur lien avec les objectifs de gestion. L'étroitesse de ce lien est une des conditions de la pertinence des évaluations, comme le choix des « outils » mobilisés.

Le troisième point (faciliter l'interaction entre évaluateurs et parties) requiert de plus en plus l'attention, et amène à susciter ces interactions (échanges) le plus à l'amont des projets qu'il est possible (Ohlson et Serveiss, 2007). Cependant, beaucoup des éléments décrits dans la section 2 ci-dessous ont été conçus avant que cette exigence d'interactions entre parties ne devienne importante.

EDF² a périodiquement à gérer des sédiments accumulés dans les ouvrages dont il est concessionnaire, pour une meilleure exploitation ou pour des raisons de sécurité. Les options de gestion couramment envisagées dans ce cas sont :

1. La gestion par chasse pour assurer le transport des matériaux solides.
2. Le rejet en eau libre par pompage - dilution de sédiments. Cette option ne peut être envisagée que si les matériaux ne constituent pas un risque pour les organismes du milieu aquatique récepteur.
3. Le dépôt sur sol (stockage sur site confiné ou non, régilage, ...) lorsque les sédiments ne présentent pas un danger pour les organismes du sol et des eaux (souterraines - par infiltration, et de surface - par ruissellement). Cette option est plus rare, en raison de la difficulté à définir la dangerosité des sédiments mis à terre.

Un autre motif d'évaluation des sédiments résulte de besoins de restauration des sites aquatiques contaminés pour répondre aux objectifs de bon état écologique des plans d'eau conformément à la DCE. Ce type d'évaluation n'est pas encore très répandu.

¹ *tiered frameworks* dans la littérature de langue anglaise

² partenaire de DIESE à part entière, directement utilisateur des résultats

2 LES DEMARCHES D'ÉVALUATION DES DANGERS OU DES RISQUES ENVIRONNEMENTAUX DES SEDIMENTS EN PLACE : REVUE BIBLIOGRAPHIQUE

2.1 Cadre conceptuel de l'évaluation des risques pour les écosystèmes

Assez généralement, qu'il s'agisse de substances chimiques ou de sites contaminés, le cadre de référence de l'évaluation des risques pour les écosystèmes dérive de celui élaboré par l'USEPA dans les années 1990 (USEPA, 1998). Ce cadre comporte trois phases : (1) Formulation du problème, (2) Analyse, (3) Caractérisation des risques. Il ne faut pas confondre ces phases avec les étapes des démarches (schémas) d'évaluation : les trois phases formulation du problème, analyse, caractérisation des risques, se retrouvent à chacune des étapes.

4. *formulation du problème* : il s'agit de préciser les objectifs, puis de planifier la réalisation de l'évaluation, à travers une revue détaillée des données disponibles. Les produits de cette phase sont (a) des « éléments à évaluer »³ pour l'écosystème considéré, (b) un modèle conceptuel qui décrit les relations entre le stressor (substances chimiques, sédiment contaminé ...) et ces éléments à évaluer, et (c) un plan d'analyse.
5. *analyse* : cette phase consiste à produire les données selon le plan convenu à la phase précédente, pour les deux composantes du risque, l'exposition et le danger.
6. *caractérisation du risque* : phase finale du processus, où il convient également d'évaluer les incertitudes associées au risque estimé, et de communiquer les résultats aux « gestionnaires » (commanditaires de l'évaluation).

En principe, il ne saurait y avoir d'évaluation de risque sans estimation de l'incertitude associée. L'incertitude apparaît dès la première étape de la démarche d'évaluation (USEPA, 1998); il y a des sources d'incertitude pratiquement à chaque phase. Par exemple, lors de l'élaboration du modèle conceptuel, les principales sources d'incertitude proviennent

- du manque de connaissances sur le fonctionnement des écosystèmes,
- de l'oubli (non prise en compte, méconnaissance) de certains stressors,
- de difficultés conceptuelles pour identifier et mettre en relation les paramètres temporels et spatiaux,
- des effets « secondaires » (dus aux « métabolites », ou les effets non connus des composés étudiés),
- ainsi que les simplifications de la réalité que l'on doit s'imposer pour que l'évaluation soit faisable (sur ce point, cf. aussi (Vorhees *et al.*, 2002).

A la phase d'analyse, l'incertitude est principalement liée aux mesures effectuées (erreur de mesure), et à la variabilité intrinsèque des paramètres mesurés, notamment lorsqu'il s'agit de mesures biologiques. Enfin, à la phase de caractérisation des risques, l'incertitude vient notamment de l'agrégation ou la sélection des données qui est faite.

Ces sources d'incertitude ont des conséquences variables ; certaines peuvent être réduites, dans la mesure des moyens et du temps consentis par le maître d'ouvrage, d'autres comme la variabilité ne sont pas susceptibles d'être réduites : étant une caractéristique d'une population, la variabilité ne peut être diminuée par des mesures plus nombreuses, seulement mieux comprise (Von Stackelberg *et al.*, 2008). L'incertitude sur un paramètre en revanche est relative à des quantités mesurables mais inconnues ; elle peut donc être réduite par des mesures complémentaires. Au total, il ne sera donc jamais possible de caractériser le risque sans une incertitude résiduelle.

L'évaluation du risque a été longtemps voulue indépendante de sa gestion. Cette conception, héritée du domaine des risques sanitaires, passe sous silence les nécessaires interactions entre gestion et évaluation, notamment à la phase initiale. Cette interaction est cependant indispensable, au minimum à une bonne

³ traduction personnelle du terme *assessment endpoint* : selon USEPA (1998). *Guidelines for Ecological Risk Assessment*. Report No. EPA-630/R-95/002F, U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C., USA., expression explicite de la cible environnementale visée par l'évaluation, définie concrètement par une entité écologique et ses attributs.

définition des objectifs, ainsi qu'à l'acceptation par les gestionnaires des hypothèses de travail, et des méthodes de caractérisation des risques.

Il semble toutefois que cette interaction minimale ne soit pas suffisante, notamment dans la perspective de prises de décision fondées sur l'analyse des risques (Power et McCarty, 1998). Des démarches plus ouvertes, où – selon les termes de Power et McCarty – la gestion fait intégralement partie du processus d'évaluation, semblent mieux à même d'intégrer des considérations économiques ainsi que les valeurs éthiques et sociales des parties concernées.

2.2 Concepts, démarches appliquées aux sédiments

Deux types de démarches d'évaluation se dégagent de la littérature relative aux sédiments. Un premier type s'inspire de la démarche dite triade (Chapman, 1990, Chapman *et al.*, 1997). Le deuxième type tente d'adapter les outils mobilisés au contexte opérationnel : par exemple, le benthos ne sera pas utilisé pour évaluer le danger de sédiments destinés au dragage, qui par définition seront déplacés, voire exportés du cours d'eau. Des tests écotoxicologiques, notamment sur des espèces représentatives du milieu récepteur des sédiments dragués, semblent dans ce cas plus appropriés. Inversement, dans une évaluation visant à déterminer si un site nécessite une restauration, le benthos paraît plus pertinent que des tests écotoxicologiques.

2.2.1 Démarches inspirées par le concept triade

Le concept de TRIAD implique une batterie de mesures combinant analyses chimiques, tests écotoxicologiques et observation du benthos. Ces mesures, souvent désignées comme « lignes de preuve » (LOE)⁴, sont ensuite utilisées dans un système de classement pondéré (WOE)⁵, dont les classes correspondent aux options de gestion (Chapman et Anderson, 2005). C'est le résultat de l'évaluation qui détermine l'option de gestion appropriée.

Ces approches LOE/WOE ont fait l'objet en mai 2001 d'un séminaire international organisé par la SETAC⁶ et sponsorisé par les industries des métaux ; les articles cités ci-après sont issus de ce séminaire. (Burton Jr *et al.*, 2002a) proposent un schéma général d'intégration des LOE en considérant 7 indications de relation causale entre exposition et effet : corrélation spatiale, temporelle, amplitude des effets, concordance (mêmes effets à plusieurs sites), confirmation expérimentale, plausibilité et spécificité. (Chapman *et al.*, 2002) discutent des détails opératoires de cette intégration, en comparant différentes méthodes telles que indices ou classement qualitatif⁷, et des pondérations entre LOE. (Reynoldson *et al.*, 2002) décrivent de leur côté des méthodes d'intégration des LOE basées sur des scores ou des statistiques multivariées. Plus récemment, (Chapman et Anderson, 2005) se livrent à une tentative de généralisation des matrices tabulaires de décision, et proposent de compléter la triade initiale par une LOE « bioamplification ». D'autres variantes ont également été testées (Chapman et Hollert, 2006), sans que les LOE ajoutées soient toujours justifiées par d'autre considération que la disponibilité d'un test ou d'une mesure.

Au Canada, la province de l'Ontario s'est appuyée sur ce type d'approche pour construire un cadre décisionnel pour l'évaluation des sédiments contaminés, présents en de nombreux sites des Grands Lacs (Grapentine *et al.*, 2002a, E.C. et OME, 2007). Ce « *cadre décisionnel pour Canada-Ontario concernant les sédiments utilise une approche écosystémique pour évaluer les sédiments et étudie les effets potentiels sur les organismes vivant dans les sédiments et les organismes aquatiques ainsi que la probabilité que la contamination s'accumule dans la chaîne trophique. Le cadre vise à normaliser le processus décisionnel tout en restant assez souple pour tenir compte des considérations propres à chaque site* ». Ce schéma utilise le principe d'une approche graduée en 3 étapes, la première consistant à évaluer les données déjà disponibles. L'étape suivante est du type TRIAD complétée par une évaluation de la bioamplification. La troisième étape est spécifique, et contrairement aux deux précédentes peu encadrée, ce qui se conçoit bien puisque sa mise en œuvre découle de l'incertitude résiduelle trop élevée à la précédente.

⁴ line of evidence

⁵ weight of evidence

⁶ Society of Environmental Toxicology and Chemistry (www.setac.org)

⁷ en réalité semi-quantitatif

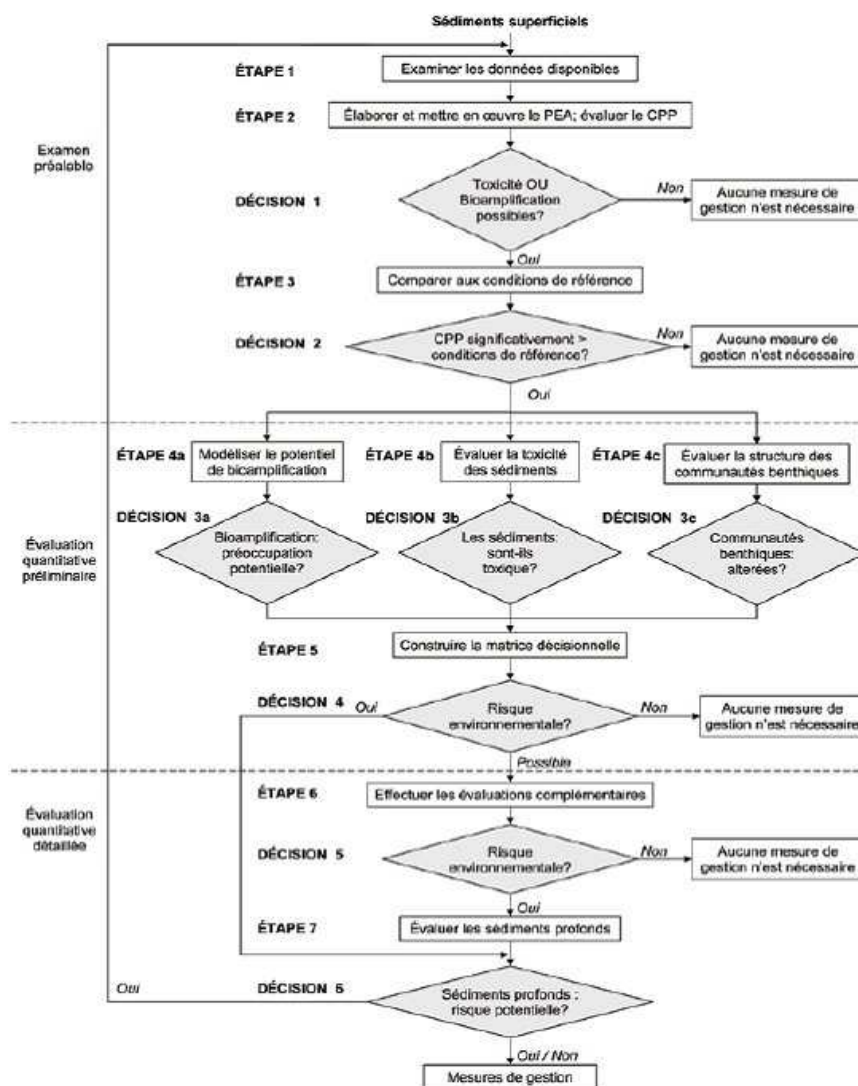


Figure 1 - Approche graduée en Ontario, d'après (E.C. et OME, 2007)

Le cadre décisionnel ontarien comporte 7 étapes :

1. examen des données disponibles
2. élaborer / mettre en œuvre un plan d'échantillonnage et d'analyse
3. comparer aux conditions de référence ; y a-t-il un risque ?
4. examen de 3 LOE : bioaccumulation, toxicité, altération de la communauté benthique
5. élaboration d'une matrice décisionnelle
6. évaluations complémentaires
7. si nécessaire, évaluation des sédiments profonds

Ces étapes n'ont pas exactement le même sens que la notion d'étape dans une approche graduée, qui correspondrait plutôt aux mentions « examen préalable », « évaluation quantitative préliminaire » et « évaluation quantitative détaillée » indiquées Figure 1.

Cette démarche ne se présente pas exactement comme une évaluation des risques au sens rappelé au § 2.1 ci-dessus. En commun avec les phases de l'évaluation des risques, on retrouve toutefois la définition du problème, qualifiée d'évaluation du danger écologique, correspondant à l'examen préalable sur la Figure 1, et une évaluation de l'exposition aux stades de l'évaluation quantitative préliminaire et de l'évaluation quantitative détaillée. Hormis la matrice de décision, qui ne se présente pas selon le formalisme « risque = effet * (probabilité d'exposition) », la méthode de caractérisation des risques n'est pas explicitée.

Il paraît tout à fait concevable d'appliquer une démarche de ce type pour une catégorie d'usage comme les sédiments de retenue, dès lors que les objectifs seraient bien établis à l'avance, de même que la ou les options de gestion envisagées.

2.2.2 Démarches déterminées par l'option de gestion

Un exemple de ce type de démarche est fourni par le guide d'évaluation des dépôts en eau douce de matériaux de dragage établi conjointement par l'USEPA et l'USACE (USEPA et USACE, 1998). Dans cet exemple, la première étape consiste uniquement à rassembler et utiliser l'information existante ; les étapes II à IV consistent à produire des données spécifiques pour la prise de décision : l'étape II concerne la mesure des contaminants, l'estimation du potentiel de bioaccumulation par le benthos ainsi que l'estimation du risque de dépassement des normes de qualité environnementales dans l'eau, l'étape III consiste à mesurer la bioaccumulation et la toxicité. L'étape IV n'est abordée qu'exceptionnellement, au cas par cas.

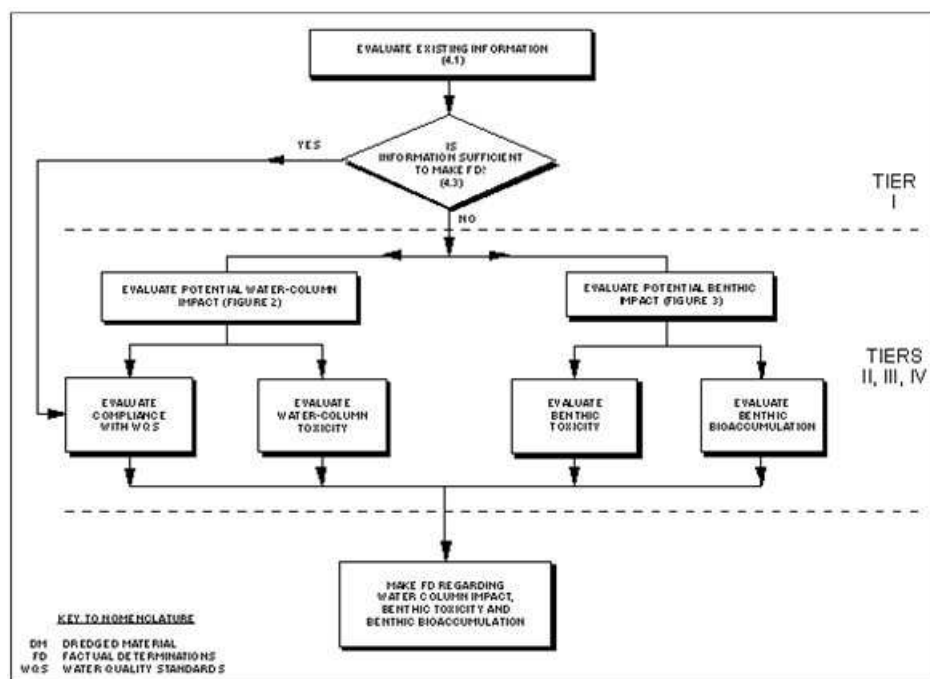


Figure 2 - Approche graduée pour le dépôt en eau douce aux USA, d'après (USEPA et USACE, 1998)⁸

La démarche proposée pour les matériaux de dragage des voies navigables d'eau douce en France (Babut *et al.*, 2002, Babut *et al.*, 2004) est un autre exemple de ce deuxième type de démarche : deux schémas ont été construits, avec des combinaisons différentes d'outils d'analyse, pour chacune des deux destinations les plus fréquentes des matériaux de dragage : dépôt dans une gravière en eau et dépôt non confiné sur sol.

⁸ <http://www.epa.gov/waterscience/itm/ITM/>

2.2.3 Démarches comparatives

Les deux types de démarche d'évaluation résumés ci-dessus n'abordent qu'une option de gestion à la fois : soit, dans le cas du premier type, plusieurs options sont prédéterminées et le choix de l'une d'entre elle résulte des résultats de l'évaluation, soit, dans le deuxième type, la démarche d'évaluation est construite par rapport à une option, dont on évalue l'acceptabilité par rapport au milieu récepteur. Plutôt que de traiter une option, et éventuellement être amené ensuite à en évaluer une autre, il paraît intéressant de comparer les risques de plusieurs options en même temps. Cette analyse comparative des risques est notamment préconisée dans le cadre du programme de dépôt en mer d'Environnement Canada (Agius et Porebski, 2008). Le schéma pour l'instant théorique est en fait un schéma gradué à 4 étapes, dont la quatrième consiste à comparer les risques et les contraintes réglementaires et économiques de deux options, dépôt en mer et dépôt à terre (screening, tier 1 – comparaison à des seuils de qualité, tier 2 – tests biologiques, tier 3 – analyse comparative).

Cette approche comparative est aussi préconisée aux USA (USEPA et USACE, 2004) ; très logiquement, l'approche décrite dans ce manuel intègre la gestion et l'évaluation des risques (Figure 3).

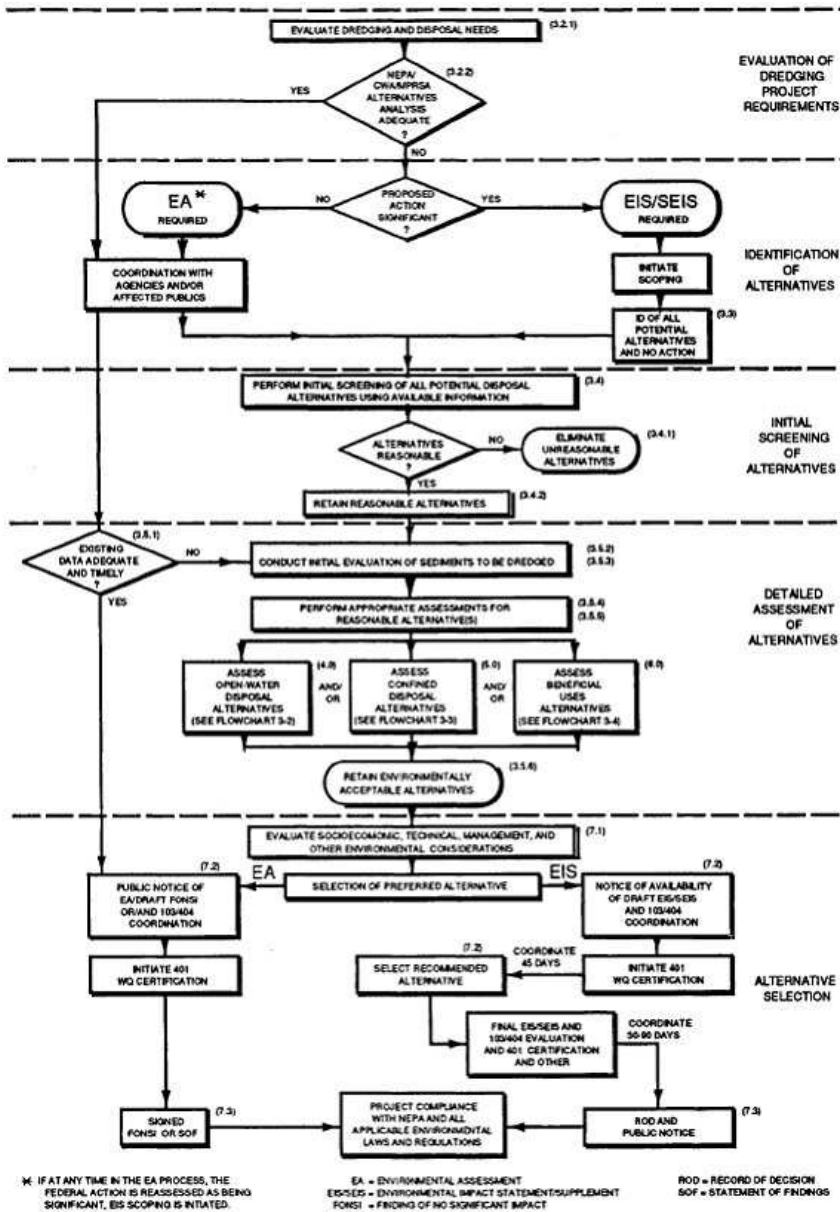


Figure 3 – Cadre de travail pour déterminer l’acceptabilité environnementale d’alternatives pour la gestion des matériaux dragués (d’après (USEPA et USACE, 2004)

L’évaluation des différentes alternatives est réalisée en parallèle (boîtes 3-2 à 3-4), chacune étant traitée de manière graduée.

La pratique d’approches comparatives soulève cependant deux difficultés, à savoir (a) la nécessité de qualifier, pour chaque option comparée, les risques et les bénéfices, et (b) le besoin d’une « métrique » commune aux différentes options. L’intégration temporelle des bénéfices et impacts escomptés se définit comme l’analyse du bénéfice environnemental net. Si la comparaison inclut les coûts de mise en œuvre, on parlera d’analyse coûts-bénéfices (Suter II, 2008).

2.3 Schémas gradués utilisant des « normes de qualité » en première étape

Berry et al. (Berry *et al.*, 2005) et Babut et al. (Babut *et al.*, 2005) ont passé en revue une vingtaine de schémas publiés autour du monde. Ils répondent à trois grands types d'objectifs, (1) gestion des matériaux de dragage pour l'entretien des voies navigables et les projets de construction, (2) diagnostic et mesures correctives pour des sites contaminés, (3) programmes de surveillance et d'identification de sites perturbés. Néanmoins ces schémas partagent l'utilisation d'analyses chimiques et l'interprétation en fonction de seuils de qualité en première étape.

Deux schémas ont été proposés en France pour les sédiments d'eau douce, à la demande du CETMEF et de VNF, services impliqués dans la gestion des voies navigables. Le premier concerne le dépôt en gravière, le deuxième sur sol (Babut *et al.*, 2004, Babut *et al.*, 2006). Ces deux schémas sont construits sur le même principe : une première étape basée sur l'analyse chimique, le calcul d'un quotient agrégeant l'ensemble des paramètres mesurés, et selon le résultat arrêt de l'évaluation, passage à une étape (2) d'évaluation du danger sur la base de tests de toxicité, ou à une étape (3) d'évaluation de risque (Figure 4). Cette dernière peut également être atteinte à la suite de l'étape (2).

La pertinence de ce type d'approche, en tous cas à la première étape, dépend du choix des contaminants mesurés, de la capacité prédictive des critères (valeur seuil) (Long *et al.*, 1998, MacDonald *et al.*, 2000), ainsi que de la méthode d'agrégation. La variabilité de la biodisponibilité des contaminants pose notamment question (cf. Peijnenburg *et al.*, 2005) et peut entraîner des erreurs de classement, de même que la présence de contaminants non mesurés.

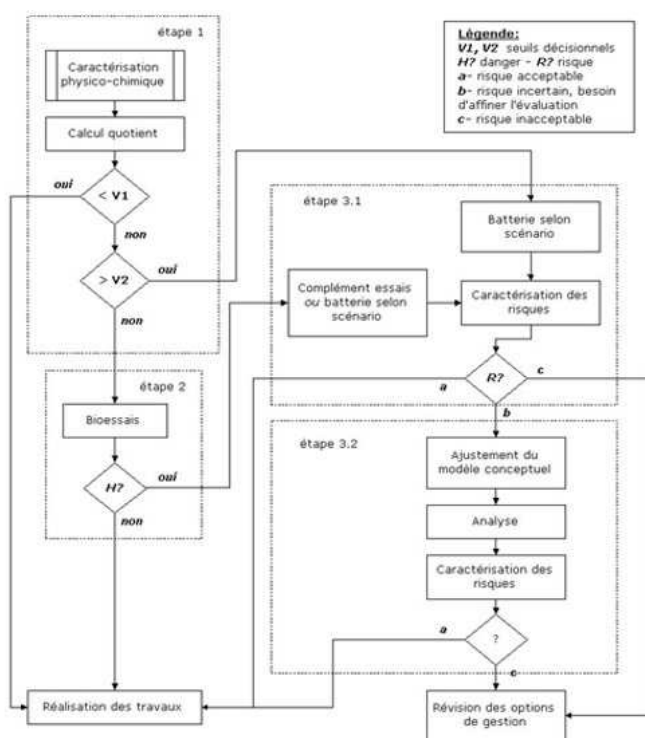


Figure 4 - Démarche proposée en France pour les matériaux de dragage en eau douce (Babut *et al.*, 2004)

Dans la version de ce schéma développée pour les gravières, le risque et l'incertitude associés sont caractérisés à l'aide d'une méthode de scores (Babut *et al.*, 2006) développée à partir des travaux de (Menzie *et al.*, 1996) et de (Johnston *et al.*, 2002).

2.4 Schémas gradués utilisant des outils biologiques en première étape

Une seule approche (appliquée aux sédiments) utilisant des tests biologiques en première intention a été identifiée. Aux Pays-Bas, depuis 2001, la procédure d'évaluation applicable aux sédiments côtiers ou portuaires susceptibles d'être déposés en mer est une démarche intégrée combinant l'analyse d'une liste close de composés prioritaires et des biotests (Stronkhorst *et al.*, 2001). Il ne s'agit cependant pas d'une approche graduée, ni d'une démarche d'évaluation des risques complète, mais d'une batterie d'indicateurs permettant un classement en fonction du danger.

(Fernandez *et al.*, 2006) ont par contre développé un schéma complet d'évaluation des risques pour les sols contaminés, où intervient d'abord une batterie d'essais écotoxicologiques, et ensuite l'utilisation de normes de qualité. Ces deux étapes génériques peuvent être suivies par une évaluation spécifique en cas de besoin.

(Dhainaut-Courtois et Dhainaut, 2002) étudient la relation entre indice benthique marin (IFREMER) et scores de risque GEODE (IFREMER, 2001). Ils concluent que « les analyses chimiques toujours onéreuses mais devenues obligatoires (...) pourraient être évitées dans un certain nombre de cas », mais ne proposent pas formellement de schéma d'évaluation, ni gradué ni « conjoint ».

Une raison possible de la moindre popularité des approches graduées débutant par des outils biologiques provient des critères d'interprétation. Dans le cas de mesures chimiques, on se réfère à des critères de danger généralement équivalents à des PNEC, déterminés par conséquent sur une base très communément partagée. Il est moins commun, voire plus malaisé, de définir a priori des critères de danger pour les approches biologiques. Ceux-ci comporteront nécessairement une part d'arbitraire, d'autant plus importante s'il n'y a pas un large consensus.

2.5 De la mesure au classement, voire au risque

La caractérisation des risques en vue d'une prise de décision, de même que les critères de décision eux-mêmes, ne font pas l'objet d'une littérature très abondante en ce qui concerne en tous cas la gestion des sédiments. Il y aurait peut-être des emprunts à faire à d'autres secteurs où la notion de risque est couramment mobilisée.

L'approche LOE/WOE présentée plus haut a fait l'objet d'un certain nombre de publications, souvent par les mêmes auteurs. Elle a l'avantage de la flexibilité et l'adaptabilité : outre les exemples cités plus haut, qui concernent des sédiments contaminés par les polluants « classiques » comme éléments trace, HAPs et autres polluants hydrophobes, (McDonald *et al.*, 2007) par exemple s'en est servi dans le cadre d'un déversement d'hydrocarbures dans un lac. (Burton Jr *et al.*, 2002b) soulignent d'ailleurs qu'il ne saurait y avoir un seul système « correct » de classification, dans la mesure où la méthode appropriée pour un cas dépendra notamment des objectifs spécifiques de l'étude. On peut d'ailleurs supposer que la méthode de classification elle-même est seconde par rapport au choix des variables, aux seuils de classement et aux interactions entre ces variables (Babut *et al.*, 2007).

La notion de WOE apparaît en fait très flexible : (Burton Jr *et al.*, 2002b) l'utilisent aussi bien pour désigner la combinaison qualitative de LOE, que des estimations plus quantitatives. Ces auteurs proposent également des critères d'évaluation des forces et limites des approches WOE : robustesse, méthodologie, sensibilité et transparence. Leur application aux différentes approches qu'ils décrivent conduit à la remarque qu'elles diffèrent surtout par le degré de transparence (Babut *et al.*, 2007). Il paraît cependant souhaitable de structurer voire codifier l'intégration des données et la prise en compte des incertitudes (Menzie *et al.*, 1996), notamment parce que cela permettra d'améliorer la transparence des conclusions, donc des décisions qui en découleront. (Hull et Swanson, 2006) propose d'améliorer la transparence du processus WOE menant aux conclusions en termes de risque en procédant de manière séquentielle. La démarche qu'il décrit se rapproche du type décrit au § 1supra.

Dans le prolongement des travaux de (Menzie *et al.*, 1996), (Johnston *et al.*, 2002) ont développé pour un site contaminé, ancien chantier naval, une démarche de caractérisation des risques qui combine explicitement des variables d'effet et des variables d'exposition. Les réponses pour chacune de ces variables sont exprimées par rapport à des classes, et pondérées en fonction de leur pertinence par rapport à la cible à protéger et la qualité des données. A partir de ces travaux, (Babut *et al.*, 2006) ont développé une méthode de caractérisation des

risques pour le dépôt de déblais de dragage en étang reposant sur les mêmes principes ; la principale différence avec (Johnston *et al.*, 2002) tenait aux variables représentant l'exposition.

Un problème inhérent à ces démarches de classification concerne l'effet de seuil, qui s'accommode mal des incertitudes de mesure parfois importantes dans les sédiments. Cet inconvénient a conduit à utiliser la « logique floue » (Heise *et al.*, 2000, Jooste, 2001, Hollert *et al.*, 2002). Dans ce cadre, l'appartenance à une classe n'est pas de type discret, mais exprimée en termes de probabilité. La combinaison des LOE est réalisée à partir de règles d'inférence (« si ... alors ... »). En théorie, ce type d'approche est susceptible d'être très transparent, en raison du recours à des règles de type linguistique. La réalité est sans doute plus nuancée ; un autre inconvénient de ce type d'approche tient à l'importance du jugement d'expert à la fois dans la définition des classes et dans la construction du système d'inférence (Babut *et al.*, 2007). In fine, la différence avec un système de score paraît relativement ténue (Babut *et al.*, 2007), notamment si l'on utilise une méthode d'ordination des scores (Jouany *et al.*, 1982, Vaillant *et al.*, 1995).

Une autre difficulté inhérente à la caractérisation des risques, difficulté partagée par les parties en charge de la gestion des risques et par celles impliquées dans leur évaluation, tient à la traduction du risque en des termes significatifs. A l'évidence, la pertinence d'un risque exprimé par rapport à la reproduction ou la croissance d'un invertébré benthique n'est pas immédiate pour un « gestionnaire ». Même pour un « scientifique », la justification de cette pertinence requiert au minimum un effort de mise en perspective, et d'argumentation autour du choix d'une espèce plutôt que d'une autre, d'un paramètre plutôt qu'un autre etc. Quelques études (Frost *et al.*, 1999, Raffaelli, 2004, Cacula *et al.*, 2005) proposent d'y répondre en exprimant le risque en termes de « perte de services rendus par les écosystèmes ».

(Munns *et al.*, 2009) développent une revue bibliographique autour de l'hypothèse que la notion de services rendus par les écosystèmes peut être un bon moyen d'étayer les décisions de gestion. Il s'agit donc de traduire et d'agréger les données recueillies au cours d'une évaluation des risques en termes de services rendus par les écosystèmes. Dans le cas par exemple de l'étude du site « Superfund » de l'Hudson citée par (Munns *et al.*, 2009), l'un des éléments à évaluer vise le maintien de la communauté benthique, utilisée comme source de nourriture par les poissons ou d'autres organismes. Le service rendu, qui reste à quantifier, concerne ici la source de nourriture. Dans un autre exemple relaté dans la revue, l'estimation de la perte de service repose sur la toxicité pour des amphipodes prédite par dépassement de critères de qualité pour les sédiments.

Bien entendu, la caractérisation des risques en termes de pertes de services rendus doit se concevoir à l'amont de la démarche d'évaluation, à la phase de formulation du problème, de façon à collecter les informations adéquates à la phase d'analyse. En particulier, la définition des éléments à évaluer est critique de ce point de vue ; (Munns *et al.*, 2009) soulignent l'intérêt de s'appuyer sur les formulations génériques de ces éléments à évaluer, que l'USEPA cherche à développer (USEPA, 2003a).

2.6 Caractérisation de l'incertitude

Il convient de distinguer entre variabilité, caractéristique intrinsèque d'une population, et incertitude. La variabilité ne peut donc être diminuée par des mesures plus nombreuses, seulement mieux comprise (Kelly et Campbell, 2000). Dans un processus d'évaluation de risques, il y a de nombreuses sources d'incertitude (cf. la section « Cadre conceptuel de l'évaluation des risques pour les écosystèmes »).

A la phase d'analyse, l'incertitude est principalement liée aux mesures effectuées (erreur de mesure), et à la variabilité intrinsèque des paramètres mesurés, notamment lorsqu'il s'agit de mesures biologiques. (Batley *et al.*, 2002) se sont intéressés avec un souci d'exhaustivité aux sources d'incertitude liées aux différentes analyses qu'on peut être amené à faire, notamment sur des sédiments *in situ* (Tableau 1). Cette revue laisse la responsabilité du choix des méthodes aux opérateurs, mais permet à l'amont d'alerter sur les difficultés, et à l'aval d'aider à évaluer les incertitudes.

(Johnston *et al.*, 2002) utilisent une méthode de classification (scores) couplée à la caractérisation des risques ; ces scores sont utilisés pour pondérer les scores de risque, ce qui peut paraître un principe discutable.

Selon (Menzie *et al.*, 1996), dont les travaux ont été exploités par (Johnston *et al.*, 2002), l'incertitude dépend de trois aspects principaux : la relation entre le paramètre de mesure et le paramètre d'évaluation (le biotest employé est-il approprié pour décrire les effets sur la population considérée), la fiabilité de la réponse, et la convergence entre paramètres de mesure utilisés pour un même paramètre d'évaluation. Chacun de ces aspects peut selon eux être abordé à l'aide d'un certain nombre de critères, qui peuvent prendre trois valeurs (*H-high* ; *M-medium* ; *L-low*, ou des équivalents numériques). La qualité des mesures peut être soit l'un des

critères relevant du deuxième aspect (fiabilité de la réponse), soit être appréciée à part et être utilisée comme facteur pénalisant. La combinaison des scores se fait par calcul de moyennes, avec pondération.

(Babut *et al.*, 2004) ont adapté cette démarche et remplacé le calcul de moyennes pondérées par une méthode d'ordination des scores⁹. L'inconvénient de la moyenne, que la pondération ne corrige que partiellement, est de lisser les sources d'incertitude, comme si elles se compensaient mutuellement. La réalité semble au moins plus nuancée, justifiant de recourir à l'ordination des scores qui permet à la fois d'obtenir une information synthétique (un score) en fin de processus, et de pouvoir remonter aux éléments de l'évaluation de l'incertitude, ce qui peut être utile dans une approche itérative visant à la réduire. Ce travail a ensuite été publié dans *Integrated Environmental Assessment & Management* (Babut *et al.*, 2006).

⁹ SIRIS, développé initialement par Jouany JM, Vaillant M, Blarez B, Cabridenc R, Ducloux R, Schmitt S (1982). *Approach to hazard assessment by a qualitative system based on interaction concepts between variables*. In: Denmark TUo (ed) *Chemicals in the Environment*, Lingby-Copenhague, 367-387. et Vaillant M, Jouany JM, Devillers J (1995). A multicriteria estimation of the environmental risk of chemicals with the SIRIS method. *Toxicology Modeling*, 1: 57-72.

Paramètres	Sources d'incertitudes	Recommandations
Prélèvement des échantillons, transport et stockage	Choix du site de référence	S'assurer que les caractéristiques physico-chimiques et biologiques sont similaires entre le site de référence et les sites exposés. Utiliser plusieurs sites de référence.
	Hétérogénéité des sédiments	Moyenne spatiale adaptées pour étudier les différentes mesures.
	Profondeur des échantillons de sédiments	La profondeur dépend de l'objectif de l'étude. Même profondeur pour réaliser les tests physico-chimiques, les bioessais, et les tests de toxicité.
	Méthode de prélèvement des sédiments	Existence d'artefacts pas toujours bien connus.
	Méthode de prélèvement de l'eau interstitielle	Pas de meilleure méthode. Pour minimiser l'oxydation, il est préférable d'agir sous atmosphère d'azote.
	Stockage des sédiments	Stockage dans le froid et dans le noir en absence d'oxygène. Stocker le moins longtemps possible.
	Changements dans la spéciation chimique, et la biodisponibilité	Prendre des précautions, reconnaître la possibilité de tels changements, certains peuvent être connus à partir des connaissances physico-chimiques du sédiment.
Chimie du sédiment	Mesures appropriées	Mesure de tous les contaminants potentiels et des paramètres clés agissants sur les éléments chimiques (ex : pH, taille des grains,...)
	Biodisponibilité des métaux	Mesure des métaux facilement extractibles, et des facteurs qui peuvent affecter la biodisponibilité des métaux.
	Biodisponibilité des composés organiques	
	Carbone organique Valeurs guides de qualité des sédiments	A utiliser pour projeter et non pas conclure quant à la cause de toxicité
Ecotoxicologie	Effets de la taille des grains	Taille des grains similaires pour les sédiments testés et ceux de référence. La taille des grains ne doit pas affecter les tests sur les organismes.
	Tamisage, prélèvement des particules grossières	N'est pas recommandé, si nécessaire, effectuer sous atmosphère d'azote, et laisser l'équilibre redox se ré-établir.
	Tests sur les espèces : voies d'exposition, sensibilité, résidence	Les tests doivent se concentrer sur les espèces vivants dans le sédiment. Ils doivent couvrir l'ensemble des voies d'exposition.
	Réponses de terrains et réponses de laboratoire	Nécessité de séparer les « lignes de preuve ». L'un ne doit pas valider l'autre. Ne pas utiliser une seule ligne de preuve pour prendre une décision.
	Comportement des espèces durant le test	Prise en compte des voies d'absorption, et des changements de façon de se nourrir des espèces en fonction de la disponibilité de la nourriture.
Structure de la communauté benthique	Echelles spatiale et temporelle	Partition des échantillons, influence du temps : prendre en compte les changements liés aux changements de saison, etc. Prélever de façon identique d'un endroit à un autre et d'une année à l'autre.
	Taille des échantillons	Basées sur les objectifs de l'étude et les espèces clés présentes / les relations entre espèces
	Identification des espèces	Faire des études sur le haut niveau taxonomique et/ou sur les groupes fonctionnels.
	Voies d'exposition	Doivent être connues pour les espèces clés et pour les espèces dominantes.
	Identification des stressseurs	Les stressseurs physico-chimiques et biologiques doivent être caractérisés.

Tableau 1 - Sources d'erreurs et d'incertitudes pour les mesures et essais sur sédiments (d'après (Batley *et al.*, 2002)

3 CONSTRUCTION D'UNE DEMARCHE D'EVALUATION GRADUEE

3.1 Méthode

Cette construction est passée par un certain nombre de séminaires, internes ou avec des interlocuteurs externes intéressés au sujet, en particulier :

Séminaire « utilisateurs » le 17 septembre 2009 à Paris. Outre des représentants des partenaires du projet, invitations à destination de représentants des administrations concernées par la gestion des ouvrages de retenue (DRIRE, DIREN, agences de l'eau, ONEMA), d'ONG (FNE).

- Introduction à l'évaluation des risques pour les écosystèmes (ou risques écologiques, ou encore écotoxicologiques)
- Présentation des démarches graduées d'évaluation des sédiments existantes
- Présentation des schémas en cours d'élaboration
- Discussion : celle-ci a notamment conduit à renoncer à développer les deux démarches prévues au départ ; la deuxième aurait été uniquement théorique, puisqu'aucune donnée expérimentale correspondant au développement de cette deuxième approche n'était prévue au départ. Par ailleurs la discussion a permis de suggérer plus sieurs améliorations au schéma présenté, directement incorporées dans les sections suivantes.

Séminaire interne le 17 septembre 2010 (Lyon) :

- Présentation du logigramme en cours de développement ; débat autour des questions qui se posent à chaque étape et des critères de décision.
- en conclusion (temporaire), à l'étape 1, voire aux suivantes, on appliquerait une sorte de triade (à 4 composantes). Des outils optionnels seraient disponibles à chaque étape.

Séminaire interne le 30 mai 2011 (Lyon) :

- Approfondissement des questions sur les outils et les critères de décision.

Les aspects coût-bénéfice (Agius et Porebski, 2008), qui ont été évoqués dans la synthèse bibliographique dans la mesure où il s'agit d'une question émergente en lien avec les analyses comparatives des risques de plusieurs options de gestion, n'ont pas été considérés dans la construction des schémas. Il ne s'agit pas tant d'un manque d'intérêt que d'un manque de compétence au sein du consortium DIESE – et du fait que cette question n'avait pas été envisagée au départ.

Le schéma de la démarche graduée développée dans DIESE pour les sédiments « en place » (type sédiments de retenue) est représenté [Figure 5](#) et présenté dans les § 3.2.1 à 3.2.4 ci-dessous.

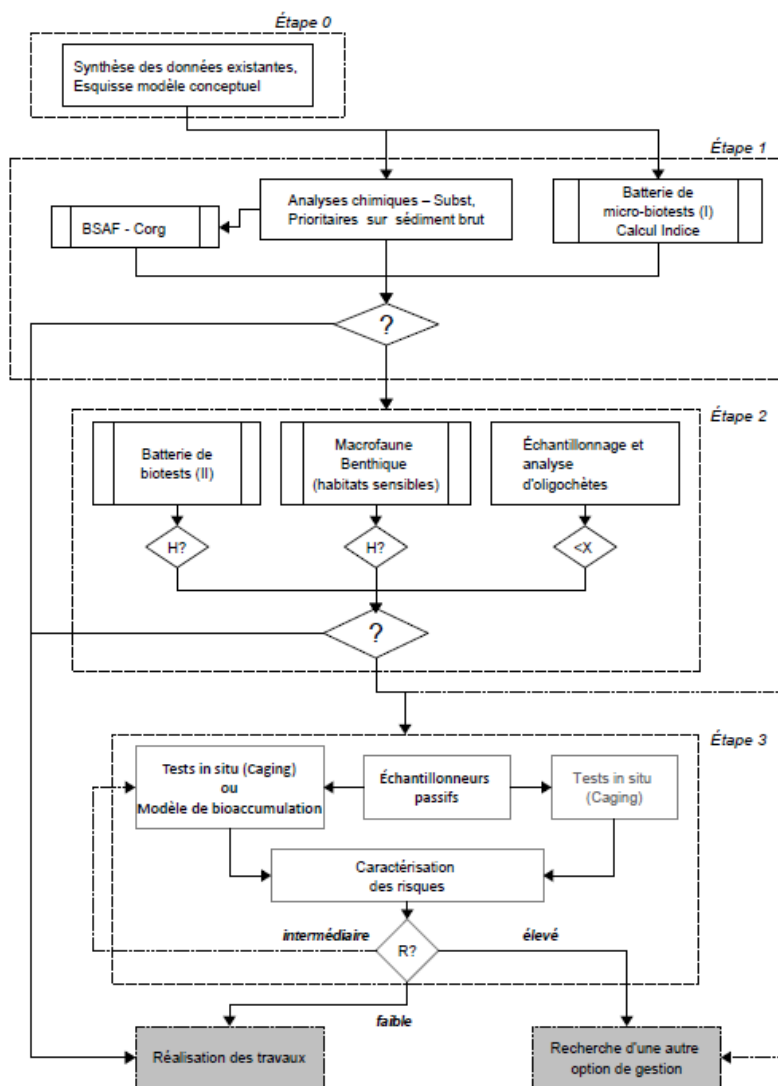


Figure 5 - Logigramme de la démarche applicable aux sédiments en place

Les étapes 1 à 3 font appel à plusieurs « LOE », représentées sur le logigramme par les différentes « boîtes » : « analyse chimique », « batterie de tests » ... Chaque LOE peut se décomposer en plusieurs mesures (plusieurs paramètres chimiques ou plusieurs biotests).

La principale différence avec le schéma développé antérieurement pour VNF et CETMEF (Babut et Perrodin, 2001, Babut *et al.*, 2004) tient à la prise en compte de la bioaccumulation dès la première étape.

A partir de ce schéma de départ, des variantes sont possibles notamment en introduisant des tests de toxicité à côté de l'analyse chimique dès la première étape.

Une autre variante pourrait consister à la déterminer un ou des indices benthiques en première étape, en combinant cette information avec la contamination chimique. Les biotests pourraient dans cette variante être utilisés en deuxième voire troisième étape.

3.2 Description des étapes

3.2.1 Etape 0 - revue des informations disponibles

Il s'agit d'une étape préliminaire du processus d'évaluation, où sont passées en revue toutes les informations disponibles. Cette étape vise à établir un modèle conceptuel approprié au cas traité, et à préciser le plan d'analyses, afin de compléter les données disponibles au départ. La synthèse des informations disponibles concerne en particulier les contaminants « prioritaires », les caractéristiques du système récepteur, les voies de transfert des contaminants et l'étendue du site.

Rappel : selon l'USEPA, le modèle conceptuel est une description écrite et une représentation graphique des relations prédites entre entités écologiques (du système exposé] et « stresser », ici principalement le sédiment contaminé (USEPA, 1998). Celui-ci constitue le terme « source ». Schématiquement, ce terme comprend deux compartiments, auxquels sont exposés les organismes composant la biocénose benthique. Ces organismes encourent différents effets toxiques, qui constituent potentiellement autant de mesures réalisables au cours du processus d'évaluation. Cependant les traits de vie présentés dans le modèle Figure 6 ne sont pas exhaustifs. D'autres traits relatifs au déplacement ou à la respiration auraient aussi pu être retenus, comme l'a montré la tâche 6 du projet (voir livrable n° 5) ; cependant actuellement il n'y a pas de biotest sur organisme benthique qui utilise ces traits complémentaires, à la différence de ceux présentés Figure 6. La sélection des traits à laquelle nous avons abouti est présentée dans le livrable DIESE-n° 6.

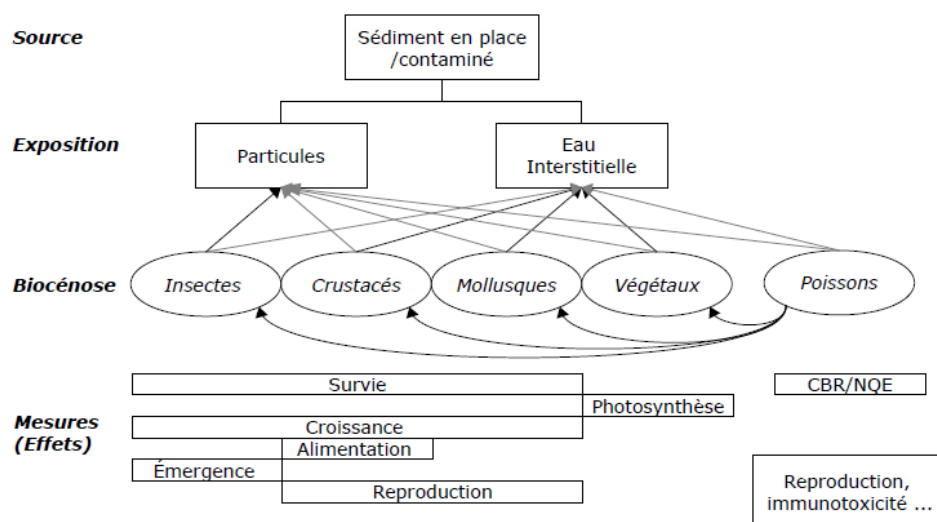


Figure 6 – Modèle conceptuel générique

Dans ce modèle conceptuel les poissons occupent une place à part, dans la mesure où leur exposition directe au sédiment est généralement plus limitée que leur exposition par voie indirecte (ou voie trophique : consommation de différents organismes benthiques). Les effets toxiques affectant potentiellement le poissons se produiront à long terme, lorsque seront dépassés des niveaux de concentration critique (CBR, *critical body residue*) dans leur organisme, ou du moins dans leurs organes cible. Il s'agira d'effets sur les poissons eux-mêmes, notamment la reproduction ou la fonction immunitaire dans le cas des contaminants organiques persistants (Monosson, 1999), ou d'effets sur les prédateurs des poissons (Harding *et al.*, 1999, Kannan *et al.*, 2000, Mazet *et al.*, 2004), qu'on peut appréhender indirectement par le biais de NQE (normes de qualité environnementale) applicables à la chair des poissons.

Les flèches reliant les composantes de la biocénose prises en considération avec les matrices responsables de leur exposition traduisent des relations prépondérantes ou pas, selon la nuance de gris : par exemple les larves d'insectes aquatiques comme les chironomes, qui se nourrissent de particules sédimentaires, sont

potentiellement plus exposés aux contaminants en phase particulaire (flèches noires) qu'aux contaminants dissous dans l'eau interstitielle ou liés à la matière organique dissoute (flèches grisées).

Le choix des organismes cibles fait partie des questions abordées lors de l'élaboration du modèle conceptuel. Ce choix doit autant que possible porter sur des organismes présents dans le système récepteur (ou analogues à des organismes présents), sensibles et représentatifs des voies de transfert (exposition). Dans le cadre de ce projet un certain nombre d'organismes ont été étudiés en vue de constituer des batteries de tests répondant globalement à ces critères (cf. tâches 3-4 et 6, livrable DIESE-n° 3). Ces espèces jouent un rôle important dans le fonctionnement des systèmes notamment le recyclage de la matière organique, ou constituent des ressources trophiques pour d'autres espèces.

Les voies d'exposition des organismes aux contaminations comprennent la diffusion passive, la respiration, et la voie trophique. Le fait qu'un invertébré benthique soit à l'équilibre (thermodynamique) avec son environnement ne signifie pas pour autant que la diffusion passive (ou la respiration) soit la voie d'intoxication prépondérante. C'est du moins le postulat de la théorie de l'équilibre de partition (Di Toro *et al.*, 1991).

3.2.2 Etape 1 - Analyse de contaminants prioritaires dans le sédiment brut

Il s'agit ici de répondre à la question : « les contaminants prioritaires présents dans les sédiments présentent-ils (a) un danger probable pour les invertébrés benthiques (effet toxique direct), ou (b) ceux qui sont reconnus comme bioaccumulables ou bioamplifiables sont-ils présents à un niveau préoccupant » ?

3.2.2.1 Paramètres à mesurer

On vise en premier lieu les substances prioritaires au titre de la directive cadre pour l'eau (DCE, (C.E., 2000) pertinentes pour le sédiment (Tableau 2, d'après (E.C., 2012). Dans la mesure où ces substances excéderaient les normes de qualité environnementales (NQE) pour l'un ou l'autre compartiment, elles devraient faire l'objet de mesures de gestion, il paraît donc assez logique de les considérer systématiquement. On peut adjoindre à cette liste des substances d'intérêt local, dans la mesure en tous cas où elles sont interprétables (existence de seuils de qualité sédiment).

N° ¹⁰	Désignation de la substance prioritaire	N° CAS	Commentaires
5	Diphényl-éthers bromés (PBDE) [*]	32534-81-9	Congénères visés par la directive : 28, 47, 99, 100, 153 et 154. Le 209 paraît aussi intéressant
6	Cadmium et ses composés	7440-43-9	
7	C10-C13 chloro-alcanes	85535-84-8	
12	Diéthyl-hexyl-phthalate (DEHP)	117-81-7	
16	Hexachlorobenzène (HCB) [*]	118-74-1	
17	Hexachlorobutadiène [*]	87-68-3	
18	Hexachlorocyclohexane	608-73-1	
20	Plomb et ses composés	7439-92-1	
21	Mercure et ses composés [*]	7439-97-6	
23	<i>Nickel et ses composés</i>	<i>7440-02-0</i>	
26	Pentachlorobenzène	608-93-5	
28	Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)	(HAP)	
	Benzo(a)pyrène	50-32-8	
	Benzo(b)fluoranthène	205-99-2	
	Benzo(k)fluoranthène	207-08-9	
	Benzo(ghi)pérylène	191-24-2	
	Indéno(123-cd)pyrène	193-39-5	
2	Anthracène	120-12-7	
15	Fluoranthène	206-44-0	
22	<i>Naphtalène</i>	<i>91-20-3</i>	
30	Composés du tributyl-étain	36643-28-4	
34	Dicofol	115-32-2	
35	Acide perfluorooctane sulfonique (PFOS)	1763-23-1	
36	Quinoxifén	124495-18-7	
37	Dioxines et composés apparentés [*]	-	Inclut certains congénères de PCB : 77, 81, 105, 114, 118, 123, 126, 156, 157, 167 et 189. Les concentrations de ces congénères sont généralement corrélées à la somme de celles des congénères indicateurs (28, 52, 101, 118, 138, 153, 180)
43	Hexabromocyclododécane (HBCDD) [*]	-	
44	Heptachlor / heptachlor époxyde [*]	76-44-8 / 1024-57-3	

Tableau 2 – Substances prioritaires au titre des directives issues de la DCE à analyser dans le sédiment (E.C., 2008 , 2012)

Le nickel (23, CAS 7440-02-0) et le Naphtalène (22, CAS 91-20-3) ne figurent pas dans l'article 3 du projet de directive de 2012 (E.C., 2012) ciblant plus particulièrement les composés à suivre dans le sédiment ou le biote. Ils sont néanmoins assez couramment présents dans les sédiments, et leurs impacts éventuels peuvent être estimés (cf. § 3.2.2.3 ci-dessous) ; dans la mesure où leur analyse ne représente pas un surcoût important, il paraît donc utile de les maintenir dans la liste. Les substances dont le nom est suivi d'une (*) sont susceptibles de se bioaccumuler dans les réseaux trophiques.

La matrice à analyser est le sédiment brut tamisé à 2mm. Les bonnes pratiques d'échantillonnage et de manipulation sont décrites dans le guide technique sur la surveillance des substances prioritaires dans les sédiments et le biote (EC, 2010), entre autres.

La bioamplification peut être vue comme un cas particulier de la bioaccumulation (concentration dans un organisme supérieure à celle de son environnement, toutes voies d'exposition confondues), lorsque la concentration dans un organisme excède celle de sa proie, à cause de la différence entre vitesse d'absorption et vitesse d'élimination (transformation ou excrétion). Les substances bioaccumulables ne sont pas toutes bioamplifiées. Celles considérées comme telles, et pour lesquelles des NQE ont été déterminées dans le biote en application de la directive 2000/60 pour l'eau (DCE), sont indiquées par une astérisque [*] dans le Tableau 1. D'autres comme le DDT et ses métabolites ont été considérées comme bioamplifiables (Suedel *et al.*, 1994), sans pour autant être dotées de NQE-biote dans la récente proposition de directive (E.C., 2012) en application de la DCE. Inversement les hydrocarbures poly-aromatiques (HAP) ont des NQE biote, mais ne sont pas couramment considérés comme bioamplifiés, parce qu'ils sont métabolisés par les vertébrés (Baumard *et al.*, 1998).

L'accumulation de composés organiques par les organismes peut être décrite pour les invertébrés à l'aide de facteurs d'accumulation sédiment-biote (BSAF, Équation 1).

¹⁰ suivant la directive « substances prioritaires » EC (2008). *Directive of The European Parliament and of the Council on environmental quality standards in the field of water policy and amending Directive 2000/60/EC*

$$BSAF = \frac{C_{lip}}{C_{SOC}}$$

Équation 1 d'après (Ankley, 1992)

Avec C_{lip} la concentration du contaminant dans la fraction lipidique de l'organisme considéré, équivalent à C_{org}/f_{lip} où C_{org} est la concentration dans l'organisme par rapport à la masse fraîche, et f_{lip} la teneur en lipides ; C_{SOC} est la concentration du contaminant dans la matière organique du sédiment, et équivaut à C_{SED}/f_{OC} , où C_{SED} représente la concentration totale rapportée à la matière sèche, et f_{OC} la teneur en matière organique (COT).

Le Tableau 3 présente une synthèse, sans prétention à l'exhaustivité¹¹, de BSAF trouvés dans la littérature pour les substances du Tableau 2. Dans ce tableau ne figure aucun BSAF pour poisson, dont la fiabilité nous paraît discutable. En effet, la concentration observée dans les poissons est la conséquence d'expositions durables, parfois sur plusieurs années, qui ne peut pas facilement être appariée à des concentrations ponctuelles dans le sédiment – ce qui est pourtant le cas de la plupart des BSAF poissons publiés.

Substance	Organismes			Référence
PBDE	oligochètes (<i>Lumbriculus variegatus</i>) 3.0 - 3.7			(Leppänen et Kukkonen, 2004)
	gammaridés (surtout <i>Echinogammarus stammeri</i>) =< 28		Hydropsychidés 4.4 - 6.1	(Viganò et al., 2009)
Hexachlorobenzène	clam (<i>Macoma nasuta</i>) 1.97 +/- 0.16			(Boese et al., 1996)
		moûle zébrée (<i>Dreissena polymorpha</i>) ¹²		(Bervoets et al., 2005)
Mercure	Huitre (<i>Crassostrea virginica</i>) Méthyl-Hg 5.83	Huitre (<i>Crassostrea virginica</i>) Hg-total 0.61		(Thomann et al., 1995)
	oligochètes (<i>Lumbriculus variegatus</i>) 24 +/- 7			(Croce et al., 2005)
HAP	clam (<i>Potamocorbula amurensis</i>)	clam (<i>Tapes japonica</i>)	polychètes spp.	(Maruya et al., 1997)
	0.062 - 0.190	0.014 - 0.184	0.062 - 0.191	
	0.117 - 1.11	0.064 - 1.27	0.140 - 0.160	
Benzo(k)fluoranthène	0.088-1.15	0.046 - 0.353	0.088 - 0.421	

Tableau 3 – Revue de BSAF expérimentaux pour des substances du Tableau 2

¹¹ Ce terme peut être absent des mots clé ou titre et résumé, alors que les données expérimentales permettraient de les calculer.

¹² Les BSAF ne figurent pas dans l'article, mais les données sources y sont pour 8 éléments-traces, 7 congénères de PCB, l'hexachlorobenzène et le p,p'DDE sur 55 sites.

(suite [Tableau 3](#) [Tableau 3](#))

Mis en forme : Police :Calibri

Désignation de la substance prioritaire	Organismes			Référence
Benzo(ghi)pérylène	0.078 - 0.310	0.0069 - 0.135	0.112 - 0.295	(Maruya <i>et al.</i> , 1997)
Indéno(123-cd)pyrène	0.158 - 1.33	0.043 - 0.102	0.054 - 0.355	
Anthracène	0.088 - 1.20	0.057 - 0.133	0.132 - 0.271	
Fluoranthène	0.112 - 2.20	0.082 - 1.78	0.047 - 0.308	
HAP	médiane tous HAP, différentes espèces 0.34			(Tracey et Hansen, 1996)
PCB (7-10 Cl)	crevette (<i>Palaemonetes pugio</i>) 0.28 (0.14)			(Maruya et Lee, 1998a)
PCB (~80% 3-6Cl)	oligochète (<i>Lumbriculus variegatus</i> , test) 0.21 - 1.31 selon chloration	oligochètes spp. (terrain) 0.71 - 2.59 selon chloration		(Ankley, 1992)
PCB (13 congénères, 28 à 209)	clam (<i>Macoma nasuta</i>) 0.13 - 3.26			(Boese <i>et al.</i> , 1996)
PCB	médiane tous PCB, différentes espèces 1.03			(Tracey et Hansen, 1996)
PCB	moule zébrée (<i>Dreissena polymorpha</i>) à recalculer ...			(Bervoets <i>et al.</i> , 2005)
Cd, Zn, Cu	Huitre (<i>Crassostrea virginica</i>) 6.23			(Thomann <i>et al.</i> , 1995)
Ni	0.12			
Pb	0.09			
Cr	0.02			

Revue de BSAF expérimentaux pour des substances du Tableau 2

Quelques études ont permis d'établir des BSAF pour les polychlorodibenzo-dioxines et furanes (PCDD et PCDF, cf. n° 37 au Tableau 1), en particulier (Schrock *et al.*, 1997, Loganathan *et al.*, 2008, Kono *et al.*, 2010). L'expression de la NQE-biote référant à l'équivalence toxique avec la 2,3,7,8 TCDD (TEQ), alors que ces BSAF ont été déterminés sur les concentrations des congénères, il n'est pas possible de les employer directement. Compte tenu de différences probables de biodisponibilité des PCDD et PCDF, il paraît hasardeux d'estimer les TEQ dans le sédiment. En cas de présence avérée de PCDD et PCDF au-delà du bruit de fond, il semble donc préférable de passer à l'étape 2.

Tracey *et al.* ont calculé 4054 BSAF pour une large gamme de substances et 27 espèces d'invertébrés marins et d'eau douce, à partir de données reprises dans d'autres études et bases de données. Après regroupement des BSAF par classe chimique, et discrimination des PCB présentant des valeurs de log K_{ow} en-dehors de la gamme [5.99-7.27], ils démontrent une bonne similitude des BSAF chez des invertébrés groupés par habitat ainsi qu'entre groupes d'habitat (Tracey et Hansen, 1996). Ils concluent donc à la validité du modèle de l'équilibre de partition.

D'autres auteurs arrivent à des conclusions différentes. Par exemple, dans une étude en milieu marin (baie de San Francisco), Maruya *et al.* déterminent des BSAF pour les HAP en fonction d'un gradient de salinité et de contamination (Maruya *et al.*, 1997). Ils mettent en évidence une déviation importante par rapport au modèle

théorique qui voudrait que les BSAF valent ~ 1 . Les BSAF déterminés présentent une relation significative avec K_{ow} ($p < 0.05$), dont la pente dépend de l'organisme, et ils varient en fonction des saisons. Pour eux, la déviation du modèle théorique s'expliquerait par la présence de carbone kérogène. Leppänen et Kukkonen observent aussi une déviation importante du modèle théorique pour une espèce d'oligochète exposée à des sédiments naturels enrichis par deux congénères de PBDE (Leppänen et Kukkonen, 2004). Ils soulignent que les BSAF obtenus sont supérieurs lorsque les animaux sont nourris. De même, Viganò *et al.* observent chez des gammarès échantillonnés dans le Po des BSAF plus élevés chez les individus de petite taille, et l'expliquent par leur taux de croissance et leur comportement trophique (Viganò *et al.*, 2009).

Les valeurs de BSAF publiées sont aussi à considérer avec précaution, et les conditions expérimentales à examiner de près. Ainsi par exemple, dans une expérimentation sur le nonylphénol dans des sédiments lacustres enrichis, aucun plateau n'est atteint en 56 jours (Croce *et al.*, 2005).

Burkhard *et al.* ont comparé des BSAF issus d'études de terrain et de laboratoire pour une gamme de contaminants, pour l'oligochète *L. variegatus*, et observent des écarts en général inférieurs à un facteur 2 (Burkhard *et al.*, 2012). Quand l'écart est plus important, ils remettent en cause les procédures de détermination des BSAF « terrain » (échantillonnage, procédures de manipulation et d'analyse). Ils obtiennent des conclusions voisines pour les mollusques bivalves, mais ceux-ci atteignent plus difficilement le plateau, et que les BSAF semblent difficilement extrapolables d'une espèce de bivalve à une autre.

A partir de la concentration brute dans le sédiment, de la teneur en COT et du BSAF estimé il est donc possible de prédire une concentration dans des organismes benthiques.

On peut aussi tenter de prédire l'accumulation aux niveaux trophiques supérieurs à l'aide de facteurs de bioamplification trophique (TMF). Pour les substances bioamplifiées, il sera aussi important de s'intéresser aux niveaux trophiques supérieurs (consommateurs secondaires), donc aux poissons. Bien que des BSAF aient été déterminés à l'occasion pour différentes espèces de poissons (Tracey et Hansen, 1996, Maruya et Lee, 1998b, Wong *et al.*, 2001, Burkhard *et al.*, 2005, Bhavsar *et al.*, 2010), ils ne devraient pas être utilisés sans précaution, ne serait-ce que parce qu'ils représentent des périodes d'accumulation différentes, voire déconnectées, dans beaucoup de cas, et que leur capacité prédictive est limitée (Babut *et al.*, 2012). Autant que possible il faudrait préférer des indicateurs plus précis comme les facteurs de bioamplification (TMF, *trophic magnification factor*). Le TMF est assimilable à un facteur de bioamplification moyen dans une chaîne trophique (Jardine *et al.*, 2006). Pour un système donné, il est déterminé empiriquement par régression entre les concentrations en contaminant dans les organismes constitutifs d'une chaîne trophique et leurs niveaux trophiques :

$$\text{Log}[C] = a + b \times TL$$

Équation 2

[C] est la concentration en contaminant (organisme entier) et TL le niveau trophique, déterminé à l'aide de mesures de $\delta^{15}\text{N}$. Par conséquent :

$$TMF = e^b$$

Équation 3

Il y a bioamplification si $TMF > 1$. Certains auteurs préfèrent transformer leurs données en logarithme base 10, auquel cas l'Équation 3 devient :

$$TMF = 10^b$$

Équation 4

Le critère bioamplification est, on l'a vu, mentionné dans l'approche d'évaluation développée en Ontario, Canada (E.C. et OME, 2007). De fait ce document ne propose pas de méthode opérationnelle pour ce critère, ni de valeur seuil, et renvoie à deux rapports d'Environnement Canada qui s'intéressent à la bioamplification sur deux sites particuliers de la région des Grands Lacs (Grapentine *et al.*, 2003, 2005). Dans ces études les concentrations dans des niveaux trophiques 2 (poissons benthiques), 3 (petits poissons piscivores), 3-4 (gros poissons piscivores ; oiseaux piscivores, mammifères piscivores type vison) ou 5 (homme) sont prédits à partir des concentrations dans les invertébrés benthiques, mesurées ou estimées au moyen de BSAF. La prédiction des concentrations dans les niveaux trophiques supérieurs fait appel aux facteurs de bioamplification (BMF) ou à un facteur multiplicatif de chaîne trophique (FCM) qui est un multiple de plusieurs BMF.

Le BMF est le quotient entre la concentration d'un contaminant dans un organisme et celle de sa proie. A notre connaissance le FCM n'est pas très employé¹³, tandis que le TMF est de plus en plus préconisé pour l'évaluation des risques environnementaux des substances chimiques ou leur classification (Borgå *et al.*, 2011).

Le Tableau 4 présente quelques valeurs de TMF issues de la littérature, sans prétention à l'exhaustivité notamment en ce qui concerne les PBDE.

Substance	Site	TMF ¹⁴	Réf.	Site	TMF ¹⁴	Réf.	Site	TMF	Réf.
PBDE									
#47		1.97		Lac de	2.28				
#99		1.59		barrage	0.53				
#100	Lac Taihu	2.95	(Yu <i>et al.</i> ,	(Chine) -	2.64	(Wu <i>et</i>			
#153	(Chine)	2.14	2012)	secteur	0.81	<i>al.</i> , 2009)			
#183		0.96		industries	0.81				
#209		0.78		électron.	0.26				
PCB									
		TMF ¹⁵			TMF ¹⁴			TMF ¹⁴	
#28		-			1.34			2.4	
#52	Lacs nord-	2.0 ± 0.8			1.37		Lac de	3.89	
#99	américains	3.6 ± 1.6		Lac Taihu	2.58	(Yu <i>et al.</i> ,	barrage	4.66	(Wu <i>et</i>
#101	(moyennes	2.6 ± 1.0	(Houde <i>et</i>	(Chine) -	-	2012)	(Chine) -	4.52	<i>al.</i> , 2009)
#138	sur	3.3 ± 1.2	<i>al.</i> , 2008)		1.84		secteur	5.07	
#153	plusieurs	3.4 ± 1.2			1.87		industries	4.73	
#180	lacs)	4.3 ± 1.9			2.03		électroniques	4.73	
HCB		2.9 ± 1.7							
ΣHBCDD	Lac Ontario (Canada)	6.3	(Tomy <i>et al.</i> , 2004)						

Tableau 4 - compilation de TMF pour quelques substances organiques persistantes : PBDE, PCB, HCB, HBCDD

Dans l'étude de (Wu *et al.*, 2009) un certain nombre de congénères de PCB (28, 153, 180) étaient co-élués, impliquant que les TMF sont probablement surestimés. Walters *et al.* (Walters *et al.*, 2011) ont également déterminé les TMF pour 64 congénères de PCB et un TMF pour ΣPCB sur un site contaminé (lac Hartwell, Caroline du sud, USA), et affichent dans l'ensemble des valeurs plus élevées que Houde *et al.* (cf. ci-dessus).

A l'instar de (Houde *et al.*, 2008) et (Yu *et al.*, 2012) Walters *et al.* montrent une relation linéaire entre log K_{ow} et TMF jusqu'à log K_{ow} ≈ 7.3, pour une pente de 1.88 Walters, 2011 #866}.

En résumé, pour évaluer si le niveau de concentration de substances hydrophobes bioaccumulables est dangereux, il conviendrait de prédire une fourchette de concentrations dans les organismes de niveau trophique 3 ou 4.

3.2.2.2 Option : batterie de microbio-tests

Plutôt que la conception d'un schéma d'évaluation alternatif débutant par une batterie de tests d'écotoxicité, comme envisagé dans le projet, nous en sommes arrivés à proposer cette disposition comme une option de la première étape du schéma débutant par l'analyse de contaminants prioritaires. Cette évolution tient compte du contexte politique et réglementaire (notamment la DCE) et des remarques formulées au cours du séminaire de septembre 2009 par des utilisateurs potentiels. Si la gestion des sédiments en place n'entre pas directement dans le champ de la DCE, a contrario il paraît difficile d'imaginer une étude d'incidence se concluant par une décision de laisser les sédiments en place sans analyse de contaminants. Ceux-ci auraient donc été analysés de toute façon pour clore l'étape 1.

¹³ 2 références seulement trouvées dans Scopus, provenant du groupe d'auteurs ayant préparé les rapports Environnement Canada cités, sur les mêmes écosystèmes.

¹⁴ Calculés selon l'Équation 3

¹⁵ Calculés selon l'Équation 4

Dans l'esprit de l'étape 1, qui est une étape visant à discriminer rapidement entre des sédiments dangereux et non dangereux, la batterie optionnelle de tests de toxicité utilisera des microbiotests, faciles à réaliser et dont la réponse est obtenue en quelques heures, ou jours.

La batterie proposée (livrable DIESE-n° 3) comporte 3 microbiotests, à savoir le Microtox[®] en phase solide (protocole adapté tenant compte de la granulométrie), le Luminotox[®] en phase solide (protocole classique) et le test ostracodes (Ostracodtoxkit[®]). Pour les deux premiers, le paramètre retenu est la concentration inhibitrice 50% (CI50), et pour le test ostracode le pourcentage maximal d'inhibition de croissance atteint au cours du test.

3.2.2.3 Interprétation des résultats

Deux aspects différents sont à considérer pour l'interprétation des résultats : (1) la grille d'interprétation propre à chacune des variables ou LOE considérées, et (2) l'intégration des résultats en une conclusion unique, qui puisse servir de base à une décision.

Critères d'interprétation

- Le premier critère vise l'écotoxicité vis à vis des invertébrés benthiques. La proposition de directive en application de la DCE (E.C., 2012) ne retient finalement pas de NQE pour les sédiments. De nombreuses publications ont cependant abordé le sujet dans les années 1990-2000. La plupart de ces publications proposent deux valeurs seuils. Le premier seuil constitue la borne supérieure d'une plage de concentrations où il est peu probable d'observer une toxicité vis à vis du benthos¹⁶. Le deuxième seuil est la borne inférieure d'une plage de concentrations où il est probable d'observer des effets. Le Tableau 5 compile une sélection de seuils issus de la littérature. Dans beaucoup de cas, c'est-à-dire notamment pour les seuils obtenus par les approches de co-occurrence¹⁷, les résultats obtenus sont dépendants des bases de données utilisées pour leur détermination. Une transposition à d'autres écosystèmes mérite par conséquent de s'interroger sur la pertinence de cette transposition, ou d'en apprécier l'incertitude (Batley *et al.*, 2005).

Plusieurs revues de seuils de toxicité ont été publiées plus ou moins récemment (MacDonald *et al.*, 1999, Babut *et al.*, 2005, Apitz *et al.*, 2007b). La compilation réalisée par MacDonald *et al.* (MacDonald *et al.*, 1999) portait sur plus de 200 paramètres (incluant beaucoup de variantes d'une même substance) mais n'est plus en ligne, et certains des seuils cités dans ce document ne sont plus utilisés par les organismes qui les avaient publiés. Citant les conclusions d'un séminaire de la SETAC qui stipulaient que les différentes méthodes de détermination des seuils avaient une efficacité comparable (Wenning *et al.*, 2005), Apitz *et al.* défendent la transposition de seuils moyens issus de la littérature pour cribler la qualité des sédiments de la lagune de Venise (Apitz *et al.*, 2007a). Cette démarche, a été qualifiée de consensus (MacDonald *et al.*, 2000), sans qu'il y ait de consensus entre experts, mais plutôt un constat par une équipe de convergence entre différentes approches. Elle avait déjà conduit quelques années auparavant à la publication de TEC (seuil moyen, représentant la borne supérieure d'une plage de concentrations dans laquelle les effets toxiques sont en principe peu probables) et de PEC (seuil moyen, borne inférieure d'une plage de concentrations où les effets sont probables). Entre ces deux seuils les effets sont imprévisibles. Le Tableau 5 et le Tableau 6 présentent les TEC et PEC (MacDonald *et al.*, 2000), des seuils de criblage (ESB, *Equilibrium partitioning Sediment Benchmarks*) déterminés par la méthode de l'équilibre de partition par l'USEPA (USEPA, 2003d, c, b, 2005, 2008), et des seuils issus d'une approche SSD (*Species Sensitivity Distribution*) adaptée à des jeux de données associant chimie des sédiments et abondance d'espèces benthiques, en Norvège (Leung *et al.*, 2005) et ensuite dans la région de Hong-Kong par la même équipe (Kwok *et al.*, 2008).

¹⁶ Ce qui n'est pas la définition d'une NQE ...

¹⁷ Les données considérées sont notamment des essais de toxicité avec des sédiments de terrain, qui donnent une réponse binaire (toxique/non toxique ; la fréquence des réponses de l'une ou l'autre sorte avec des intervalles de concentrations de contaminants permet déterminer les plages de concentrations où les effets sont peu probables ou au contraire fortement probables.

Substances prioritaires DCE	TEC ou équivalent				PEC ou équivalent		
	TEC	« TEL » SSD Hong-Kong	ESB ($\mu\text{g.g}^{-1}$ OC)	NQE INERIS (2011) ¹⁸	PEC	« PEL » SSD- Norvège	« PEL » SSD Hong-Kong
Pesticides cyclodiènes (aldrine, dieldrine, endrine, isodrine)	dieldrine 1.90 endrine 2.22		dieldrine 12 (eau douce) 28 (eau salée) endrine : 5.4 (eau douce), 0.99 (eau salée)		dieldrine 61.8 endrine 572		
DDT (somme des isomères et métabolites)	5.28				572		
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (total)	1610	183 - 188			22800	14780 (3390-21450)	202 - 206
Benzo(a)pyrène	150		965	543	1450		
Benzo(b)fluoranthène			979				
Benzo(k)fluoranthène			981	1473			
Benzo(ghi)pérylène			1095				
Indéno(123-cd)pyrène			1115				
Anthracène	57.2		594	27.5	845		
Fluoranthène	423		707	37700	2230		
Naphtalène	176		385	53	561		
Heptachlor / heptachlor epoxide	2.47				16		
<i>Autres substances</i>							
Hydrocarbures aromatiques polycycliques							
Fluorène	77.4				536		
Phénanthrène	204				1170		
Benzo[a]anthracène	108				1050		
Chrysène	166				1290		
Dibenzo[a,h]anthracène	33						
Pyrène	195				1520		
PCBs	59.8	1.7 - 3.2			676		3.83 - 5.69
Lindane	2.37		0.37	2.4	4.99		

Tableau 5 – Critères de danger pour quelques substances organiques prioritaires ou non ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ ps)

L'USEPA propose un seuil ESB unique, en-dessous duquel les organismes benthiques sont en principe protégés des effets toxiques chroniques, applicable pour des sédiments ayant un taux de matière organique $\geq 0.2\%$. Les ESB des composés organiques sont exprimés en $\mu\text{g.g}^{-1}$ (CO, carbone organique). Dans le cas des HAPs (USEPA, 2003d), le mode d'action narcotique est privilégié, ce qui (a) conduit à des valeurs d'ESB qui dépendent uniquement du K_{ow} , et (b) permet de combiner les ESB de tous les HAP en un indicateur unique $\sum ESB_{UT}$ qui est la somme des quotients des concentrations des HAP mesurés, normalisées par la teneur en carbone organique du sédiment considéré, par leur ESB (Équation 5). On considère qu'il peut y avoir des effets sur les espèces sensibles si $\sum ESB_{UT} \geq 1$.

$$\sum ESB_{UT} = \sum_i \frac{C_{HAPi}}{ESB_{HAPi}}$$

Équation 5

L'USEPA a également déterminé des ESB dits « tier 2 », c'est à dire moins fiables, pour 32 substances organiques plus ou moins hydrophobes (USEPA, 2008), dont aucune des substances prioritaires du Tableau 2.

¹⁸ <http://www.ineris.fr/substances/fr/page/9> ; entrer la substance dans la fenêtre « rechercher », puis consulter l'onglet « écotoxicologie »

L'approche originale développée pour les sédiments côtiers en Norvège (Leung *et al.*, 2005) et affinée à Hong-Kong (Kwok *et al.*, 2008) consiste à modéliser la distribution des sensibilités (SSD) à partir des abondances relatives d'espèces benthiques observées *in situ* sur des sites où l'on dispose également de la chimie des sédiments. Ces auteurs proposent une concentration protégeant 95% des espèces (HC5), équivalent pour eux au seuil TEL (*Toxic Effect Level*, en-dessous duquel la toxicité est peu probable, avec un taux d'erreur d'au plus 25%, (MacDonald *et al.*, 1996)), et une concentration protégeant 90% des espèces (HC10), équivalente selon eux à une PEL (*Probable Effect Level*, au-dessus duquel la toxicité est probable, avec un taux d'erreur d'au plus 25%, (MacDonald *et al.*, 1996)).

Les normes de qualité environnementale (NQE) mises en ligne par l'INERIS sont un peu à part, puisqu'elles sont supposées protéger les organismes avec certitude. Les valeurs reportées dans le Tableau 6 ont été obtenues par la méthode de l'équilibre de partition, comme les ESB. Malgré la dénomination « NQE » elles n'ont pas de valeur normative au sens de la directive 2000/60 sur l'eau ; la proposition de directive sur les substances prioritaires et les NQE (E.C., 2012) ne comporte aucune NQE pour les sédiments.

Substances prioritaires DCE	TEC ou équivalent				PEC ou équivalent		
	TEC	« TEL » SSD-Norvège	« TEL » SSD Hong-Kong	NQE INERIS (2011) ¹⁸	PEC	« PEL » SSD-Norvège	« PEL » SSD Hong-Kong
Cadmium (Cd) et ses composés	0.99	0.058 (0.044 - 0.070)	0.22 - 0.27	2.3	4.98	0.129 (0.098-0.177)	0.28 - 0.32
Plomb (Pb) et ses composés	35.8		23.10 - 30.77	53.4	128		27.68 - 34.63
Mercure (Hg) et ses composés	0.18		0.0437 - 0.0578		1.06		0.0785 - 0.0955
Nickel (Ni) et ses composés	22.7		14.08 - 16.41		48.6		16.44 - 18.39
<i>Autres substances</i>							
Arsenic (As)	9.79		4.47 - 6.13		33		6.52 - 7.74
Chrome (Cr)	43.4		14.09 - 20.42		111		22.54 - 26.66
Cuivre (Cu)	31.6		23.53 - 53.09	0.8	149		33.95 - 80.72
Zinc (Zn)	121		34.91 - 57.15	37	459		58.21 - 78.28
Argent (Ag)			0.514 - 0.845				0.808 - 1.274
Baryum (Ba)		2218 (1436-2821)				4876 (4087-6564)	

Tableau 6 - Critères de danger pour quelques éléments-traces prioritaires ou non (mg.kg⁻¹ ps)

Pour les éléments trace (métaux), l'USEPA propose une approche différente, en considérant d'une part que la dureté de l'eau influence la disponibilité de certains métaux, d'autre part que ce n'est pas le carbone organique du sédiment, mais les sulfures (fraction volatile en présence d'acide) qui seraient, selon leur modèle théorique, le principal facteur de contrôle de la solubilité des éléments traces (USEPA, 2005). La somme des concentrations molaires des métaux extractibles par un acide faible (SEM) est comparée à la concentration molaire des sulfures (AVS). Si la concentration molaire d'AVS est supérieure à 0,1 $\mu\text{mol.g}^{-1}$ et que $\sum[\text{SEM}_i] \leq [\text{AVS}]$, les éléments considérés (Cd, Cu, Pb, Ni, Ag et Zn) n'existent pas sous forme libre dans l'eau interstitielle et n'exercent pas d'action toxique. On peut aussi calculer un indice en sommant les quotients entre la concentration dans l'eau interstitielle de chaque élément et le seuil de toxicité chronique pour ce même élément ajusté selon la dureté (Tableau 7). Si la somme des quotients est ≥ 1 , il y a donc un danger potentiel pour les organismes benthiques.

	eau douce	eau salée
Cd	$CF * [e^{(0.7852 \ln(\text{dureté}) - 3.490)}]$	9.3
Pb	$0.791 * [e^{(1.273 \ln(\text{dureté}) - 4.705)}]$	8.1
Ni	$0.997 * [e^{(0.8460 \ln(\text{dureté}) + 1.1645)}]$	8.2
Cu	$0.960 * [e^{(0.8545 \ln(\text{dureté}) - 1.465)}]$	3.1
Zn	$0.986 * [e^{(0.8473 \ln(\text{dureté}) + 0.7614)}]$	81

Tableau 7 - Seuils de toxicité chronique dans l'eau ($\mu\text{g.l}^{-1}$) pour 6 éléments trace en fonction de la dureté (USEPA, 2005)

Avec CF un facteur de conversion ($1.101672 - [(\ln \text{ dureté})(0.041838)]$) appliqué pour ajuster le seuil chronique du cadmium en concentration dissoute (libre) à partir du seuil en concentration totale. Pour les autres éléments, le seuil est directement exprimé en concentration dissoute. Cette approche ne tient pas compte du rôle du carbone particulaire dans l'adsorption des éléments trace.

Les approches comparées ci-dessus, notamment TEC/PEC et ESB, semblent plus ou moins convergentes pour les micropolluants organiques¹⁹, peu ou pas pour les éléments trace. Le modèle de l'équilibre de partition pour les éléments traces a en effet suscité une controverse importante, tant sur les voies d'exposition des organismes ou le rôle exact des sulfures que sur l'existence d'autres facteurs de contrôle de la disponibilité de ces éléments. L'intérêt majeur des approches SSD tient à ce qu'elles s'appuient sur des abondances d'espèces benthiques in situ ; en revanche le choix des critères HCS et HC10 est arbitraire²⁰, et l'écart entre les deux peut paraître trop faible du point de vue de la gestion. L'intérêt des valeurs « de consensus » est justement la convergence des valeurs issues d'approches différentes. Cependant pour certaines substances comme la dieldrine les valeurs sources sont très divergentes.

L'utilisation des seuils « consensus » (MacDonald *et al.*, 2000) paraît un compromis acceptable. Il le sera d'autant plus à moyen terme si des données sont produites, à l'occasion notamment de projets de dragage, qui permettent d'évaluer les taux d'erreur de type I et II dans le contexte national²¹.

- Le deuxième critère vise la bioaccumulation ou la bioamplification. Une première possibilité théoriquement envisageable serait de disposer de seuils de concentration dans les sédiments établis spécifiquement pour ce type de danger, mais de facto il y a eu peu de publications scientifiques sur ce sujet, concernant les dioxines et substances apparentées (Bhavsar *et al.*, 2010) ou les PCBs (Babut *et al.*, 2012). La deuxième possibilité consiste à estimer une concentration tissulaire à l'aide de BSAF (pour les invertébrés) ou des TMF (poissons) et de comparer ces concentrations estimées aux normes de qualité environnementale (NQE) pour le biote (E.C., 2012).

Remarque : en l'absence de critère pour une substance d'intérêt local, il convient de passer directement à l'étape 2 ou d'appliquer une batterie de microbiotests.

- Dans le cas où la batterie de 3 microbiotests serait appliquée, un critère relatif à l'écotoxicité sera donc nécessaire. Dans le livrable n°3, nous avons adopté une approche consistant à calculer un indice (UM), et à déterminer des classes de danger en classant les sédiments étudiés pendant le projet à l'aide d'une analyse hiérarchique ascendante (livrable DIESE-n° 3). Cet indice est dépendant du jeu de données obtenues dans le projet (cf. 4.2) : en effet, les résultats (CE50 ou équivalent) des 3 microbiotests sélectionnés sont transformés (valeurs centrées réduites, puis correction par la valeur minimum de la gamme de réponse obtenues), et reportées sur un diagramme « radar ». Les coordonnées des points sur les 3 axes du radar définissent un triangle, dont on peut calculer l'aire ; c'est celle-ci qui donne la valeur de l'indice). On aurait d'autres moyennes pour chaque test sur des sites différents, donc d'autres gammes de valeur d'indice *in fine*.

Les bornes de classes proposées (pour la gamme de sédiments testés dans le projet) sont indiquées au Tableau 8.

¹⁹ Si l'on prend pour hypothèse un taux de matière organique entre 2 et 10%, les ESB ne sont pas très éloignés des TEC et TEL.

²⁰ Comme du reste le choix des indicateurs dans l'approche TEL/PEL, ou des taux d'erreur admissibles dans l'approche « consensus »

²¹ Ce qui suppose donc d'activer au moins l'option batterie de microbiotests dans ces projets

Classe	Définition	Indice UM
1	Sédiments présentant une écotoxicité potentielle faible ou absente	<0.5
2	Sédiments présentant une écotoxicité potentielle modérée	
3	Sédiments présentant une écotoxicité potentielle importante	≥ 3.3

Tableau 8 – Classes de toxicité (définies dans le livrable DIESE n°3)

D'autres formules d'indices sont possibles, et certaines seront discutées dans la section « études de cas ».

Intégration des résultats

Cet aspect est couramment abordé dans la littérature à l'aide d'indices plus ou moins sophistiqués. Deux stratégies se distinguent. La première consiste à considérer que chaque LOE suffit pour classer un sédiment comme dangereux, tandis que toutes sont nécessaires pour le classer comme non dangereux. La deuxième, assez prisée des concepteurs des approches « triade », consiste à établir un classement sur la base de toutes les LOE en pondérant plus ou moins leur importance relative.

Par exemple Grapentine *et al.* ont proposé un indice (SQI, *sediment quality index*) tenant compte du nombre de contaminants dont la concentration est supérieure au seuil de qualité, et son amplitude (Grapentine *et al.*, 2002b, Marvin *et al.*, 2004). Cet indice est ramené une échelle de 0 à 100. Les auteurs reconnaissent que les quotients des concentrations mesurées par les seuils de qualité respectifs donnent des résultats similaires, mais trouvent un avantage à leur indice dans la possibilité de combiner de nombreux contaminants différents (Grapentine *et al.*, 2002b). Le quotient moyen proposé à la même époque par MacDonald *et al.* (MacDonald *et al.*, 2000), voir ci-dessous, remplit toutefois le même objectif tout en étant plus simple à calculer.

Piva *et al.* (Piva *et al.*, 2011) définissent 4 LOE (chimie, bioaccumulation²², biomarqueurs et bioessais). Chaque LOE comprend plusieurs mesures (e.g. plusieurs paramètres chimiques pour la première). Pour chaque mesure, un quotient à la valeur de référence (RTR) est calculé ; ces quotients sont agrégés par LOE (i) en pénalisant le danger (par exemple les RTR des substances prioritaires dangereuses au titre de la DCE sont affectées d'un coefficient de 1.3), puis (ii) en calculant une somme pondérée de tous les RTR.

$$HQ_c = \frac{\sum_{j=1}^n RTR_a(j)}{n} + \sum_{k=1}^m RTR_b(k)$$

Équation 6

Avec HQ_c le quotient agrégé de la LOE « chimie », $RTR_a(j)$ les quotients individuels < 1 , $RTR_b(k)$ les $RTR \geq 1$, n et m les effectifs respectifs de $RTR < 1$ ou ≥ 1 . Le quotient normalisé (MacDonald *et al.*, 2000), Équation 7), se présente comme une alternative plus neutre, puisqu'il n'y a pas de pénalité supplémentaire affectée à certains polluants par rapport à d'autres, et que la valeur du quotient est indépendante du nombre de substances mesurées :

$$HQ_c = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{C_i}{PEC_i}}{n}$$

Équation 7

Avec C_i la concentration mesurée dans le sédiment pour la substance i , et PEC_i la concentration d'effet probable. $\frac{C_i}{PEC_i}$ est équivalent au RTR de l'Équation 6. Fairey, Long *et al.* ont construit un indice sur le même principe, mais avec des seuils différents, en cherchant la combinaison de seuils qui permettait la meilleure prédiction de l'écotoxicité aigue pour un amphipode (*A. abdita*) sur une base de données de plusieurs milliers d'échantillons (Fairey *et al.*, 2001).

L'Équation 7 permet de mettre en place une échelle de valeurs d'indice indépendante du nombre de composés mesurés, ce qui n'est pas le cas de l'Équation 6, et donc de fixer des valeurs de seuils décisionnels génériques. On peut également objecter à l'Équation 6 de surévaluer les substances les plus prioritaires, alors que leur dangerosité est déjà repérée par leur valeur de référence (ou PEC). Cela dit, les quotients de danger en matière

²² Désignée par le terme « biodisponibilité » dans l'article

de contamination chimique ne donnent pas forcément de meilleurs résultats qu'un classement basé sur le paramètre le plus pénalisant (Desrosiers *et al.*, 2010).

Dans l'étude italienne déjà citée (Piva *et al.*, 2011) les quotients agrégés relatifs aux LOE bioaccumulation (biodisponibilité) et biomarqueurs²³ sont construits sur un principe voisin de celui présenté pour la LOE chimie. La LOE « écotoxicité ne sera pas discutée ici, mais dans la section suivante, dans la mesure où la conception de cet indice le rend plus approprié pour les macrobiotests. Piva *et al.* intègrent finalement les LOE dans un indice unique après avoir standardisé les échelles ; cet indice est derechef une moyenne pondérée des indices respectifs des LOE, en donnant un poids accru (x1.2) aux LOE bioaccumulation et écotoxicité.

L'indice PEEP développé initialement pour classer des effluents en fonction de leur charge écotoxique (Costan *et al.*, 1995) constitue une alternative de conception plus simple que l'indice initialement développé dans la tâche 3 de DIESE. La formule de cet indice PEEP, amputée de la composante débit qui n'a pas lieu de s'appliquer ici, est donnée par l'Équation 8.

$$P = \log_{10} \left[1 + n \left(\frac{\sum_{i=1}^N T_i}{N} \right) \right]$$

Équation 8

Avec n le nombre de tests réalisés, N le nombre de tests dont la réponse est différente du contrôle, T_i la réponse obtenue pour le test i exprimée en unité toxique²⁴.

L'indice SED-TOX (Bombardier et Bermingham, 1999) a été développé pour une batterie de tests sur différentes matrices – eau interstitielle, extrait organique et sédiment entier -. Les données d'entrée sont soit des concentrations effectrices (CEX, $25 \leq x \leq 100$), soit le pourcentage de survie dans le cas du test sur sédiment entier. Les réponses sont converties en unités toxiques (UT) ou équivalent (ratio du pourcentage de survie maximum sur le pourcentage mesuré dans le cas du test sur sédiment entier) dans les différents compartiments considérés (eau interstitielle etc.). Les résultats sont ramenés à une échelle en équivalent poids sec, et sommés en tenant compte de la proportion de chaque compartiment dans le sédiment total. Le calcul final tient également compte de la limite de détection de chaque mesure.

Nous avons également testé un indice de conception simple, où entrent en jeu les unités toxiques comme dans le PEEP, normalisées par le nombre de tests pratiqués, et sans pondéré un test où l'autre (Équation 9).

$$H = \frac{\sum \log_{10}(UT)}{n}$$

Équation 9

Avec n le nombre de tests réalisés, et UT les résultats des tests en unités toxiques.

A ce stade, le choix de l'indice peut rester ouvert. Il paraît au demeurant secondaire par rapport au choix des microbiotests. Le choix final, après les études de cas, devra tenir compte de différents critères, par exemple ceux énoncés par Burton *et al.* (Burton Jr *et al.*, 2002b) cf. 2.5)

Conclusion de l'étape 1 : sans préjuger du choix qui sera fait à l'issue des études de cas entre une décision basée sur toutes les LOE disponibles, ou sur une partie d'entre elles, cette étape aboutit potentiellement à classer des échantillons, ou des groupes d'échantillons en 3 classes, de 1 (danger négligeable) à 3 (danger avéré). En classe 1, il n'est pas nécessaire de poursuivre l'évaluation et le projet (aménagement, curage, maintien en place ...) peut se poursuivre ; en classe 3, il ne semble pas nécessaire non plus de poursuivre l'évaluation, et il convient de choisir une option de gestion appropriée. En classe 2 il convient de passer à la deuxième étape de l'évaluation, décrite ci-après.

²³ nous ne développerons pas ici le calcul des LOE biomarqueurs car ces déterminations ont été exclues dès le départ de la soumission faite auprès de l'ANR

²⁴ Inverse de CEX*100%

3.2.3 Etape 2 - Evaluation du danger à l'aide d'une batterie d'outils biologiques

Il s'agit ici de répondre à la question « (a) y a-t-il des effets toxiques sur les invertébrés benthiques, ou (b) les contaminants bioamplifiables sont-ils présents dans la macrofaune à un niveau préoccupant » ?

3.2.3.1 Paramètres à mesurer

L'évaluation de l'écotoxicité (a) fait appel à une batterie de tests (cf. livrable DIESE n°6). La batterie maximale comprend les trois microbiotests précédemment cités (Microtox[®] phase solide, protocole modifié ; Luminotox[®] protocole classique ; test Ostracode), et une batterie de tests sur macroinvertébrés (crustacé *Gammarus fossarum*, larve d'insecte *Chironomus riparius*, mollusque gastéropode *Potamopyrgus antipodarum*). Pour chaque macroinvertébré plusieurs paramètres représentatifs de la survie, la croissance ou la reproduction sont accessibles dans la même procédure de test (cf. livrable DIESE n°3) :

- Gammare (*Gammarus fossarum*) : taux de survie, taux d'alimentation, taux de croissance, reproduction ;
- Chironome (*Chironomus riparius*) : survie, taux de croissance, taux d'émergence
- Mollusque (*Potamopyrgus antipodarum*) : taux de survie, taux de reproduction (surface ovocytaires, nombres d'ovocytes et nombres d'embryons), taux de croissance

Les tests sur végétaux (*Myriophyllum aquaticum*) et sur œufs de poissons (*Danio rerio*) n'ont pas permis de mettre en évidence de toxicité sur les sédiments contaminés de notre étude, et de ce fait ne sont pas inclus dans cette batterie.

Les paramètres les plus sensibles pour les tests retenus discriminent les sédiments testés de manière similaire (cf. livrables DIESE n°3 et 6) ; il n'est donc pas forcément indispensable de les mesurer tous. Cela dit, ces mesures sont réalisées sur les mêmes systèmes de test, et n'induisent donc qu'une différence de prix de revient limitée. Un choix possible (cf. livrable n°3), d'après une analyse en composantes principales des résultats, repose sur les tests et paramètres suivants :

- a. Chironome (*C. riparius*) : taux de survie larvaire (4 semaines), taux de croissance, taux d'émergence, vitesse de développement des mâles.
- b. Gammare (*G. fossarum*) : survie des juvéniles pendant le test de croissance (4 semaines), reproduction-surface ovocyttaire, reproduction-nombre d'ovocytes par femelles, taux d'alimentation.
- c. Gastéropode (*P. antipodarum*) : reproduction-nombre moyen d'embryons par individu.

L'étude de la macrofaune benthique in situ est un complément utile à l'évaluation de la toxicité (cf. livrable DIESE n°5). Il s'agit de démontrer un effet toxique sur les communautés en s'affranchissant de l'incertitude introduite par les manipulations des sédiments, inévitables dans le cas des bioessais (cf. Tableau 1 page 16). L'échantillonnage viser en première intention les habitats du chenal (zone d'écoulement de la retenue), sachant que dans les travaux rapportés dans le livrable n°5 il n'a pas été montré de structuration longitudinale, et les habitats de berge les plus biogènes, qui peuvent être affectés ou servir de refuge. Les taxons (genres, sauf exception) à suivre en priorité – dans la perspective de consolider les réponses obtenues avec les bioessais – sont les suivants

1. taxons sensibles : *Leuctra*, *Sericostoma*, *Ecdyonurus*, *Ephemerella*, *Antomyidae*, *Atheix*, *Gammarus*, *Nemoura* ;
2. taxons moyennement sensibles : *Limnephilus*, *Psychomyia pusilla*, *Caenis*, *Ephemera*, *Ceratopogoninae*, *Limoniidae*, *Orthocladiinae*, *Psychodia*, *Tanytarsinii*, *Asellus aquaticus*, *Potamopyrgus*, *Sphaerium* ;
3. taxons peu sensibles ou résistants : *Chironomini*, *Tanypodinae*, *Tipula*, *Oligocheta*, *Nematoda*.

Les traits bioécologiques sensibles à la contamination et convergents avec les macro-biotests sont la reproduction, l'alimentation et la taille. D'autres traits sont également sensibles (par ex. affinité au substrat, statut trophique, mode de dispersion, ...) ; il serait donc intéressant de les inclure également. Cependant ils nécessitent un effort d'acquisition plus important que les traits reproduction, alimentation et taille pour les taxons listés ci-dessus.

L'évaluation de la bioaccumulation (b) fait appel à la collecte d'oligochètes sur site, et à l'analyse des contaminants bioamplifiables. Les oligochètes sont abondants et systématiquement présents dans les sédiments. L'espèce *Lumbriculus variegatus* est en outre utilisée en test de bioaccumulation standardisé (Phipps *et al.*, 1993). Le chironome exploite un habitat similaire aux oligochètes, et pourrait aussi convenir, tout

en étant parfois moins aisé à collecter. D'autres espèces, notamment des mollusques bivalves (corbicules, dreissènes ...) ont également été utilisées dans le même but, ou comme espèces sentinelles dans des réseaux de surveillance. Dreissènes (*Dreissena polymorpha*) et corbicule (*Corbicula fluminea*) sont des espèces invasives assez ubiquistes. Les effectifs de dreissènes semblent toutefois en forte décroissance depuis quelques années. Quant aux corbicules, elles sont capables de survivre longtemps en restant fermées, et accumuleront donc les contaminants de manière variable. Le choix de l'espèce doit tenir compte non seulement de son habitat et son exposition aux contaminants accumulables, mais aussi de considérations pratiques, telles que la possibilité de récolter des tissus (mous) en quantité suffisante pour l'analyse. Ces différents arguments convergent vers le choix des oligochètes comme organisme représentatif. Les contaminants à analyser sont les mêmes que ceux visés à l'étape 1 (cf. Tableau 3 en page 22) : HAP, mercure / méthyl-mercure, PBDE, hexachlorobenzène, hexabromocyclododécane et PCB en première intention.

3.2.3.2 Interprétation des résultats

Critères d'interprétation

- L'interprétation des macrobiotests passe par la comparaison des résultats observés à des gammes de valeurs de référence, établies pour les différents traits de vie sélectionnés (cf. livrable DIESE n°3 ; résumé dans le Tableau 9). La définition d'un référentiel de valeurs de référence intégrant la variabilité naturelle de la réponse permet donc de minimiser les problèmes soulevés par la variabilité des sédiments (granulométrie notamment) et l'impact de cette variabilité sur les traits. La gamme de variabilité des réponses en situation de référence de chacun des traits de vie a été établie dans un premier temps à partir des valeurs médianes des réplicats des tests, dont la distribution apparaît normale pour chaque trait. La gamme de variabilité en situation de référence a été définie comme l'intervalle entre les percentiles 2.5 et 97.5 (soit 95% de la variabilité totale), sauf pour la survie, où le seuil a été fixé à 5%. La sensibilité interspécifique des traits a été testée à l'aide de sédiments contaminés ; la médiane des réponses biologiques obtenues pour chaque trait a été comparée aux limites du référentiel de réponses des sédiments de référence.

Espèce	Trait de vie	Paramètre mesuré (unités)	moyenne	CV(%)	limite inférieure	limite supérieure
<i>G. fossarum</i>	Reproduction	nombre d'ovocytes par femelle	4.1	9.8	3.3	4.9
		surfaces ovocytaires (μm^2)	102901	6.1	90698	115104
	Alimentation	taux d'alimentation ($\text{mm}^2/\text{jour}/\text{indiv.}$)	33.2	12.6	25.0	41.3
<i>C. riparius</i>	Croissance	survie (%)	82.5		63.1	
		taux de croissance (mm/jour)	1.2	9.2	0.9	1.4
	Emergence	taux d'émergence (%)	77.8		66.3	
		vitesse de développement des mâles (1/jour)	0.1	4.4	0.1	0.1
<i>P. anti-podarum</i>	Reproduction	nombre d'embryons par femelle	17.4	31.7	6.6	28.2

Tableau 9 – Traits et valeurs de référence sélectionnés pour les macrobiotests

- Pour la macrofaune, il faut aussi procéder par comparaison à une référence relative présentant des caractéristiques comparables aux sites tests, à l'exception des stressés suspectés (en particulier la contamination). Il n'existe pas à l'heure actuelle de référentiel de valeurs de « bon état » pour les traits ciblés. Comme indiqué dans le livrable n°5, nous n'avons pas observé de structuration longitudinale dans nos cas d'étude, ce qui légitime d'autant mieux l'utilisation d'une référence relative à l'amont des retenues.
- Enfin pour la LOE « bioaccumulation », l'interprétation fait appel aux NQE-biote ou à des seuils de toxicité tissulaire (CBR, *critical body residue*).

Intégration des résultats

Dans la mesure où ils portent sur des sédiments et non des extraits, les macrobiotests ne peuvent pas se prêter à la détermination de concentrations effectrices, qui sont très souvent la donnée d'entrée privilégiée pour la construction d'indices quantitatifs.

La LOE « écotoxicité » de l'étude italienne citée plus haut (Piva *et al.*, 2011) s'applique typiquement à des macrobiotests, fournissant une mesure quantitative dans un sédiment test, comparée à la même mesure dans un témoin. La procédure proposée consiste à calculer le % de variation par rapport au témoin, corrigé de la significativité. L'effet E (équivalent au RTR) est ensuite déterminé, comme le quotient entre ce % de variation et le seuil d'effet du test (en % également), pondéré par un facteur spécifique. Puis sont calculés séparément le cumul des effets pondérés, et le cumul des pondérations (comme si l'effet de chaque test était égal à 1). On considère que le sédiment n'est pas dangereux si la somme des effets pondérés est inférieure à la somme des pondérations ; plusieurs classes de danger sont proposées quand la somme des effets pondérés excède la somme des pondérations.

D'autres approches semi-quantitatives, utilisant des scores, ont été proposées antérieurement (Menzie *et al.*, 1996, Johnston *et al.*, 2002, Babut *et al.*, 2006), mais nous estimons manquer du recul nécessaire sur les traits et mesures sélectionnés dans DIESE pour avancer dans ce sens. D'autre part, cette batterie de macrobiotests est construite pour éviter toute redondance fonctionnelle, ce qui milite pour un déclassement dès qu'un test répond, plutôt qu'un indice pondérant les réponses des tests.

Par voie de conséquence on considèrera chaque LOE séparément ; une réponse positive (danger avéré) pour une LOE suffirait pour classer un sédiment comme dangereux, quelle que soit la réponse pour les autres LOE.

Conclusion de l'étape 2 : cette étape aboutit potentiellement à classer des échantillons, ou des groupes d'échantillons en 2 catégories : danger négligeable ou danger potentiel. Dans le premier cas, il n'est pas nécessaire de poursuivre l'évaluation et le projet (aménagement, curage, maintien en place ...) peut se poursuivre ; dans le cas contraire, le pétitionnaire peut soit poursuivre l'évaluation en étape 3, s'il estime par exemple que la comparaison des LOE macrobiotests et macrofaune incite à approfondir l'évaluation, ou arrêter l'évaluation à cette étape et dans ce cas rechercher une autre option de gestion.

3.2.4 Etape 3

En principe cette étape doit rarement être mise en œuvre ; elle ne se justifie a priori que dans des cas assez spécifiques, soit en raison d'enjeux particuliers, soit de difficultés rencontrées aux étapes précédentes, faisant qu'il n'a pas été possible d'atteindre une conclusion et une décision claires. Il en découle que les outils à préconiser et mettre en œuvre à cette étape ne peut et ne doivent pas être standardisés, et que sa conception doit être pensée au cas par cas.

Ainsi, nous nous limiterons à mentionner les orientations ci-dessous :

- LOE bioaccumulation / bioamplification : déploiement d'organismes engagés afin de maîtriser la part de variabilité liée à l'organisme lui-même (les organismes sont élevés au laboratoire et leurs caractéristiques de départ et leur comportement sont connus). Des modèles de bioaccumulation peuvent aussi être envisagés, avec les précautions d'usage concernant le calibrage aux caractéristiques du ou des sites, et l'incertitude associée aux résultats.
- LOE écotoxicité : déploiement d'organismes engagés.
- A côté de ces deux LOE, on peut également s'intéresser à l'évaluation de la biodisponibilité des contaminants suspectés des impacts sur la communauté benthique relevés à l'étape précédente.

4 ESSAI D'APPLICATION (ETUDES DE CAS)

4.1 Objectif

Pour différentes raisons, notamment de calendrier, la démarche n'a pas été testée en tant que telle, c'est à dire appliquée sur un cas aussi proche que possible d'un cas réel, chaque étape envisagée après la précédente, avec des échanges en fin d'étape avec les institutions gestionnaires des sites test.

En revanche les données des échantillons collectés et partagés dans le cadre des tâches 1 à 4 de ce projet ont servi aux tests rapportés ci-après. L'objectif poursuivi dans cette partie est d'obtenir une vision synoptique des données, tester les options d'interprétation et recommander des choix méthodologiques en matière de présentation et d'interprétation des données.

4.2 Données disponibles

17 sites, en majorité indépendants les uns des autres (Tableau 10), ont fait l'objet de prélèvements, qui ont ensuite été utilisés dans les différentes tâches du projet. Les échantillons collectés ont été analysés pour une large gamme de substances ; la distribution granulométrique, le rapport C/N, la teneur en matière organique (carbone organique total – COT, perte au feu – LOI) ont également été déterminés. Les données complètes sont présentées dans les livrables 2 et 3 du projet.

Référence	Commune	Masse d'eau	coordonnées	
			X_L93	Y_L93
1	Blandin	Bourbre	891695	6488170
2	Port Galland	Ain	871522	6525630
3	Chenecey Buillon	Loue	925005	6674290
4	Creys Malville	Rhône	891744	6522740
5				
6	Baie de Vidy (Suisse)	lac Léman	974981	6607450
7	Lucenay	Azergues	834208	6532896
8	Marckolsheim	Rhin	1040750	6788250
9	Ile Barbe, Lyon	Saône	841888	6523230
10	Cajarc	Lot	607663	6376314
11	Port Galland	Ain	871522	6525630
12	Grange Bouquet	Loue	925867	6670930
13	Bourgoin Jallieu	Bion	875151	6502970
14	Port Galland	Ain	871522	6525630
15	St Claude	Bienne	917120	6590740
16	Anduze	Amous	778523	6330670
17	St Maurice de Rémens	Neyrieux	875292	6540910

Tableau 10 – Sites tests du projet DIESE

4.3 Etape 1

L'étude de cas concernant cette étape vise globalement à comparer le classement qu'on peut établir à l'aide de l'analyse de la contamination avec les résultats des tests d'écotoxicité, dans le but de vérifier si l'on aboutit au même classement. En d'autres termes, sans préjuger de la valeur intrinsèque de chaque LOE, il s'agit de savoir si la connaissance de la contamination chimique permet de prédire les effets écotoxiques.

Il s'agit également, au sein de chaque LOE, de comparer différents outils (indices ou autres), pour arriver à des recommandations opérationnelles basées sur un compromis entre facilité d'utilisation²⁵ et transparence d'une part, sensibilité de l'autre.

4.3.1 Classement des sites sur la base des données de chimie

Le Tableau 11 présente un classement des 17 sites sur la base des seuils de qualité « TEC » et « PEC » (MacDonald *et al.*, 2000). L'intérêt de cette série de seuils nous semble justifié par la recherche de convergence entre plusieurs méthodes de détermination des seuils et par la gamme de substances couverte. Comme le dibenzo(a,h) anthracène n'a pas de PEC, mais seulement une TEC, il n'est pas possible d'établir de classement pour cette substance, ni de la prendre en compte pour le calcul du quotient moyen (Équation 7).

Sites	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Cr	1	1	1	2	2	2	2	2	2	1	1	2	1	1	1	1	1
Ni	1	1	2	2	2	3	2	2	2	2	1	1	1	1	1	1	1
Cu	1	1	1	2	1	3	2	1	2	1	1	1	1	1	2	2	1
Zn	1	2	2	2	2	3	2	2	2	3	2	2	2	2	2	3	1
As	1	1	1	1	1	2	3	1	2	3	1	2	1	1	1	3	1
Cd	1	1	1	1	1	2	2	1	1	3	1	1	1	1	1	2	1
Pb	1	1	1	1	1	2	2	1	2	2	1	2	1	1	1	3	1
Hg	1	1	1	1	1	2	2	2	1	2	1	1	2	1	1	2	1
PCBtot	1	1	1	1	1	2	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Anthracène	1	1	2	2	1	2	2	1	1	2	1	1	1	2	1	1	1
Benzo (a) pyrène	1	2	2	2	1	1	2	1	2	2	2	2	1	2	1	2	1
Benzo (a) anthracène	1	2	2	2	1	2	2	1	2	1	2	2	1	2	1	2	1
Chrysène	1	2	2	2	1	2	2	1	2	2	2	2	1	1	2	1	1
Dibenzo (a,h) anthracène	nd ²⁶	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Fluoranthène	1	2	2	2	1	2	2	1	2	1	2	1	1	2	1	2	1
Fluorène	1	1	1	1	1	2	1	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1
Naphtalène	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1
Phénanthrène	1	2	1	1	1	2	2	1	2	2	1	1	1	2	1	2	1
Pyrène	1	2	2	2	1	2	2	1	2	1	2	2	1	2	1	2	1
HAPtot	1	2	2	2	1	2	2	1	2	2	2	2	1	2	1	2	1

Tableau 11 – Classement des échantillons sur la base des TEC et PEC (MacDonald *et al.*, 2000)

En classe 1, l'échantillon présente pour l'élément concerné une concentration \leq TEC (probabilité d'au moins 75% que l'échantillon soit non toxique) ; en classe 3 la concentration est \geq PEC (probabilité d'au moins 75% que l'échantillon soit toxique).

Les sédiments 1 et 17 sont en classe 1 pour tous les éléments analysés ; les échantillons 13 et 15 sont également peu contaminés (2 éléments trace en classe 2, tous les autres paramètres en classe 1). En revanche les échantillons 6, 10 et 16 présentent un ou plusieurs éléments trace en classe 3 (danger/risque avéré). Aucun des sédiments testés ne présente de contamination organique (par ex. HAP) en classe 3.

On constate également que les HAP pris individuellement ne déclassent pas plus que le paramètre « HAP totaux ». Cette remarque est liée à une faible contamination des sédiments testés par ce groupe de composés ; en effet, la somme des PEC des HAP individuels est inférieure de moitié à la PEC « HAP totaux ». Si la contamination par les HAP était élevée, on devrait logiquement constater une discrimination plus forte par les HAP individuels que par le paramètre HAP totaux.

Les valeurs de seuil compilées dans le Tableau 5 (substances organiques) et le Tableau 6 (éléments trace) aboutiraient à un Tableau 11 différent, avec une plus grande fréquence en classe 3 pour les seuils SSD (Kwok *et al.*, 2008). Le recours aux seuils issus des approches par équilibre de partition auraient l'effet inverse, de même d'ailleurs que l'utilisation de seuils réglementaires (notamment l'arrêté de 2006 en France, ou le décret de 2010 cité par (Piva *et al.*, 2011) pour l'Italie). Ces textes réglementaires ne précisent pas comment les valeurs

²⁵ « méthodologie » d'après Burton *et al.* Burton Jr GA, Chapman PM, Smith EP (2002b). Weight-of-evidence Approaches for Assessing Ecosystem Impairment. *Hum Ecol Risk Assess*, 8: 1657-1673.

²⁶ Non déterminé : < limite de quantification

affichées ont été déterminées, et leur fondement écotoxicologique paraît limité. En tout état de cause, le choix d'un référentiel pour la contamination va dépendre de considérations scientifiques, comme la cohérence avec les résultats des tests d'écotoxicité, et de considérations pratiques (liste des substances couvertes).

Approches de classification

Le danger lié à la contamination peut être apprécié de façon plus ou moins restrictive ou conservatrice. L'option la plus simple consiste à déterminer le classement global par rapport à la variable la plus pénalisante (au plus déclassant). En procédant à un classement sur cette base, les sites 1 et 17 sont en classe 1, les sites 6, 7, 10 et 16 en classe 3, les autres sites restant en classe 2. Cette option néglige toutefois les effets additifs éventuels, ce qui justifie de rechercher des indices de contamination plus globaux.

Le [Tableau 12](#) présente les valeurs prises par trois indices de contamination (HQ_{PEC} (MacDonald *et al.*, 2000), HQ_C (Piva *et al.*, 2011), SQI (Graptine *et al.*, 2002b), cf. § 3.2.2.3 ci-dessus) sur les 17 sites, et la classification qui en résulte. Les classes et leurs bornes sont celles déterminées par les auteurs respectifs. En revanche nous avons utilisé les mêmes seuils de qualité, en l'occurrence les PEC (MacDonald *et al.*, 2000), pour calculer ces deux indices, de façon à ne comparer que ces derniers. Une seule variable HAP (i.e. HAP totaux) a été prise en compte, pour ne pas donner un poids trop important à cette classe de contaminants.

Sites	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
HQ_{PEC}	0.041	0.148	0.187	0.231	0.207	0.721	0.528	0.232	0.273	0.697	0.143	0.221	0.155	0.149	0.171	2.493	0.022
Classe	1	2	2	2	2	3	3	2	2	3	2	2	2	2	2	3	1
HQ_C	0.04	0.16	0.20	0.25	0.22	5.37	1.63	0.25	0.29	5.80	0.15	0.24	0.17	0.16	0.18	24.61	0.02
classe	Abs	Abs	Abs	Abs	Abs	Maj	Faib	Abs	Abs	Mod	Abs	Abs	Abs	Abs	Abs	Sév	Abs
SQI	100	100	100	100	100	78.5	92.9	100	100	76.3	100	100	100	100	100	48.3	100
classe	Exc	Exc	Exc	Exc	Exc	Médioc	Bon	Exc	Exc	Médioc	Exc	Exc	Exc	Exc	Exc	Mauv	Exc

Tableau 12 – Comparaison de trois indices de contamination

HQ_{PEC} représente le quotient PEC (Équation 7) ; les bornes de classe respectives sont 0.1 et 0.5. L'indice HQ_C (Piva *et al.*, 2011) est présenté Équation 6 ; les classes sont déterminées comme suit : $HQ_C < 0.7$ ABS (absent), < 1.3 Néglig (Négligeable), < 2.6 Faib (Faible), < 6.5 Mod (Modéré), < 13 Maj (Majeur), ≥ 13 Sév (Sévère). Le calcul du SQI nécessite de déterminer la fréquence de dépassement des PEC au sein de chaque échantillon, et l'amplitude de ce dépassement, puis de combiner ces deux informations en normant cette combinaison (racine carrée de la somme des carrés des variables fréquence et amplitude, divisée par $\sqrt{2}$). Les auteurs proposent 5 classes, de Excellent (Exc) à sévère, en passant par bon, médiocre (Médioc), et mauvais (Mauv).

Cette comparaison montre que contrairement, semble-t-il, aux intentions de ses auteurs, l'indice HQ_C a tendance à minorer le danger attribué aux échantillons moyennement contaminés, et ne pénalise que les échantillons fortement contaminés : ainsi, la majorité des échantillons en classes 2 au titre de l'indice HQ_{PEC} est classée en classe « Abs » par l'indice HQ_C (Figure 7).

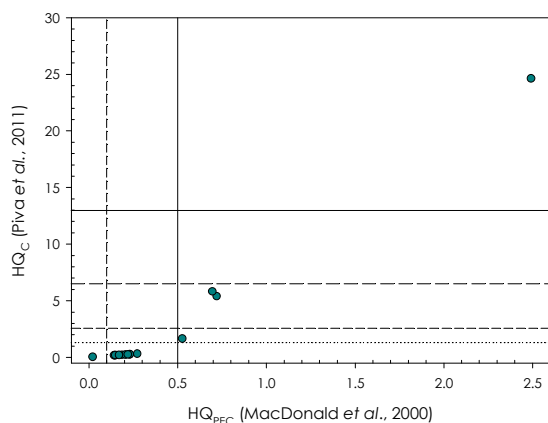


Figure 7 – Comparaison des indices HQ_{PEC} (MacDonald *et al.*, 2000) et HQ_C (Piva *et al.*, 2011)

Les droites horizontales et verticales sur ce graphique correspondent aux bornes de classes proposées par les auteurs respectifs.

De plus HQ_{PEC} et HQ_C apparaissent fortement corrélés, ce qui est tout à fait logique puisque (1) on a utilisé les mêmes valeurs de seuils, et (b) le principe de base est le même, à savoir calculer des ratios entre concentrations mesurées et seuils de qualité. L'indice HQ_C augmente plus rapidement que l'HQ_{PEC}, conformément aux intentions des auteurs de pénaliser plus fortement les substances dangereuses prioritaires.

$$HQ_C = e^{a \cdot HQ_{PEC}}$$

Équation 10

$$a=1.2868 ; R^2 = 0.94, p < 0.0001$$

L'intérêt de pénaliser plus fortement les échantillons les plus contaminés peut se comprendre dans une démarche d'intégration de plusieurs LOE (notamment contamination et toxicité) en un indice unique. Cependant cette pondération n'est pas justifiée par des arguments scientifiques²⁷, et d'autre part rien n'oblige à intégrer toutes les LOE dans un indice ou un score unique. A contrario on peut arguer que la sous-pondération des échantillons moyennement contaminés peut conduire à considérer à tort des échantillons comme non dangereux, alors qu'en examinant les contaminants individuellement ils pourraient être en classe 2 (potentiellement dangereux).

L'indice SQI est également corrélé à l'indice HQ_{PEC} (régression piecewise, R²=0.96, p<0.0001 ; cf. aussi Figure 8). Cette corrélation était attendue, dans la mesure où les deux indices sont construits, à des degrés divers, à partir de quotients entre concentrations mesurées et PEC. Le SQI est moins sensible que le HQ_{PEC}, puisque tous les échantillons en classe 2 pour ce dernier sont classés « excellents » par le SQI, et que le site 7, en classe 3 pour le HQ_{PEC}, est classé « bon » pour le SQI (Figure 8).

²⁷ La toxicité plus forte de certains contaminants se traduit par une PEC plus basse.

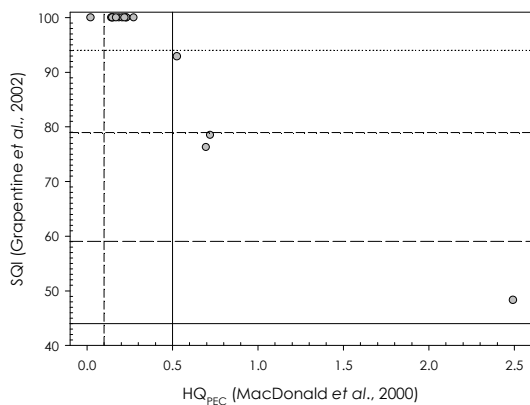


Figure 8 – Comparaison de l'indice HQ_{PEC} (MacDonald *et al.*, 2000) et de l'indice SQI (Grapentine *et al.*, 2002b)

Les droites horizontales et verticales sur ce graphique correspondent aux bornes de classes proposées par les auteurs respectifs.

Par ailleurs pour ces 17 sédiments un classement sur la base du paramètre le plus déclassant aboutit strictement au même résultat que la classification suivant l'indice HQ_{PEC}. Desrosiers *et al.* (Desrosiers *et al.*, 2010) étaient arrivés à la même conclusion pour 50 sédiments du fleuve Saint-Laurent.

4.3.2 Comparaison du classement sur la base de la chimie et des tests de toxicité

4.3.2.1 Réponses des microbiotests

Les résultats des microbiotests ont été traités par classification ascendante hiérarchique (CAH ; distance euclidienne, agrégation par méthode de Ward). Quatre classes sont identifiées (Figure 9). Cette analyse a été réalisée sur la base des CE50 corrigées pour Microtox, classique pour Luminotox, et de 100%-pourcentage maximum d'inhibition pour le test Ostracode.

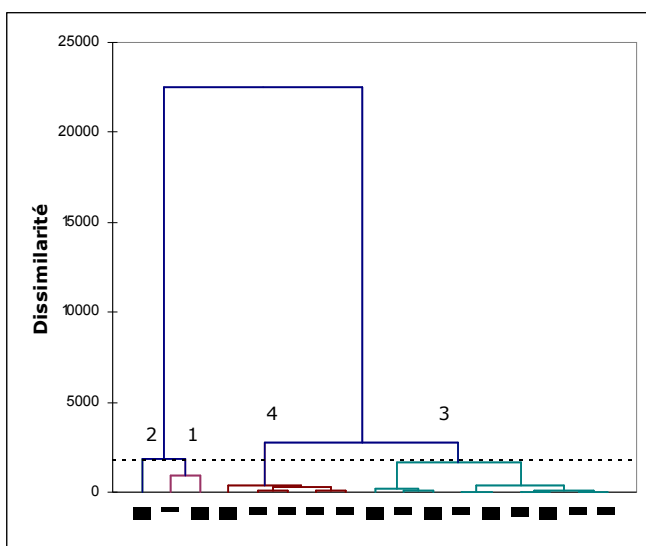


Figure 9 – Dendrogramme des réponses des microbiotests

Les branches (groupes) 1 et 2 correspondent aux échantillons ayant les réponses les plus faibles, moins écotoxiques, les branches 3 et 4 aux échantillons les plus toxiques. Les deux échantillons du groupe 1 (sites 1 et 17) sont faiblement contaminés (classe 1 de l'indice HQ_{PEC}). A contrario, les échantillons fortement contaminés (classe 3 de l'indice HQ_{PEC}) sont soit en classe 4 (sites 6 et 7) ou en classe 3 (sites 10 et 16) pour la CAH-microbiotests. Les échantillons de contamination intermédiaire (classe 2 de l'indice HQ_{PEC}) se répartissent entre les classes 2 (site 13), 3 et 4 de la CAH.

On pourrait affiner cette analyse en essayant d'introduire des seuils alternatifs aux PEC et évaluer leur incidence sur la concordance entre le classement issu de l'analyse de la contamination et celui de la CAH-microbiotests. Cela n'a pas été possible dans les délais impartis ; on peut néanmoins estimer que les seuils SSD comme ceux issus de l'approche équilibre de partition induirait une augmentation des divergences de classement.

Une CAH a été réalisée en parallèle sur les résultats d'analyses, puis comparée à la CAH-microbiotests à l'aide du test de Mantel. Les matrices de distance sont fortement corrélées ($p=0.004$), indiquant que les classements des deux analyses sont comparables.

Du point de vue de la démarche proposée en étape 1 (§ 3.2.2), il importe surtout de connaître le taux d'erreur commis en classant des échantillons (sites) comme non dangereux du point de vue de la contamination. De fait cette situation ne se produit pas dans le jeu de données issu du projet, dont il faut cependant reconnaître qu'il ne comporte pas beaucoup de sites, et que les principaux contaminants sont minéraux.

4.3.2.2 Réponses des macrobiotests

Dans le cas des macrobiotests, on dispose d'une part d'une réponse binaire (non toxique NT, toxique T), selon que la réponse du paramètre considéré tombe dans l'intervalle de variabilité des tests sur échantillons de référence ou en-dehors, et d'autre part il est possible de faire une CAH sur les réponses mesurées.

Le classement selon le premier critère (NT/T) montre que (a) les échantillons faiblement contaminés (classe 1 pour HQ_{PEC}) sont tous NT, tandis que (b) les échantillons fortement contaminés (classe 3 HQ_{PEC}) sont tous T. En classe 2 (HQ_{PEC}) les échantillons sont NT dans 5/11 cas et T dans 6/11 cas. La CAH sur ces tests aboutit à 4 groupes, dont la composition diffère de ceux obtenus avec la CAH microbiotests. Néanmoins elle est cohérente avec les deux autres approches (chimie, microbiotests) quant à la classification des extrêmes.

Comme pour les microbiotests, la classification sur la base de la seule contamination n'engendrerait pas d'erreur dans cette série d'échantillons, au sujet de laquelle il faut rappeler qu'elle est peu représentative du point de vue de la contamination organique.

4.3.2.3 Réponses de la macrofaune

Idéalement, les réponses de la macrofaune pourraient aussi contribuer à ce diagnostic, mais les données ne sont pas disponibles pour tous les sites.

4.3.3 Indices d'écotoxicité (microbiotests)

Comme indiqué précédemment (cf. § 3.2.2.3) un indice d'écotoxicité a été mis au point dans le cadre d'une des tâches du projet DIESE (cf. livrable n°3). Cet indice (UM) permet de classer les sédiments testés dans le projet en 3 classes : écotoxicité potentielle faible ou absente pour $UM < 0.5$, écotoxicité potentielle modérée pour $UM \geq 0.5$ et < 3.3 , écotoxicité potentielle importante pour $UM \geq 3.3$. Toutefois le mode de calcul de cet indice le rend dépendant du jeu de données, puisqu'il dépend des valeurs moyennes des réponses de chaque test.

D'autres indices ont été évoqués (3.2.2.3) pourraient également être utilisés, par exemple l'indice SED-TOX. Il nous a paru complexe, et par conséquent moins approprié par rapport aux critères de transparence et de simplicité mentionnés par (Burton Jr *et al.*, 2002b). Nous avons simplement comparé l'indice UM et d'une variante simplifiée de l'indice PEEP (Tableau 13).

Site	Indice UM	$\Sigma \log_{10}(UT)/n$
1	0.00	0.10
2	4.00	0.85
3	1.50	0.55
4	2.80	1.03
5	2.40	0.89
6	6.70	1.72
7	5.60	1.19
8	4.20	1.22
9	1.20	0.55
10	1.60	0.59
11	2.30	1.15
12	2.20	0.77
13	1.00	0.48
14	1.80	0.78
15	3.80	0.96
16	2.20	0.94
17	0.00	0.41

Tableau 13 – Comparaison d'indices de toxicité

Ces deux indices sont corrélés (régression linéaire, $R^2 = 0.816$, $p < 0.0001$). Trois échantillons se situent en-dehors de l'intervalle de confiance à 95%, à savoir les sites 4, 11, 12, pour lesquels la valeur de l'indice en logUT sont supérieures à ce qui serait attendu par comparaison avec UM, et les sites 2 et 7 où c'est la situation inverse. Pour l'instant nous ne sommes pas en mesure de proposer d'explication à ces écarts.

Les bornes de classe pour l'indice $\Sigma \log_{10}(UT)/n$ seraient de 0.5 et 1, en cohérence avec la CAH-microbiotests (Figure 9).

4.3.4 Potentiel d'accumulation

Ci-après nous illustrons l'estimation de la bioaccumulation pour cette étape, en prenant l'exemple des PCB.

En reformulant l'Équation 1, on obtient la concentration dans un organisme, par exemple les oligochètes :

$$C_{org} = \frac{BSAF * C_{SED} * f_{lip}}{f_{OC}}$$

Équation 11

Avec f_{lip} la fraction lipidique de l'organisme considéré, f_{OC} la teneur en COT (en g/g), et C_{SED} la concentration dans le sédiment brut en $\mu\text{g.kg}^{-1}$ (poids sec) ; dans ce cas C_{ORG} est exprimé en $\mu\text{g.kg}^{-1}$ (poids frais - pf).

Les BSAF utilisés sont repris du Tableau 3 : 103, médiane des BSAF pour différents organismes, pour le paramètre PCB total ; on peut aussi utiliser le BSAF du congénère 153 (hexachlorobiphényl), de 1.42 (± 0.53) (Ankley, 1992). La teneur en lipides des oligochètes (1.05 %) est également tirée de l'article d'Ankley. Comme la teneur en carbone organique total (COT) n'a pas été déterminée directement, nous l'estimons à 50% la perte au feu (LOI) (Dean, 1974).

Ainsi la teneur en PCB dans les oligochètes peut être estimée à 2 (site 10), 16 (site 7) et 29 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ pf (site 10). Ces sites sont les seuls pour lesquels les teneurs en PCB sont >LQ.

En reformulant l'Équation 3, et en utilisant une valeur de TMF (ou une gamme de valeurs) d'après le Tableau 4, on pourrait aussi estimer la concentration dans un organisme prédateur de niveau trophique connu, en prenant une valeur hypothétique pour l'ordonnée à l'origine dans l'équation de la régression entre niveau trophique et concentration (Équation 2)²⁸. En tout état de cause, la valeur de ce terme est critique pour la validité de la prédiction de l'accumulation, puisque en-dehors de ce terme c'est le niveau trophique (et lui seul) qui détermine la concentration dans l'organisme prédateur. L'ordonnée à l'origine représenterait plus ou moins directement le niveau de contamination « de base » d'un site, mais à l'heure actuelle nous manquons de recul

²⁸ Dans l'article de Houde M, Muir DCG, Kidd KA, Guildford S, Drouillard K, Evans MS, Wang X, Whittle DM, Haffner D, Kling H (2008). Influence of lake characteristics on the biomagnification of persistent organic pollutants in lake trout food webs. *Environ Toxicol Chem*, 27: 2169-2178. par exemple, on voit que ce terme varie d'un lac à l'autre, et n'est pas vraiment expliqué.

pour proposer des valeurs par défaut, en fonction par exemple de la concentration de départ dans le sédiments.

4.3.5 Synthèse de l'étude de cas étape 1

- Les sédiments étudiés dans le projet présentent un gradient de contamination marqué pour les éléments en trace, mais peu marqué pour les contaminants organiques tels que les HAP.
- Les seuils « TEC » et « PEC » (MacDonald *et al.*, 2000) permettent de classer les sédiments testés pour une gamme de substances courantes (éléments trace, HAP, PCB) ; une partie des substances considérées comme prioritaires n'est cependant pas couverte, pas plus d'ailleurs qu'avec d'autres sources.
- La classification opérée sur la base du paramètre individuel le plus déclassant ne diffère pas, dans ce jeu de données, d'avec le classement qu'on ferait avec un indice pondéré simple, type quotient PEC (HQ_{PEC}) utilisant les mêmes seuils.
- De même, les trois formules d'indice de contamination testées sur ce jeu de données avec les mêmes seuils donnent des valeurs d'indice corrélées, mais peuvent amener à des classements différents, selon les choix qui sont faits pour les bornes de classe. Les formules d'indice de contamination HQ_C (Piva *et al.*, 2011) et SQI (Grapentine *et al.*, 2002b, Marvin *et al.*, 2004) paraissent plus complexes à mettre en œuvre, et contre-productives en termes de classement du danger, en raison de leur moindre sensibilité aux variations de contamination.
- Les micro- et macrobiotests donnent des réponses cohérentes avec la contamination pour les gammes de faible et forte contaminations (selon les seuils TEC et PEC), plus variables pour la gamme intermédiaire.
- Les indices microbiotests testés produisent des résultats corrélés, suggérant là aussi que le choix des tests aura plus d'importance in fine que la formule de l'indice
- Il n'a pas été possible de tester la partie de l'étape 1 relative à la bioaccumulation, en comparant prédiction et mesures in situ.
- La démarche proposée à l'étape 1 paraît valide en l'état, dans la mesure où elle n'a conduit à aucun « faux négatif » (échantillon considéré non toxique sur la base de la contamination). Toutefois ce résultat n'a été obtenu que sur un effectif limité (17 sites), et avec un gradient de contamination peu marqué pour les contaminants organiques.
- L'option microbiotests nous paraît intéressante à mettre en œuvre dès cette étape 1. En effet, il n'y a à ce stade aucune garantie que la démarche soit aussi satisfaisante en cas de contamination organique marquée, d'autre part le recueil de données à l'aide de ces tests (peu coûteux au demeurant) permettrait de consolider les propositions faites ici.

4.4 Etape 2

La réalisation d'une étude de cas pour cette deuxième étape est impossible en l'état actuel des données. Le type d'approche que nous avons pratiqué pour l'étude de cas à l'étape 1, à savoir principalement analyser la validité d'une appréciation du danger reposant sur la LOE contamination par comparaison avec une LOE écotoxicité n'est ici pas possible, puisque nous ne disposons pas de résultats d'une LOE indépendante de la LOE écotoxicité. La LOE « impact sur la macrofaune en place » aurait pu convenir pour ce type d'analyse ; malheureusement les sites expérimentaux pour lesquels des données sur cette LOE ont été collectées (cf. livrable DIESE n°5) ne sont pas les mêmes que ceux pour lesquels les micro- et macrobiotests ont été réalisés, à l'exception du site 15. Il n'est donc pas possible de discuter dans quelle mesure les macrobiotests permettent de classer « correctement » ou pas les sites, et de prendre les décisions de gestion appropriées.

Un deuxième point à analyser dans l'étude de cas aurait pu être l'intégration des résultats des macrobiotests dans un indice, pour faciliter l'interprétation de la LOE écotoxicité. Nous n'avons pas souhaité tester de tels indices, dans la mesure où nous estimons que le choix des traits de vie les plus appropriés demande à être consolidé sur un plus grand nombre d'échantillons. Une revue critique des indices existants, de leur facilité de mise en œuvre, de leur sensibilité et de leur pertinence reste également à construire.

Il n'a pas été possible non de tester la LOE « bioaccumulation », puisqu'aucune donnée expérimentale n'a été générée dans le projet pour cette LOE.

4.5 Cohérence de la démarche d'évaluation : convergence des LOE contamination et écotoxicité

En fin de processus d'évaluation, pour peu que celle-ci ne se soit pas arrêtée à l'étape 1, l'opérateur, l'autorité administrative, et le cas échéant les autres parties associées, disposeront de données sur la contamination, l'écotoxicité, évaluée à l'aide de micro- et de macrobiotests, et dans certains cas d'observations de la macrofaune benthique. A cette occasion, la question de la cohérence des différentes LOE peut être soulevée.

Dans cette perspective, nous avons compilé les résultats disponibles dans le Tableau 14 où convergence appréciée à l'aide d'analyses hiérarchiques, sans préjuger des outils de classement) et dans le Tableau 15, où nous avons aussi considéré les conclusions opérationnelles possibles.

Site	Contamination	Microbiotests	Macrobotests
1	1	1	1
2	2	4	1
3	2	3	1
4	2	3	1
5	3	3	1
6	4	4	4
7	4	4	3
8	3	4	4
9	3	3	4
10	4	3	4
11	2	3	1
12	2	3	2
13	1	2	1
14	2	3	3
15	2	4	2
16	3	3	3
17	1	1	1

Tableau 14- Cohérence des LOE : classifications hiérarchiques (CAH)

Les sites 1, 6, 16 et 17 sont classés de façon identique dans les 3 analyses (1 et 17, danger faible ; 6 et 16, danger important). Les sites 7, 8, 9, 10 d'une part, 12, 13 et 14 d'autre part sont classés de manière convergente également dans les 3 analyses, puisqu'il y a moins d'une classe d'écart (7 à 10, classes 3 ou 4 ; 12 et 14, classes 2 et 3, 13 classes 1 et 2). Au total, la convergence entre les 3 types de mesures est bonne à excellente dans 11 cas sur 17. Il y a en revanche plus d'une classe d'écart dans 6 cas sur 17 (sites 2, 3, 4, 5, 11 et 15). Il en ressort que l'agrément entre les CAH est bon pour les classes de faible et forte contamination, et moins bon dans la ou les classes intermédiaires, ce qui suggère des variations de biodisponibilité des contaminants.

Des tests de Mantel sur les corrélations entre les CAH indiquent une bonne concordance entre contamination et macrobiotests ($p=0.002$), ainsi que contamination et microbiotests ($p=0.004$). En revanche les micro- et macrobiotests sont moins concordants ($p=0.217$).

Il est logique que de tels écarts apparaissent, sinon il ne serait pas utile de combiner des outils différents aux différentes étapes de la démarche d'évaluation. En revanche, il paraît moins logique que la divergence soit plus importante entre deux groupes d'outils de mesure représentant la même LOE (écotoxicité).

Le Tableau 15 est construit à partir des indicateurs proposés pour les différentes étapes (à l'exception des LOE bioaccumulation et macrofaune benthique, non testées). Pour la contamination, les classes se réfèrent à l'indice HQ_{PEC} (MacDonald *et al.*, 2000) et aux seuils de 0.1 et 0.5 (cf. 4.3.1). Pour les microbiotests, nous retenons l'indice $\Sigma \log(UT)/n$ et les seuils de 0.5 et 1. Les résultats des macrobiotests sont reportés en T (toxique, en-dehors de la plage de variation du trait de vie dans des sédiments de référence) ou NT (non toxique). E1, E2 désignent les étapes de la démarche d'évaluation. Les décisions de gestion font référence au schéma [Figure 5](#).

Site	Contamination (HQ _{PEC})	Microbiotests ($\Sigma \log(UT)/n$)	Macrobiotests	Processus d'évaluation	Décision possible
1	1	1	NT	Arrêt de l'évaluation en E1	Option de gestion prévue
2	2	2	NT	Evaluation jusqu'à E2	Option de gestion prévue ?
3	2	2	NT	Evaluation jusqu'à E2	Option de gestion prévue ?
4	2	3	T	Evaluation jusqu'à E2	Option de gestion prévue ?
5	2	2	T	Evaluation jusqu'à E2	Option de gestion prévue ?
6	3	3	T	Evaluation jusqu'à E2	Chercher une autre option de gestion
7	3	3	T	Evaluation jusqu'à E2	
8	2	3	T	Evaluation jusqu'à E2	
9	2	2	T	Evaluation jusqu'à E2	
10	3	2	T	Evaluation jusqu'à E2	Option de gestion prévue ?
11	2	3	NT	Evaluation jusqu'à E2	
12	2	2	NT	Evaluation jusqu'à E2	Option de gestion prévue ?
13	2	1	T	Evaluation jusqu'à E2	?
14	2	2	NT	Evaluation jusqu'à E2	Option de gestion prévue ?
15	2	2	T	Evaluation jusqu'à E2 ou E3	Chercher une autre option de gestion ou mettre en œuvre E3
16	3	2	T	Evaluation jusqu'à E2	Chercher une autre option de gestion
17	1	1	NT	Arrêt de l'évaluation en E1	Option de gestion prévue

Tableau 15 – Proposition de classement opérationnel des sites

En tout état de cause, ce tableau (comme le précédent) ne prend en considération que le danger lié à l'écotoxicité directe des sédiments, telle qu'elle peut être prédite à partir de la contamination ou mesurée avec les batteries de biotests. Les conclusions reportées dans les deux colonnes de droite ne peuvent être prises telles quelles pour des applications opérationnelles, puisqu'il manque des LOE par rapport à la démarche préconisée.

D'autre part, il manque ici une validation faite avec les autres parties (opérateur, autorité administrative, autres parties).

La mention « évaluation jusqu'à l'étape 2 » est essentiellement portée par l'appréciation de la contamination ; il n'y a qu'un cas (site 13) où l'indice microbiotests $\Sigma \log(UT)/n$ prend une valeur faible (classe 1), alors que la contamination est en classe 2. La décision opérationnelle pour ce site n'est pas évidente, dans la mesure où la contamination reste modérée (HQ_{PEC} = 0.155, à cause de deux substances : Zn et du Hg). La valeur de l'indice microbiotests est basse, et le site est toxique pour tous les traits de vie de la batterie de macrobiotests. En revanche, dans la CAH où on raisonne sur l'analogie des sites entre eux, les classements respectifs pour ce site de la batterie des microbiotests et de la batterie des macrobiotests sont intervertis (Tableau 14). Il s'agit d'un site pour lequel les différents indicateurs sont proches des seuils de décision, ce qui est une situation où il est difficile de conclure.

Les sites 2, 3, 4, 5, 11, 12 et 14 sont également intéressants à considérer dans la mesure où la batterie de macrobiotests les classe « non toxique » (pour tous les traits de vie), et diverge d'avec la batterie de microbiotests (classe 2 pour l'indice). Dans une démarche séquentielle (chaque étape après l'autre), les outils mis en œuvre aux dernières étapes apparaissent comme des « juges de paix » vis à vis des résultats, incertains, des étapes précédentes. Dans cette perspective, (a) il est logique d'arrêter l'évaluation à l'étape 2, et (b) la décision opérationnelle devrait être de mettre en œuvre l'option de gestion prévue, en concluant qu'il n'y a pas de danger. Dans une approche matricielle type TRIAD, on n'arriverait pas nécessairement à la même conclusion. Pour ces sites, il aurait été intéressant de sonder un panel d'usagers sur les conclusions opérationnelles proposées, ce qui n'a malheureusement pas été possible dans les délais de réalisation du

projet. Par ailleurs une évaluation de l'incertitude associée à chaque LOE éclairerait cette discussion. Cette évaluation reste à faire.

Néanmoins cette analyse suggère que la démarche d'évaluation élaborée au cours de ce projet fonctionne de manière satisfaisante pour les LOE testées. L'évaluation proprement dite fournit des résultats, cohérents pour les contaminations faibles ou importantes, plus complexes à interpréter en termes décisionnels pour les classes de contamination intermédiaire. Cette complexité est au demeurant inhérente à tout processus de décision mettant en jeu plusieurs informations de natures différentes.

5 SYNTHÈSE ET RECOMMANDATIONS

5.1 Démarche d'évaluation

L'objectif initial visait prioritairement à évaluer le « sédiment en place », dans le cas de retenues. Par rapport à ce but initial, le développement de la démarche d'évaluation a souffert du manque de précision des informations sur ce qu'impliquait ce « scénario » : quelles sont les options de gestion concernant ces sédiments, et quels sont les points de décision ? La démarche développée ici s'est donc construite de manière plus générique, autour « d'outils », batteries de tests notamment, dont l'application n'est pas propre à un scénario ou un autre. Les échanges que nous avons eus avec des opérateurs de la gestion des sédiments, notamment à l'occasion d'un séminaire (septembre 2009), mettent en évidence a contrario une attente assez large, incluant les dragages. En ce sens la démarche développée ici répond à un besoin réel, mais pourrait s'avérer plus ou moins adaptée selon les utilisations réelles. Le développement par les opérateurs et les autorités administratives concernées de scénarios type permettrait d'y voir plus clair, et de proposer des démarches comparatives, ce qui ne pouvait pas vraiment être envisagé dans le cadre de DIESE mais qui serait très utile, voire essentiel, pour les opérateurs.

Deux grands types de démarche d'évaluation coexistent dans la littérature, l'un associant systématiquement plusieurs « éléments de preuve » et déterminant l'option de gestion en fonction des résultats, et l'autre procédant de manière séquentielle à partir d'une option prédéterminée, en associant des « éléments de preuve » complémentaires choisis en fonction de l'option de gestion. Le parti pris dans DIESE relève du deuxième type. C'est d'ailleurs ce qui nous a amenés à introduire l'étude des communautés benthiques en étape 2, en cohérence avec l'évaluation du sédiment en place, alors que cette étude serait beaucoup moins justifiée dans le cas d'un dragage. Le Tableau 16 résume la démarche que nous recommandons au terme de ce projet, dont certains points mériteront d'être repris et améliorés par la suite.

<i>Etape</i>	<i>Contamination</i>	<i>Bioaccumulation</i>	<i>Ecotoxicité</i>	<i>Impacts sur la macrofaune benthique</i>
0- phase préliminaire	Compilation et synthèse des informations et données disponibles ; ajustement du modèle conceptuel ; plan d'analyses			
1- screening	Analyse de substances prioritaires sur sédiment brut (≤ 2 mm)		Microbiotests (option)	-
	Seuils de qualité prédictifs d'effets écotoxiques	BSAF + TMF / NQE biote ou seuils tissulaires (CBR)	Indice d'écotoxicité	
2 – évaluation détaillée	-	Analyse de contaminants prioritaires bioaccumulables dans des organismes du site (oligochètes ou chironomes)	Macro-biotests	Structure-abondance et traits bioécologiques dans les habitats sensibles
		NQE biote ou seuils tissulaires (CBR)	Comparaison à valeurs de référence	Comparaison à une référence relative
3 – évaluation poussée	Caging in situ +échantillonneurs passifs		Caging in situ	-

Tableau 16 – Récapitulatif des outils mis en œuvre pour l'évaluation écotoxicologique des sédiments

A la phase préliminaire, l'ajustement du modèle conceptuel tient compte des options de gestion spécifiques du projet considéré, ce qui nécessite une concertation en amont avec l'opérateur et les autorités administratives. Le plan d'analyses fixe les paramètres à mesurer (analyses de contaminants, biotests), le nombre et la localisation des échantillons, et tient compte des données déjà disponibles.

A la phase de screening, les deux principaux éléments de preuve sont la prédiction d'effets écotoxiques à partir du niveau de contamination du sédiment brut par des contaminants prioritaires, et la prédiction de la bioaccumulation à des niveaux critiques chez des organismes de niveau trophique supérieur. Dans cette perspective la prédiction de la bioaccumulation à l'aide du modèle TMF mériterait l'acquisition de références françaises (pente et ordonnée à l'origine pour différents lacs de retenue par exemple). La batterie de microbiotests, composée du Microtox[®] phase solide (protocole adapté tenant compte de la granulométrie), Luminotox[®] (protocole standard) et du test Ostracodtoxkit[®] est proposée en option, ce qui permettrait de minimiser le risque d'erreur de type II (prédiction de non toxicité alors que l'échantillon est toxique), du soit à des variations de biodisponibilité, soit à la présence de contaminants non analysés.

A l'étape 2, les mêmes éléments de preuve (écotoxicité directe et bioaccumulation) sont complétés par les impacts sur la macrofaune benthique, en privilégiant les habitats et traits bioécologiques sensibles (reproduction, alimentation, taille, affinité au substrat, statut trophique, mode de dispersion). Pour l'évaluation de l'écotoxicité, la batterie de tests comprend un insecte (larve de *C. riparius*), un crustacé (*G. fossarum*) et un mollusque gastéropode (*P. antipodarum*), chez qui sont mesurés différents traits relatifs à la survie et à la reproduction.

Les outils permettant d'évaluer la biodisponibilité des contaminants peuvent être introduits à l'étape 3, ou le cas échéant de manière intermédiaire entre l'étape 1 et l'étape 2. Cette variante n'a cependant pas été suffisamment discutée dans le cadre de DIESE.

5.2 Critères d'interprétation

Différents critères d'interprétation ont été passés en revue pour les éléments de preuve considérés, en particulier seuils de contamination prédictifs de l'écotoxicité, seuils de toxicité tissulaire ou normes de qualité

environnementale (NQE) pour le biote, gammes de valeurs de référence pour les macrobiotests. Ces critères n'ont pas tous la même maturité, et n'ont pas toujours été validés sur un nombre suffisant d'échantillons représentatifs de la variabilité globale de la mesure concernée. Les seuils de contamination, bien que limités à une gamme de substances insuffisante par rapport aux listes de substances prioritaires en usage en Europe, ne feront vraisemblablement plus l'objet de nouveaux développements, en tous cas par couplage toxicité – contamination. En revanche des développements intéressants restent envisageables par couplage de l'étude des traits bioécologiques et de la contamination. Concernant la bioaccumulation, la validité des NQE biote en cours de publication par la Commission Européenne (E.C., 2012) mériterait d'être testée.

Au-delà des critères propres à chaque mesure (contaminant, biotest), se pose la question de l'intégration des mesures relevant d'un même élément de preuve. Dans le cas de la contamination en tant que prédicteur de l'écotoxicité, le classement final peut soit dépendre du paramètre individuel le plus déclassant, soit être basé sur un indice de contamination. Sur les sédiments testés durant le projet il n'y a pas d'avantage décisif à utiliser un indice, mais la question reste ouverte. La même question se pose pour les microbiotests, et se posera à terme pour les macrobiotests. Nous ne pensons pas judicieux en revanche d'intégrer toutes les réponses en un indice global intégrant tous les éléments de preuve ; la construction d'un tel indice ne nous paraît pas nécessaire pour la gestion des sédiments contaminés, voire au contraire elle masquera des informations utiles à la gestion sur l'origine des problèmes, tout en introduisant beaucoup d'arbitraire et de manque de transparence dans les pondérations entre éléments de preuve et l'établissement des bornes de classe.

Que l'on utilise les mesures individuellement au sein des différents éléments de preuve, ou que ces mesures soient agglomérées en indices, le résultat obtenu est un classement des sédiments. Le nombre de classes préconisées dans la littérature est assez variable, entre 3 et 5 voire plus. Ce point est rarement débattu, et le nombre de classes n'est pas souvent lié aux options de gestion disponibles. Dans le cas des sédiments étudiés dans ce projet, les données se structurent spontanément en 4 classes à l'aide d'analyses hiérarchiques ; cependant sur un plus grand nombre d'échantillons, avec une gamme de contamination plus étendue, l'arborescence serait probablement différente. En termes de gestion, dès lors qu'on se réfère à une option unique dont il s'agit de tester l'acceptabilité ou non, 3 classes suffisent : acceptable, inacceptable, et incertain (évaluation à poursuivre).

D'une manière générale, nous suggérons (a) dans le cas où l'on utilise des indices, de préférer des formules simples, qui ont l'avantage d'être plus transparentes et plus robustes (exploitables par des utilisateurs multiples), et de privilégier la sensibilité, (b) de caler le nombre de classes sur les options disponibles. Cela peut impliquer de discuter sur les critères de décision entre opérateur (commanditaire) et évaluateur à l'amont de l'évaluation, plutôt qu'à la fin.

Tous ces outils d'interprétation permettent uniquement de caractériser le danger, et non le risque pour l'écosystème (Tannenbaum, 2005, Tannenbaum, 2010). Il manque en effet la dimension de l'exposition, c'est à dire l'estimation de la probabilité que les composantes de l'écosystème concernées, en particulier la macrofaune benthique, soit exposée au danger évalué. En l'état actuel des développements relatifs à l'évaluation des sédiments, il paraît cependant difficile d'aller plus loin sans opérer de nouveaux développements conceptuels.

5.3 Perspectives et recommandations

La démarche d'évaluation proposée ici est perfectible sur bien des points ; un aspect essentiel dans cette perspective est d'organiser le retour d'expérience, ce qui permettra de consolider les outils, valider (ou modifier) certains choix méthodologiques, qu'il s'agisse des critères d'interprétation ou des indices.

Il paraît également indispensable de développer les connaissances sur la bioaccumulation, et des modèles prédictifs relativement simples comme les TMF dans le contexte des retenues ou des rivières et chenaux navigables. Pour aborder le risque, il faut aborder concrètement le volet « exposition », en sachant évaluer par exemple le volume de sédiment relocalisé dans une opération de dragage et sa répartition sur le site récepteur, ou les distributions respectives des sédiments contaminés et des communautés de macro-invertébrés dans le cas des sédiments en place. L'aspect temporel de l'évaluation de l'exposition mériterait aussi d'être considéré.

Enfin la conception de la démarche d'évaluation dans ce projet en est restée à évaluer une option de gestion à la fois. Si la conclusion de l'évaluation est que l'option est inacceptable, l'opérateur sera confronté à des retards et des surcoûts importants, puisqu'il lui faudra identifier une ou des options alternatives et les évaluer, sans avoir nécessairement recueilli toutes les données nécessaires lors de l'évaluation conclue par un rejet de

l'option prévue au départ. Il serait plus logique de développer des approches comparatives. Cependant ce type de développement implique non seulement de mettre en œuvre les outils décrits ici, mais aussi des approches de comparaison des inconvénients (« coûts ») et avantages (« bénéfices ») des options comparées.

Annexe 1 Description de la tâche & livrables

Objectif : *Elaborer un schéma d'évaluation par étapes (approche graduée) pour des sites d'accumulation de sédiments qui soit pertinent vis à vis de la réglementation et de la protection de l'environnement*

Travaux proposés : Un certain nombre de schémas d'évaluation des dangers ou des risques induits par les sédiments ont été publiés sur les 10 dernières années. Les démarches par étapes (tiered frameworks) prédominent dans les schémas présentés, parce qu'elles présentent, au moins théoriquement, l'intérêt de permettre l'application de conclusions, ou critères de décision, prédéfinies, inclusives ou exclusives, aux situations évaluées: par exemple « pas de risque », « risque important », « risque potentiel mais non quantifiable ». Dans ce dernier cas, la démarche d'évaluation passe à une étape supplémentaire, mettant en œuvre des moyens plus sophistiqués. Une caractéristique importante de ces schémas, qui explique d'ailleurs en partie leur variété, est leur lien avec les objectifs de gestion, qui se rattachent principalement à deux catégories : évaluation de matériaux de dragage, où la décision de gestion dépend des risques respectifs des différentes destinations possibles des matériaux, ou restauration de sites, où le dragage n'est qu'une option parmi d'autres. La plupart des schémas utilisent des critères d'évaluation qui s'articulent autour de substances chimiques particulières (prioritaires), de tests de toxicité, et plus rarement de l'état des communautés benthiques.

Deux schémas d'évaluation graduée seront construits, l'un (schéma 1) mettant en premier l'analyse de substances prioritaires, en particulier cations métalliques, et l'autre (schéma 2) mettant en premier des analyses biologiques, biotests ou étude des communautés benthiques. Comme c'est souvent le cas (Berry et al., 2005), l'un comme l'autre ne devraient pas compter plus de 3 étapes ; au-delà, le processus serait probablement inefficace, à cause d'une trop grande complexité.

La construction des schémas se fera à partir des outils développés et testés dans ce projet, complétés par une revue de la littérature et des pratiques européennes en matière d'évaluation des sédiments. Elle sera nécessairement itérative, de façon à intégrer au cours du projet les remarques du comité d'utilisateurs, ainsi que les données recueillies sur les sites expérimentaux dans les autres tâches et les résultats des tests de pertinence.

On s'intéressera au risque de premier et de second ordre à l'étape initiale du schéma 1, à partir notamment des indicateurs proposés par Shine et al. (2003) ou Vidal et Bay (2005) : efficacité, à considérer soit dans la perspective d'une prédiction par les NQE d'absence de toxicité, soit dans celle d'une prédiction de toxicité. Ces auteurs évoquent également la notion de spécificité de l'absence de toxicité et de sensibilité du classement toxique. Tous ces indicateurs sont calculés à partir des pourcentages d'échantillons correctement et incorrectement classés, soit comme toxiques, soit comme non toxiques. En complément, des essais limités d'agrégation des substances individuelles dans un indicateur global, seront entrepris. Les mêmes indicateurs de pertinence seront appliqués aux indices agrégés éventuels. Par construction, le schéma 2 démarre sur un diagnostic biologique de l'état d'une matrice ; il ne peut donc être question de vérifier la validité de prédictions. Il s'agira donc plutôt de s'interroger sur la précision du diagnostic, notamment en discutant des réponses apportées par les tests de toxicité basés sur des espèces benthiques versus les traits biologiques.

La pertinence vis à vis de la réglementation suppose d'une part que le schéma proposé soit acceptable actuellement par les parties impliquées (administrations, services impliqués dans la gestion, associations d'usagers), d'autre part qu'il soit flexible et adaptable, dans la perspective d'évolutions réglementaires qui paraissent souhaitables en matière de gestion des sédiments . Ce point pourrait se traiter à l'aide d'un comité ad hoc d'utilisateurs. Le comité d'utilisateurs sera réuni deux fois, une première fois durant la première année du projet, pour discuter des schémas 1 et 2 dans leur version initiale, et une fois au cours de la dernière année, pour discuter des résultats des tests de pertinence, et des ajustements à apporter aux schémas d'évaluation.

LIVRABLES :

- 1- *Procédures d'évaluation graduée des risques liés aux sédiments contaminés et démonstration de la pertinence d'une approche graduée des risques sur trois sites d'étude*

Annexe 2 Références

- Agius SJ, Porebski LM (2008). Towards the Assessment and Management of Contaminated Dredged Materials. *Integrated Environmental Assessment and Management*, **4**: 255-260.
- Ankley GT (1992). Bioaccumulation of PCBs from sediments by oligochaetes and fishes: comparison of laboratory and field studies. *Canadian Journal of Fisheries & Aquatic Sciences*, **49**: 2080-2085.
- Apitz SE, Barbanti A, Bocci M, Carlin A, Montobbio L, Bernstein AG (2007a). The sediments of the Venice Lagoon (Italy) evaluated in a screening risk assessment approach: part I--application of international sediment quality guidelines. *Integrated environmental assessment and management*, **3**: 393-414.
- Apitz SE, Barnati A, Bernstein AG, Bocci M, Delaney E, Montobbio L (2007b). The assessment of sediment screening risk in Venice Lagoon and other coastal areas using international sediment quality guidelines. *Journal of Soils and Sediments*, **7**: 326-341.
- Babut M, Ahlf W, Batley GE, Camusso M, De Deckere E, Den Besten PJ (2005). International overview of sediment quality guidelines and their uses. In: Wenning RJ, Batley GE, Moore DW. *Use of Sediment Quality Guidelines and Related Tools for the Assessment of Contaminated Sediments*. SETAC Press, Pensacola (FL), 345-382.
- Babut M, Delmas H, Bray M, Durrieu C, Perrodin Y, Garric J (2006). Characterizing the risks to aquatic ecosystems: a tentative approach in the context of freshwater dredged materials disposal. *Integrated Environmental Assessment & Management*, **2**: 330-343.
- Babut M, Lopes C, Pradelle S, Persat H, Badot P-M (2012). BSAFs for freshwater fish and derivation of a sediment quality guideline for PCBs in the Rhone basin, France. *Journal of Soils and Sediments*, **12**: 241-251.
- Babut M, Oen A, Hollert H, Apitz SE, Heise S, White S (2007). Prioritisation at River Basin Scale, Risk Assessment at Site-Specific Scale: Suggested Approaches. In: Heise S. *Sediment Risk Management and Communication*. Vol 3. Elsevier, Amsterdam, 107-150.
- Babut M, Perrodin Y (2001). *Evaluation écotoxicologique de sédiments contaminés ou de matériaux de dragage. (I) Présentation et justification de la démarche*, Voies Navigables de France (VNF), Centre d'Etudes Techniques Maritimes et Fluviales (CETMEF)
- Babut M, Perrodin Y, Bedell JP, Clément B, Cosnier S, Corriger B, Delmas H, Delolme C, Devaux A, Miège C, Péry A, Roulier J-L, Vولات B (2004). *Méthodologie d'évaluation écotoxicologique de matériaux de dragage : tests de la démarche et essais d'optimisation*, CETMEF, VNF
- Babut M, Perrodin Y, Bray M, Clément B, Delolme C, Devaux A, Durrieu C, Garric J, Vولات B, Becart D, Charrier C (2002). Evaluation des risques écologiques causés par des matériaux de dragage: proposition d'une approche adaptée aux dépôts de gravière en eau. *Rev Sci Eau*, **15**: 615-639.
- Batley GE, Burton Jr GA, Chapman PM, Forbes VE (2002). Uncertainty in Sediment Quality Weight-of-Evidence (WOE) Assessments. *Hum Ecol Risk Assess*, **8**: 1517-1547.
- Batley GE, Stahl RG, Babut M, Bott TL, Clark JR, Field LJ, Ho KT, Mount DR, Swartz RC, Tessier A (2005). Scientific underpinnings of sediment quality guidelines. In: Wenning RJ, Batley GE, Ingersoll CG, Moore DW. *Use of Sediment Quality Guidelines and Related Tools for the Assessment of Contaminated Sediments*. SETAC Press, Pensacola (FL), 39-120.
- Baumard P, Budzinski H, Garrigues P, Sorbe JC, Burgeot T, Bellocq J (1998). Concentrations of PAHs (polycyclic aromatic hydrocarbons) in various marine organisms in relation to those in sediments and to trophic level. *Mar Pollut Bull*, **36**: 951-960.
- Berry WJ, Bridges TS, Ells SJ, Gries TH, Ireland DS, Maher EM, Menzie CA, Porebski LM, Stronkhorst J (2005). Use of sediment Quality Guidelines in existing assessment frameworks. In: Wenning RJ, Batley GE, Moore DW. *Use of Sediment Quality Guidelines and Related Tools for the Assessment of Contaminated Sediments*. SETAC Press, Pensacola (FL), 383-415.
- Bervoets L, Voets J, Covaci A, Chu S, Qadah D, Smolders R, Schepens P, Blust R (2005). Use of transplanted zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) to assess the bioavailability of microcontaminants in Flemish surface waters. *Environ Sci Technol*, **39**: 1492-1505.
- Bhavsar SP, Gewurtz SB, Helm PA, Labencki TL, Marvin CH, Fletcher R, Hayton A, Reiner EJ, Boyd D (2010). Estimating sediment quality thresholds to prevent restrictions on fish consumption: Application to PCB and dioxins/furans in the Canadian Great Lakes. *Integrated Environmental Assessment and Management*, **6**: 641-652.

- Boese BL, Lee H, Specht DT, Pelletier J, Randall R (1996). Evaluation of PCB and hexachlorobenzene biota-sediment accumulation factors based on ingested sediment in a deposit-feeding clam. *Environ Toxicol Chem*, **15**: 1584-1589.
- Bombardier M, Bermingham N (1999). The SED-TOX index: toxicity-directed management tool to assess and rank sediments based on their hazard -concept and application. *Environ Toxicol Chem*, **18**: 685-698.
- Borgå K, Kidd KA, Muir DCG, Berglund O, Conder JM, Gobas FAPC, Kucklick J, Malm O, Powell DE (2011). Trophic magnification factors: Considerations of ecology, ecosystems and study design. *Integrated Environmental Assessment and Management*, **8**: 64-84.
- Burkhard LP, Arnot JA, Embry MR, Farley KJ, Hoke RA, Kitano M, Leslie HA, Lotufo GR, Parkerton TF, Sappington KG, Tomy GT, Woodburn KB (2012). Comparing laboratory- and field-measured biota-sediment accumulation factors. *Integrated Environmental Assessment and Management*, **8**: 32-41.
- Burkhard LP, Cook PM, Lukasewycz MT (2005). Comparison of biota-sediment accumulation factors across ecosystems. *Environmental Science and Technology*, **39**: 5716-5721.
- Burton Jr GA, Batley GE, Chapman PM, Forbes VE, Smith EP, Reynoldson TB, Schlekot CE, Den Besten PJ, Bailer AJ, Green AS, Dwyer RL (2002a). A Weight-of-Evidence Framework for assessing sediment (or other) contamination: improving certainty in the decision-making process. *Hum Ecol Risk Assess*, **8**: 1675-1696.
- Burton Jr GA, Chapman PM, Smith EP (2002b). Weight-of-evidence Approaches for Assessing Ecosystem Impairment. *Hum Ecol Risk Assess*, **8**: 1657-1673.
- C.E. (2000). *Directive 2000/60/CE du parlement européen et du conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau*. In: Européenne C (ed). Journal Officiel des Communautés Européennes
- Cacela D, Lipton J, Beltman D, Hansen J, Wolotira R (2005). Associating ecosystem service losses with indicators of toxicity in habitat equivalency analysis. *Environ Manage*, **35**: 343-351.
- Chapman PM (1990). The sediment quality triad approach to determining pollution-induced degradation. *The Science of The Total Environment*, **97-98**: 815-825.
- Chapman PM, Anderson B, Carr B, Engle V, Green R, Hameedi J, Harmon M, Haverland P, Hyland J, Ingersoll C, Long E, Rodgers J, Salazar M, Sibley PK, Smith PJ, Swartz RC, Thompson B, Windom H (1997). General guidelines for using the sediment quality triad. *Mar Pollut Bull*, **34**: 368-372.
- Chapman PM, Anderson J (2005). A decision-making framework for sediment contamination. *Integrated environmental assessment and management*, **1**: 163-173.
- Chapman PM, Hollert H (2006). Should the sediment quality triad become a tetrad, a pentad, or possibly even a hexad? *Journal Of Soils And Sediments*, **6**: 4-8.
- Chapman PM, McDonald BG, Lawrence GS (2002). Weight-of-evidence Issues and Frameworks for Sediment Quality (and other) Assessments. *Hum Ecol Risk Assess*, **8**: 1489-1515.
- Costan G, Bermingham N, Blaise C, Ferard JF (1995). Potential Ecotoxic Effects Probe (PEEP): a novel index to assess and compare the toxic potential of industrial effluents. *Environ Toxicol Water Qual*, **8**: 115-140.
- Croce V, De Angelis S, Patrolecco L, Polesello S, Valsecchi S (2005). Uptake and accumulation of sediment-associated 4-nonylphenol in a benthic invertebrate (*Lumbriculus variegatus*, freshwater oligochaete). *Environ Toxicol Chem*, **24**: 1165-1171.
- Dean WE (1974). Determination of carbonate and organic matter in calcareous sediments and sedimentary rocks by loss on ignition; comparison with other methods. *Journal of Sedimentary Research*, **44**: 242-248.
- Desrosiers M, Babut M, Martel L, Bélanger C, Pelletier M, Thibodeau S (2010). Toxicity prediction using sediment quality guidelines and design of a Tier 1 risk assessment framework for dredged sediments: Dealing with confounding factors in practice. *Integrated Environmental Assessment & Management*, **6**: 225-239.
- Dhainaut-Courtois N, Dhainaut A (2002). Better estimation of dredged sediment ecotoxicity by combined use of biologic indices and risk scores. *Vers une évaluation plus performante de l'écotoxicité des boues de dragage des ports maritimes grâce à l'utilisation combinée d'indices biotiques et de scores de risque*, **127**: 57-76.
- Di Toro DM, Zarba CS, Hansen DJ, Berry WJ, Swartz RC, Cowan CE, Pavlou SP, Allen HE, Thomas NA, Paquin PR (1991). Technical basis for establishing sediment quality criteria for nonionic organic chemicals using equilibrium partitioning. *Environ Toxicol Chem*, **10**: 1541-1583.
- E.C. (2008). *Directive of The European Parliament and of the Council on environmental quality standards in the field of water policy and amending Directive 2000/60/EC*

- E.C. (2012). *Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council amending Directives 2000/60/EC and 2008/105/EC as regards priority substances in the field of water policy*. In: Commission E (ed) COM(2011) 876final, Brussels (B), 35.
- E.C., OME (2007). *Canada-Ontario Decision-Making Framework for Assessment of Great Lakes Contaminated Sediment*, Environnement Canada, Ontario Ministry of the Environment, Toronto.
- EC (2008). *Directive of The European Parliament and of the Council on environmental quality standards in the field of water policy and amending Directive 2000/60/EC*
- EC (2010). *Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) - Guidance Document n°25 on chemical monitoring of sediment and biota under the Water Framework Directive*. Report No. Technical Report 2010.3991, European commission, DG Environment, Brussels.
- Fairey R, Long ER, Roberts CA, Anderson BS, Phillips BM, Hunt JW, Puckett HR, Wilson CJ (2001). An evaluation of methods for calculating mean sediment quality guideline quotients as indicators of contamination and acute toxicity to amphipods by chemical mixtures. *Environ Toxicol Chem*, **20**: 2276-2286.
- Fernandez MD, Vega MM, Tarzona JV (2006). Risk-based ecological soil quality criteria for the characterization of contaminated soils. Combination of chemical and biological tools. *Sci Total Environ*, **366**: 466-484.
- Frost TM, Montz PK, Kratz TK, Badillo T, Brezonik PL, Gonzalez MJ, Rada RG, Watras CJ, Webster KE, Wiener JG, Williamson CE, Morris DP (1999). Multiple stresses from a single agent: Diverse responses to the experimental acidification of Little Rock Lake, Wisconsin. *Limnol Oceanogr*, **44**: 784-794.
- Grapentine L, Anderson J, Boyd D, Burton Jr GA, DeBarros C, Johnson G, Marvin C, Milani D, Painter S, Pascoe T (2002a). A Decision Making Framework for Sediment Assessment Developed for the Great Lakes. *Hum Ecol Risk Assess*, **8**: 1641-1655.
- Grapentine L, Marvin C, Painter S (2002b). Initial Development and Evaluation of a Sediment Quality Index for the Great Lakes Region. *Hum Ecol Risk Assess*, **8**: 1549-1567.
- Grapentine L, Milani D, Mackay S (2003). *Assessment of the Potential for Mercury Biomagnification from Sediment in the St. Lawrence River (Cornwall) Area of Concern*. Report No. NWRI Contribution n° 05-223, Environment Canada
- Grapentine L, Milani D, Mackay S (2005). *A Study of the Bioavailability of Mercury and the Potential for Biomagnification from Sediment in Jellicoe Cove, Peninsula Harbour*. Report No. NWRI Contribution n° 05-321, Environment Canada
- Harding LE, Harris ML, Stephen CR, Elliott JE (1999). Reproductive and morphological condition of wild mink (*Mustela vison*) and river otters (*Lutra canadensis*) in relation to chlorinated hydrocarbon contamination. *Environ Health Persp*, **107**: 141-147.
- Heise S, Maaß V, Gratzner H, Ahlf W (2000). Ecotoxicological Sediment Classification - Capabilities and Potentials - Presented for Elbe River Sediments. *BfG- Mitteilungen*, **Nr. 22 - Sediment Assessment in European River Basins**: 96-104.
- Hill RA, Chapman PM, Mann GS, Lawrence GS (2000). Level of detail in ecological risk assessments. *Mar Pollut Bull*, **40**: 471-477.
- Hollert H, Heise S, Pudenz S, Brüggemann R, Ahlf W, Braunbeck T (2002). Application of a sediment quality triad and different statistical approaches (hasse diagrams and fuzzy logic) for the comparative evaluation of small streams. *Ecotoxicology*, **11**: 311-321.
- Houde M, Muir DCG, Kidd KA, Guildford S, Drouillard K, Evans MS, Wang X, Whittle DM, Haffner D, Kling H (2008). Influence of lake characteristics on the biomagnification of persistent organic pollutants in lake trout food webs. *Environ Toxicol Chem*, **27**: 2169-2178.
- Hull RN, Swanson S (2006). Sequential Analysis of Lines of Evidence—An Advanced Weight-of-Evidence Approach for Ecological Risk Assessment. *Integrated Environmental Assessment and Management*, **2**: 302-311.
- IFREMÉR (2001). *Logiciel d'évaluation des risques liés à l'immersion des déblais de dragage des ports maritimes*. In: l'environnement IGDéedoslde (ed), Plouzané
- Jardine TD, Kidd KA, Fisk AT (2006). Applications, considerations, and sources of uncertainty when using stable isotope analysis in ecotoxicology. *Environ Sci Technol*, **40**: 7501-7511.
- Johnston RK, Munns WR, Tyler PL, Marajh-Whittemore P, Finkelstein K, Munney K, Short FT, Melville A, Hahn SP (2002). Weighing the evidence of ecological risk from chemical contamination in the estuarine environment adjacent to the Portsmouth naval shipyard, Kittery, Maine, USA. *Environ Toxicol Chem*, **21**: 182-194.
- Jooste S (2001). A possibilistic approach to diverse-stressor aquatic ecological risk estimation. *Water SA*, **27**: 293-302.

Mis en forme : Anglais (États-Unis)

- Jouany JM, Vaillant M, Blarez B, Cabridenc R, Ducloux R, Schmitt S (1982). *Approach to hazard assessment by a qualitative system based on interaction concepts between variables*. In: Denmark TUo (ed) *Chemicals in the Environment*, Lingby-Copenhagen, 367-387.
- Kannan K, Blankenship AL, Jones PD, Giesy JP (2000). Toxicity reference values for the toxic effects of polychlorinated biphenyls to aquatic mammals. *Human and Ecological Risk Assessment (HERA)*, **6**: 181-201.
- Kelly EJ, Campbell K (2000). Separating variability and uncertainty in environmental risk assessment - making choices. *Hum Ecol Risk Assess*, **6**: 1-13.
- Kono K, Tanaka H, Koyama J (2010). Dioxin transfer from sediment to the infaunal surface deposit-feeding polychaete *perinereis nuntia* in a laboratory-rearing experiment. *Environ Toxicol Chem*, **29**: 1512-1519.
- Kwok KWH, Bjørgesaeter A, Leung KMY, Lui GCS, Gray JS, Shin PKS, Lam PKS (2008). Deriving site-specific sediment quality guidelines for Hong Kong marine environments using field-based species sensitivity distributions. *Environ Toxicol Chem*, **27**: 226-234.
- Leppänen MT, Kukkonen JVK (2004). Toxicokinetics of sediment-associated polybrominated diphenylethers (flame retardants) in benthic invertebrates (*Lumbricus variegatus*, *oligochaeta*). *Environ Toxicol Chem*, **23**: 166-172.
- Leung KMY, Bjørgesaeter A, Gray JS, Li WK, Lui GCS, Wang Y, Lam PKS (2005). Deriving sediment quality guidelines from field-based species sensitivity distributions. *Environ Sci Technol*, **39**: 5148-5156.
- Loganathan BG, Kumar KS, Masunaga S, Sajwan KS (2008). Polychlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans, and dioxin-like polychlorinated biphenyls in sediment and mussel samples from Kentucky Lake, USA. *Arch Environ Contam Toxicol*, **54**: 20-30.
- Long ER, Mc Donald DD, Cabbage JC, Ingersoll CG (1998). Predicting the toxicity of sediment-associated trace metal with simultaneously extracted trace metal : acid-volatile sulfide concentrations and dry weight-normalized concentrations, a critical comparison. *Environ Toxicol Chem*, **17**: 972-974.
- MacDonald DD, Berger T, Wood K, Brown J, Johnsen T, Haines ML, MacDonald MJ, Smith SL, Shaw DP (1999). *A compendium of Environmental quality Benchmarks*. Report No. GBEI 99-01, Environment Canada, Vancouver.
- MacDonald DD, Carr RS, Calder FD, Long ER, Ingersoll CG (1996). Development and evaluation of sediment quality guidelines for Florida coastal waters. *Ecotoxicology*, **5**: 253-278.
- MacDonald DD, Ingersoll CG, Berger TA (2000). Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, **39**: 20-31.
- Maruya KA, Lee RF (1998a). Biota-sediment accumulation and trophic transfer factors for extremely hydrophobic polychlorinated biphenyls. *Environ Toxicol Chem*, **17**: 2463-2469.
- Maruya KA, Lee RF (1998b). Biota-sediment accumulation and trophic transfer factors for extremely hydrophobic polychlorinated biphenyls. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **17**: 2463.
- Maruya KA, Risebrough RW, Horne AJ (1997). The bioaccumulation of polynuclear aromatic hydrocarbons by benthic invertebrates in an intertidal marsh. *Environ Toxicol Chem*, **16**: 1087-1097.
- Marvin C, Grapentine L, Painter S (2004). Application of a sediment quality index to the lower Laurentian Great Lakes. *Environ Monit Assess*, **91**: 1-16.
- Mazet A, Keck G, Berny P (2004). PCBs in Fish of the Ardeche River: Potential Implications for the Survival of the Otter (*Lutra Lutra*). *Bull Environ Contam Toxicol*, **72**: 784.
- McDonald BJ, deBruyn AMH, Wernick BG, Patterson L, Pellerin N, Chapman PM (2007). Design and application of a transparent and scalable weight-of-evidence framework: an example from Wabamun Lake, Alberta, Canada. *Integrated Environmental Assessment & Management*, **3**: 476-483.
- Menzie C, Henning MH, Cura J, Finkelstein K, Gentile J, Maughan J, Mitchell D, Petron S, Potocki B, Svirski S, Tyler P (1996). Special report of the Massachusetts Weight-of-Evidence Workgroup: a Weight-of-Evidence approach for evaluating ecological risks. *Hum Ecol Risk Assess*, **2**: 277-304.
- Monosson E (1999). Reproductive and developmental effects of PCBs in fish: A synthesis of laboratory and field studies. *Reviews in Toxicology*, **3**: 25-75.
- Munns JWR, Helm R, Adams W, Clements WH, Cramer MA, Curry M, DiPinto LM, Johns DM, Seiler R, Williams LL, Young D (2009). Translating Ecological Risk to Ecosystem Service Loss. *Integrated Environmental Assessment and Management*, **5**: 500-514.
- Ohlson DW, Serveiss VB (2007). The integration of ecological risk assessment and structured decision making into watershed management. *Integrated environmental assessment and management*, **3**: 118-128.
- Peijnenburg W, De Groot A, Jager T, Posthuma L (2005). Short-term ecological risks of depositing contaminated sediment on arable soil. *Ecotoxicol Environ Safe*, **60**: 1-14.

- Phipps GL, Ankley GT, Benoit DA, Mattson VR (1993). Use of the aquatic oligochaete *Lumbriculus variegatus* for assessing the toxicity and bioaccumulation of sediment-associated contaminants. *Environ Toxicol Chem*, **12**: 269-279.
- Piva F, Ciaprini F, Onorati F, Benedetti M, Fattorini D, Ausili A, Regoli F (2011). Assessing sediment hazard through a weight of evidence approach with bioindicator organisms: A practical model to elaborate data from sediment chemistry, bioavailability, biomarkers and ecotoxicological bioassays. *Chemosphere*, **83**: 475-485.
- Power M, McCarty LS (1998). A comparative analysis of environmental risk assessment/risk management frameworks. *Environ Sci Technol*, **32**: 224A-231A.
- Raffaelli D (2004). How extinction patterns affect ecosystems. *Science*, **306**: 1141-1142.
- Reynoldson TB, Thompson SP, Milani D (2002). Integrating Multiple toxicological endpoints in a decision-making framework for contaminated sediments. *Hum Ecol Risk Assess*, **8**: 1569-1584.
- Schrock ME, Barrows ES, Rosman LB (1997). Biota-to-sediment accumulation factors for TCDD and TCDF in worms from 28-day bioaccumulation tests. *Chemosphere*, **34**: 1333-1339.
- Stronkhorst J, Schipper CA, Honkoop J, van Essen K (2001). *Disposal of dredged material in Dutch coastal waters; a new, effect-oriented assessment framework*. Report No. RIKZ/2001.030, National Institute for Coastal & Marine Management (RIKZ) -Ministry of Transport Public Works & Water Management
- Suedel BC, Boraczek JA, Peddicord RK, Clifford PA, Dillon TM (1994). Trophic transfer and biomagnification potential of contaminants in aquatic ecosystems. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, **136**: 21-89.
- Suter II GW (2008). *Ecological Risk Assessment (2nd edition)*. Vol. CRC Press
- Tannenbaum LV (2005). A critical assessment of the ecological risk assessment process: a review of misapplied concepts. *Integrated Environmental Assessment and Management*, **1**: 66-72.
- Tannenbaum LV (2010). Moving Beyond Obsolete Ecological Risk Assessments. *Environmental Science & Technology*, **44**: 3211-3212.
- Thomann RV, Mahony JD, Mueller R (1995). Steady-state model of biota sediment accumulation factor for metals in two marine bivalves. *Environ Toxicol Chem*, **14**: 1989-1998.
- Tomy GT, Budakowski W, Halldorson T, Whittle DM, Keir MJ, Marvin C, MacInnis G, Alaei M (2004). Biomagnification of α - and γ -Hexabromocyclododecane Isomers in a Lake Ontario Food Web. *Environmental Science & Technology*, **38**: 2298-2303.
- Tracey GA, Hansen DJ (1996). Use of biota-sediment accumulation factors to assess similarity of nonionic organic chemical exposure to benthically-coupled organisms of differing trophic mode. *Arch Environ Contam Toxicol*, **30**: 467-475.
- USEPA (1998). *Guidelines for Ecological Risk Assessment*. Report No. EPA-630/R-95/002F, U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C., USA.
- USEPA (2003a). *Generic assessment endpoints for ecological risk assessment*. Report No. EPA/630/P-02/004F, US Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
- USEPA (2003b). *Procedures for the derivation of Equilibrium Partitioning sediment benchmarks (ESBs) for the protection of benthic organisms: Dieldrin*. Report No. EPA/600/R-02/010, U.S. EPA, Washington, DC 20460.
- USEPA (2003c). *Procedures for the derivation of Equilibrium Partitioning sediment benchmarks (ESBs) for the protection of benthic organisms: Endrin*. Report No. EPA/600/R-02/009, U.S. EPA, Washington, DC 20460.
- USEPA (2003d). *Procedures for the derivation of Equilibrium Partitioning sediment benchmarks (ESBs) for the protection of benthic organisms: PAH mixtures*. Report No. EPA/600/R-02/013, U.S. EPA, Washington, DC 20460.
- USEPA (2005). *Procedures for the derivation of equilibrium partitioning sediment benchmarks (ESBs) for the protection of benthic organisms: Metal mixtures (cadmium, copper, lead, nickel, silver, and zinc)*. Report No. EPA/600/R-02/011, Washington, DC 20460.
- USEPA (2008). *Procedures for the derivation of Equilibrium Partitioning sediment benchmarks (ESBs) for the protection of benthic organisms - Compendium of Tier2 values for Nonionic Organics*. Report No. EPA/600/R-02/010, U.S. EPA, Washington, DC 20460.
- USEPA, USACE (1998). *Evaluation of dredged material proposed for discharge in waters of the United States (1998)*. Report No. EPA-823/B-98/004, US Environmental Protection Agency
- US Army Corps of Engineers, Washington D.C. , USA.

- USEPA, USACE (2004). *Evaluating Environmental Effects Of Dredged Material Management Alternatives - A Technical Framework*. Report No. EPA842-B-92-008 Revised May 2004, United States Environmental Protection Agency Office of Water; U.S. Army Corps of Engineers, Washington, DC.
- Vaillant M, Jouany JM, Devillers J (1995). A multicriteria estimation of the environmental risk of chemicals with the SIRIS method. *Toxicology Modeling*, **1**: 57-72.
- Viganò L, Roscioli C, Erratico C, Guzzella L, Farkas A (2009). Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in gammarids, caddisflies, and bed sediments of the lowland River Po. *Bull Environ Contam Toxicol*, **82**: 200-205.
- Von Stackelberg K, Vorhees D, Moore D, Cura J, Bridges TS (2008). Evaluation of sources of uncertainty in risk assessments conducted for the US Army using a case study approach. *Integrated Environmental Assessment and Management*, **4**: 41-60.
- Vorhees DJ, Driscoll SBK, Von Stackelberg K, Cura JJ, Bridges TS (2002). An evaluation of sources of uncertainty in a dredged material assessment. *Hum Ecol Risk Assess*, **8**: 369-389.
- Walters DM, Mills MA, Cade BS, Burkard LP (2011). Trophic Magnification of PCBs and Its Relationship to the Octanol-Water Partition Coefficient. *Environmental Science & Technology*, **45**: 3917-3924.
- Wenning RJ, Batley GE, Ingersoll CG, Moore DW (2005). Introduction to the workshop - A Pellston workshop on sediment quality guidelines. *Use of Sediment: Quality Guidelines and Related Tools for the Assessment of Contaminated Sediments*: 1-10.
- Wong CS, Capel PD, Nowell LH (2001). National-scale, field-based evaluation of the biota - Sediment accumulation factor model. *Environmental Science and Technology*, **35**: 1709-1715.
- Wu JP, Luo XJ, Zhang Y, Yu M, Chen SJ, Mai BX, Yang ZY (2009). Biomagnification of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and polychlorinated biphenyls in a highly contaminated freshwater food web from South China. *Environmental Pollution*, **157**: 904-909.
- Yu Y-X, Zhang S-H, Huang N-B, Li J-L, Pang Y-P, Zhang X-Y, Yu Z-Q, Xu Z-G (2012). Polybrominated diphenyl ethers and polychlorinated biphenyls in freshwater fish from Taihu Lake, China: Their levels, biomagnification, and its influencing factors. *Environ Toxicol Chem*, **31**: 542-549.

