

**Stratégies graduées d'évaluation des risques
environnementaux induits par les sédiments fluviaux :
revue bibliographique sur la caractérisation des risques
et des incertitudes associées**

M. Babut, L. Martel, P. Ciffroy, J.F. Férard

► **To cite this version:**

M. Babut, L. Martel, P. Ciffroy, J.F. Férard. Stratégies graduées d'évaluation des risques environnementaux induits par les sédiments fluviaux : revue bibliographique sur la caractérisation des risques et des incertitudes associées. Déchets Sciences

Techniques : Revue Francophone d'Ecologie Industrielle, 2011, p. 7 - p. 17. hal-00615513

HAL Id: hal-00615513

<https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00615513>

Submitted on 19 Aug 2011

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.

Titre :

Stratégies graduées d'évaluation des risques environnementaux induits par les sédiments fluviaux : revue bibliographique sur la caractérisation des risques et des incertitudes associées.

Auteurs

BABUT M.^δ, MARTEL L.^ε, CIFFROY P.^φ, FERARD J-F.^Ω

Affiliations

^δ Cemagref, UR MALY, 3^{bis} Quai Chauveau, CP 220, F-69336 LYON (France)

^ε MDDEP, CEAEQ, 2700, rue Einstein, bureau E-2-220, QUEBEC (Québec) G1P 3W8, Canada

^φ EDF Electricité de France, Division Recherche et Développement, Département Laboratoire National d'Hydraulique et Environnement, 6 quai Watier, 78401 F-CHATOU, France

^Ω Laboratoire des Interactions Ecotoxicologie, Biodiversité, Ecosystèmes (LIEBE) Université Paul Verlaine-Metz - CNRS UMR 7146, Rue Delestraint, F-57070 METZ, France

1 **Résumé**

2 Les sédiments sont une composante essentielle des écosystèmes fluviaux, en même
3 temps qu'une source de perturbations de leurs usages. Les mesures correctives de ces
4 perturbations, par exemple le dragage, sont également susceptibles d'impacts
5 environnementaux, d'autant plus que les sédiments sont particulièrement susceptibles
6 d'accumuler des substances chimiques dangereuses telles que métaux ou composés
7 organiques hydrophobes. Plusieurs pays industrialisés ont adopté des démarches
8 d'évaluation, d'abord du danger, puis plus récemment des risques environnementaux
9 engendrés par les sédiments. Beaucoup de ces démarches procèdent par étapes
10 successives, mobilisant si nécessaire des moyens de plus en plus sophistiqués. Dans le
11 cadre du projet ANR-PRECODD DIESE (Outils de DIagnostic de l'Ecotoxicité des
12 SEDiments), dont l'un des objectifs est de développer une démarche d'évaluation
13 applicable aux sédiments de retenue, nous avons procédé à une revue bibliographique de
14 démarches d'évaluation existantes, en concentrant plus particulièrement nos efforts sur
15 la caractérisation des risques et des incertitudes associées, qui restent des points délicats
16 actuellement. Ces démarches peuvent être classées en deux catégories, celles relevant
17 de l'approche « triade » où l'on applique une batterie pré-déterminée d'analyses, dont les
18 résultats déterminent l'option de gestion applicable, et celles où l'option de gestion est
19 choisie a priori et les analyses adaptées en conséquence. Peu de publications abordent le
20 sujet de la caractérisation des risques, qui dans le cas des sédiments doit combiner des
21 informations de natures différentes, ce qui conduit à des approches qualitatives ou au
22 mieux semi-quantitatives. Dans la mesure où les sources d'incertitude ne se limitent pas
23 aux erreurs de mesure, une approche semi-quantitative apparaît là aussi plus adaptée.
24 Les développements en cours notamment en Amérique du Nord visent des démarches
25 comparatives d'évaluation des risques, ce qui permettrait de comparer directement
26 plusieurs options de gestion (dragage puis dépôt en eau ou mise à terre par exemple)
27 plutôt que de procéder successivement. Une autre perspective innovante serait de
28 caractériser les risques en termes de « services rendus » par les écosystèmes.

29 **Abstract**

30 Sediments are an essential component of fluvial ecosystems; in the meantime, they can
31 also disturb these systems and their uses. Management of these perturbations, for
32 instance dredging, may also yield adverse effects on the environment; these adverse
33 effects may be increased as sediments are prone to accumulate metals or hydrophobic
34 organic substances. Several industrialized countries have adopted assessment
35 frameworks for sediments; these frameworks have progressively shifted from hazard to
36 ecological risk assessment. Most frameworks are tiered, and involve increasingly
37 sophisticated approaches at higher tiers. In the context of DIESE, a research project
38 granted by the French national research agency (ANR) and aiming to develop a sediment
39 assessment framework for sediments stored upstream dams, we performed a literature
40 survey, with a focus on risk characterization and uncertainty assessment. The sediment
41 assessment frameworks can be grouped in two categories: (i) some derive from the
42 "triad" concept, where the results of the assessment determine the applicable
43 management option; (ii) in the second group, analyses are tuned as a function of the
44 selected management option. Rather few papers cope with risk characterization; in the
45 case of sediments, the very nature of variables contributing to risk leads to qualitative or
46 semi-quantitative methods. Considering that there are other important sources of
47 uncertainty than measurement errors, again qualitative or semi-quantitative methods are
48 more appropriate. Recent developments, in particular in North America, aim to propose
49 comparative risk assessment approaches, allowing to assess and compare several
50 management options (e.g. dredging followed by either water or land disposal), instead of
51 assessing them successively, if the option selected initially is deemed too risky. Another
52 innovative perspective would be to characterize the risks to ecosystems in terms of the
53 services they provide.

54

55 **1 INTRODUCTION**

56 Les sédiments sont une composante essentielle des écosystèmes fluviaux, en même
57 temps qu'une source de perturbations des usages de ces systèmes (SedNet 2003). Ils
58 constituent un habitat propice à une large variété d'espèces, et contribuent au cycle des
59 nutriments. Les ouvrages (écluses, ports, barrages etc.) mis en place dans les cours
60 d'eau modifient la dynamique des sédiments, et leur fonctionnement est perturbé en
61 retour par des dépôts de particules fines. Les mesures correctives de ces perturbations,
62 notamment le dragage, sont également susceptibles d'impacts environnementaux,
63 d'autant plus que les caractéristiques physico-chimiques des sédiments les rendent
64 particulièrement aptes à accumuler des substances chimiques (contaminants) telles que
65 métaux ou composés organiques hydrophobes.

66 Plusieurs pays industrialisés, ainsi que des organismes internationaux comme la
67 Commission OSPAR¹ ont adopté des démarches d'évaluation des impacts potentiels des
68 sédiments. Ces démarches ont évolué au cours du temps d'une évaluation du danger,
69 propriété intrinsèque d'un objet, à une évaluation du risque, qui combine l'information
70 sur le danger avec la probabilité d'y être confronté. Un point commun à beaucoup de ces
71 démarches est qu'elles procèdent par itérations (étapes) : les étapes successives
72 mobilisent des moyens de plus en plus sophistiqués, et le processus d'évaluation s'arrête
73 dès qu'une conclusion opérationnelle peut être atteinte.

74 Les démarches par étapes prédominent dans la littérature, parce qu'elles présentent, au
75 moins théoriquement, trois avantages : (1) ordonnancer de manière logique les outils de
76 diagnostic, (2) optimiser l'adéquation des ressources mises en œuvre à la capacité de
77 décision (Hill, Chapman et al. 2000), et (3) faciliter l'interaction entre évaluateurs et
78 parties prenantes dans la décision (Power et McCarty 1998).

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

85 Le projet DIESE (Outils de DIagnostic de l'Ecotoxicité des SEdiments) dont l'un des
86 objectifs est de développer une démarche d'évaluation applicable aux sédiments de
87 retenue, propose de développer une batterie d'outils de mesure et de modélisation pour
88 l'évaluation du risque écologique spécifiquement applicable au cas des sédiments
89 contaminés en eau douce. Le projet est construit selon trois axes: le premier vise le
90 développement d'outils permettant de mieux identifier l'exposition potentielle ou réelle
91 d'organismes du sédiment vis-à-vis de substances préalablement identifiées comme
92 source de danger, alors que le deuxième axe s'attache à développer des outils
93 d'observation et d'interprétation des effets. Un troisième axe vise à intégrer ces outils
94 dans le cadre d'une approche graduée des risques, et à en démontrer la faisabilité par
95 des études de cas concrètes. Cet article présente une revue bibliographique de
96 démarches d'évaluation des sédiments, première étape de la tâche d'élaboration de la
97 démarche d'évaluation prévue dans le cadre de DIESE. La revue met plus l'accent sur la
98 caractérisation des risques et des incertitudes associées, qui restent des points délicats
99 actuellement. Les matériaux rassemblés pour cette revue proviennent de journaux
100 scientifiques ainsi que de rapports ou guides méthodologiques adoptés par des
101 institutions (administrations, centres techniques) impliquées dans la gestion des
102 sédiments. Ces guides peuvent être de simples recommandations, ou être inclus dans
103 des normes et règlements.

¹ Convention OSPAR pour la protection de l'environnement marin de l'Atlantique du Nord-Est (<http://www.ospar.org/>)

104 Nous avons exclu du champ de cette revue ce qui touche aux éléments déclenchant
105 l'évaluation, par exemple les réseaux de surveillance de l'environnement.

106 **2 CADRE CONCEPTUEL DE L'ÉVALUATION DES RISQUES POUR LES ECOSYSTEMES**

107 L'un des principaux cadres de référence de l'évaluation des risques (ERE) pour les
108 écosystèmes est celui élaboré par l'US Environmental Protection Agency au cours des
109 années 1990 (USEPA 1998). Le processus d'ERE comporte trois phases (Figure 1) : (1)
110 Formulation du problème, (2) Analyse, (3) Caractérisation du risque. Il ne faut pas
111 confondre ces phases avec les étapes des démarches (schémas) d'évaluation : les trois
112 phases formulation du problème, analyse, caractérisation du risque, se retrouvent à
113 chacune des étapes.

114 a. formulation du problème : il s'agit de préciser les objectifs, puis de planifier la
115 réalisation de l'évaluation, à travers une revue détaillée des données disponibles
116 sur le « stresseur » (substance chimique, sédiment contaminé), l'écosystème
117 récepteur et l'interaction entre stresseur et écosystème. Les produits de cette
118 phase sont (i) des « éléments à évaluer » pour l'écosystème considéré, (ii) un
119 modèle conceptuel qui décrit les relations entre le stresseur (substances
120 chimiques, sédiment contaminé ...) et ces éléments à évaluer, et (iii) un plan
121 d'analyse.

122 b. analyse : cette phase consiste à produire les données selon le plan convenu à la
123 phase précédente, pour les deux composantes du risque, l'exposition et le danger.

124 c. caractérisation du risque : phase finale du processus, où il convient également
125 d'évaluer les incertitudes associées au risque estimé, et de communiquer les
126 résultats aux « gestionnaires » (commanditaires de l'évaluation).

127

128 **Figure 1 – Schéma du processus d'évaluation des risques, d'après (USEPA 1998)**

129 Il faut noter que ce cadre conceptuel est applicable à beaucoup de « stresseurs » (toute
130 entité physique, chimique ou biologique pouvant induire des effets -
131 <http://www.epa.gov/waterscience/biocriteria/stressors/stressorid.pdf>), et donc pas
132 seulement à la contamination chimique des milieux, celle-ci étant cependant le facteur
133 déclenchant le plus fréquent. Le terme « contamination » est ici employé dans le sens
134 courant, assez large, renvoyant à la présence de substances indésirables ou suspectes
135 d'effets indésirables.

136 **3 DEMARCHES D'ÉVALUATION DES RISQUES DES SEDIMENTS CONTAMINÉS**

137 **3.1 Méthodes d'évaluation**

138 Un premier type d'approche dérive de la démarche « triade » (Long et Chapman 1985;
139 Chapman 1990; Chapman, Anderson et al. 1997). La triade consiste en une batterie de
140 mesures combinant à l'origine analyses chimiques, tests écotoxicologiques en laboratoire
141 et observations du benthos. Ces mesures, souvent désignées comme « éléments de
142 preuve » (LOE pour « lines of evidence »), sont ensuite utilisées dans un système de
143 classement pondéré (WOE pour « weight of evidence »), dont les classes correspondent
144 aux options de gestion (Chapman et Anderson 2005). C'est donc le résultat de
145 l'évaluation qui détermine l'option de gestion appropriée. Depuis le concept original
146 mobilisant trois types d'outils – chimie, tests de toxicité et observation du benthos -, des
147 additifs ou variantes ont été proposés : bioaccumulation, génotoxicité ... (Chapman et
148 Hollert 2006).

149 Au Canada, la province de l'Ontario s'est appuyée sur ce concept pour construire un
150 cadre décisionnel pour l'évaluation des sédiments contaminés, présents en de nombreux
151 endroits des Grands Lacs (Grapentine, Anderson et al. 2002 ; Environnement-Canada et
152 MEO 2007)}. Ce schéma utilise le principe d'une approche graduée en 3 phases,
153 « examen préalable », « évaluation quantitative préliminaire » et « évaluation

154 quantitative détaillée ». La triade, incluant dans ce cas une estimation du potentiel de
155 bioamplification, intervient à la phase d'évaluation quantitative préliminaire. La troisième
156 phase est spécifique, et peu encadrée, contrairement aux deux précédentes, ce qui se
157 conçoit bien puisque sa mise en œuvre découle de l'incertitude résiduelle trop élevée à la
158 phase 2. Le cadre décisionnel ontarien comporte en tout 7 étapes. La phase d'examen
159 préalable regroupe les étapes 1 à 3, l'évaluation quantitative préliminaire les étapes 4 et
160 5, et l'évaluation quantitative détaillée les étapes 6 et 7 :

- 161 1. examen des données disponibles
- 162 2. élaborer / mettre en œuvre un plan d'échantillonnage et d'analyse
- 163 3. comparer aux conditions de référence ; y a-t-il un risque ?
- 164 4. examen de 3 éléments de preuve : bioamplification, écotoxicité, altération de la
165 communauté benthique
- 166 5. élaboration d'une matrice décisionnelle
- 167 6. évaluations complémentaires
- 168 7. si nécessaire, évaluation des sédiments profonds

169 Cette démarche ne se présente pas exactement comme une évaluation des risques au
170 sens ci-dessus. En commun avec les phases de l'évaluation des risques, on retrouve
171 toutefois la définition du problème, qualifiée d'évaluation du danger écologique,
172 correspondant à l'*examen préalable*, et une évaluation de l'exposition aux stades de
173 l'*évaluation quantitative préliminaire* et de l'*évaluation quantitative détaillée*. La matrice
174 de décision (voir § 3.2 Intégration de l'information : caractérisation des risques ci-après)
175 ne se présente cependant pas selon le formalisme « risque = effet * probabilité
176 d'exposition », et la méthode de caractérisation des risques proprement dite n'est pas
177 explicitée.

178 Un deuxième type d'approche tente d'adapter les outils mobilisés au contexte
179 opérationnel : par exemple, le benthos ne sera pas utilisé pour évaluer le danger de
180 sédiments destinés au dragage, qui par définition seront déplacés, voire exportés du
181 cours d'eau. Des tests d'écotoxicité, notamment sur des espèces représentatives du
182 milieu récepteur des sédiments dragués, semblent dans ce cas plus appropriés.
183 Inversement, dans une évaluation visant à déterminer si un site nécessite une
184 restauration, le benthos paraît plus pertinent que des tests d'écotoxicité.

185 Un exemple de ce type de démarche est fourni par le guide d'évaluation des dépôts en
186 eau douce de matériaux de dragage établi conjointement par l'USEPA et l'USACE (USEPA
187 et USACE 1998). Dans cet exemple, la première étape consiste uniquement à rassembler
188 et utiliser l'information existante ; les étapes II à IV consistent à produire des données
189 spécifiques pour la prise de décision : l'étape II concerne la mesure des contaminants,
190 l'estimation du potentiel de bioaccumulation par le benthos ainsi que l'estimation du
191 risque de dépassement des normes de qualité environnementales dans l'eau, l'étape III
192 consiste à mesurer la bioaccumulation et l'écotoxicité. L'étape IV n'est abordée
193 qu'exceptionnellement, au cas par cas. La démarche proposée pour les matériaux de
194 dragage des voies navigables d'eau douce en France (Babut, Perrodin et al. 2002 ;
195 Perrodin, Babut et al. 2004) est un autre exemple de ce deuxième type de démarche :
196 deux schémas ont été construits, avec des combinaisons différentes d'outils d'analyse,
197 pour deux destinations des matériaux de dragage issus de rivières ou canaux : dépôt
198 dans une gravière en eau et dépôt non confiné sur sol.

199 En pratique, ces deux types d'approches évaluatives diffèrent moins par les moyens mis
200 en œuvre que par leur agencement dans la conduite de l'évaluation.

201 **3.2 Intégration de l'information : caractérisation des risques**

202 Initialement le concept de triade incluait la méthode d'interprétation des données
203 (Chapman 1990). Actuellement, Chapman recommande une approche flexible, reposant
204 sur un système de 3 classes pour chaque LOE et une matrice de décision combinant les
205 différentes LOE (Chapman et Anderson 2005).

206 Cette approche n'est cependant qu'une des voies possibles d'intégration des LOE dans le
207 contexte de la triade. Les participants à un séminaire international sur le sujet proposent
208 de considérer sept indications de relation causale entre exposition et effet : corrélation
209 spatiale, temporelle, amplitude des effets, concordance (mêmes effets à plusieurs sites
210 présentant des conditions d'exposition similaires), confirmation expérimentale,
211 plausibilité et spécificité (Burton Jr, Chapman et al. 2002). Ils présentent les méthodes
212 de classification en six catégories (Tableau 1) Chapman et co-auteurs (Chapman,
213 McDonald et al. 2002) discutent des détails opératoires de cette intégration, en
214 comparant différentes méthodes telles que indices ou classement qualitatif², et des
215 pondérations entre LOE. Reynoldson et co-auteurs (Reynoldson, Thompson et al. 2002)
216 décrivent de leur côté des méthodes d'intégration des LOE basées sur des scores ou des
217 statistiques multi-variées.

218 En tout état de cause, il ne saurait y avoir un seul système « correct » de classification,
219 dans la mesure où la méthode appropriée pour un cas dépendra en partie des objectifs
220 spécifiques de l'étude (Burton Jr, Chapman et al. 2002). Cela dit, l'approche WOE n'est
221 pas un concept opératoire, il manque pour cela une compréhension partagée de ce qui
222 est entendu par « poids de l'évidence » (Dale, Biddinger et al. 2008). On peut par ailleurs
223 estimer que la méthode de classification elle-même est seconde par rapport au choix des
224 variables, aux seuils de classement et aux interactions entre ces variables (Babut, Oen et
225 al. 2007). En revanche, le système de classification participe indirectement à la
226 transparence du processus, et peut faciliter ou au contraire rendre plus obscure la
227 communication entre les parties impliquées dans l'évaluation.

228 Dans la série des publications issues de ce séminaire, Burton et co-auteurs proposent des
229 critères d'évaluation des forces et limites des méthodes de classification « WOE » :
230 *robustesse, méthodologie, sensibilité et transparence* (Burton Jr, Chapman et al. 2002).
231 Leur application aux différentes approches WOE conduit à la remarque que celles-ci
232 diffèrent surtout par leur degré de transparence (Babut, Oen et al. 2007).

233

234 **Tableau 1 – Appréciation des caractéristiques des approches WOE**

235 Il paraît donc souhaitable de structurer, voire codifier l'intégration des données et la prise
236 en compte des incertitudes (Menzie, Henning et al. 1996), parce que cela permettra
237 d'améliorer la transparence des conclusions, donc des décisions qui en découleront. Ces
238 auteurs ont émis cette remarque dans la période où la démarche d'évaluation des risques
239 pour l'environnement est arrivée à maturité, mais les progrès sur ce point restent lents :
240 Dale et co-auteurs (Dale, Biddinger et al. 2008), dans un article issu d'un séminaire
241 récent sur la révision des procédures d'évaluation des risques, constatent que des lignes
242 directrices sont nécessaires en matière de caractérisation des risques. Trop souvent les
243 évaluations sont réalisées seulement par comparaison d'expositions mesurées avec des
244 valeurs de référence toxicologiques (méthode du quotient).

245 Dans le prolongement des travaux théoriques d'un groupe associant administrations,
246 consultants et autres parties (Menzie, Henning et al. 1996), une démarche de
247 caractérisation des risques qui combine explicitement des variables d'effet et des
248 variables d'exposition a été appliquée au cas d'un ancien chantier naval (Johnston,
249 Munns et al. 2002). Les réponses pour chacune de ces variables sont rapportées à des
250 classes, et pondérées en fonction de leur pertinence par rapport à la cible à protéger et la
251 qualité des données.

252 S'inspirant de ces travaux, une méthode de caractérisation des risques pour le dépôt de
253 déblais de dragage en étang reposant sur les mêmes principes a été développée en
254 France pour le compte du CETMEF et de VNF³ (Babut, Delmas et al. 2006) ; les

² en réalité semi-quantitatif

³ CETMEF : Centre d'études Techniques Maritimes et Fluviales (<http://www.cetmef.equipement.gouv.fr/>) ; VNF : Voies Navigables de France (<http://www.vnf.fr/>)

255 principales différences avec le cas du chantier naval tiennent aux variables représentant
256 l'exposition et au nombre de classes d'exposition.

257 Un problème inhérent à ces démarches de classification concerne l'effet de seuil, qui
258 s'accommode mal des incertitudes de mesure parfois importantes dans les sédiments.
259 Cet inconvénient a conduit certains à utiliser la « logique floue » (Heise, Maaß et al.
260 2000; Jooste 2001; Hollert, Heise et al. 2002). Dans ce cas, l'appartenance à une classe
261 n'est pas de type discret, mais exprimée en termes de probabilité. La combinaison des
262 LOE est réalisée à partir de règles d'inférence (« si ... alors ... »). En théorie, cette
263 approche est susceptible d'être très transparente, en raison du recours à des règles de
264 type linguistique. La réalité est sans doute plus nuancée ; un autre inconvénient de ce
265 type d'approche tient à l'importance du jugement d'expert à la fois dans la définition des
266 classes et dans la construction du système d'inférence (Babut, Oen et al. 2007). In fine,
267 la différence avec un système de score paraît relativement ténue (Babut, Oen et al.
268 2007), notamment si l'on utilise une méthode d'ordination des scores (Jouany, Vaillant et
269 al. 1982 ; Vaillant, Jouany et al. 1995).

270 **3.3 Caractérisation des incertitudes**

271 La notion d'incertitude recouvre plusieurs aspects. Il convient en particulier de distinguer
272 entre variabilité, caractéristique intrinsèque d'une population, et incertitude. La variabilité
273 ne peut donc être diminuée par des mesures plus nombreuses, seulement mieux
274 comprise (Kelly et Campbell 2000). Dans un processus d'évaluation de risques, il y a de
275 nombreuses sources d'incertitude, et celle-ci ne se limite pas aux erreurs de mesures. Il
276 y a des sources d'incertitude à chaque étape du processus d'évaluation (USEPA 1998) :

- 277 ▪ lors de l'élaboration du modèle conceptuel, elle sera liée au manque de
278 connaissances sur le fonctionnement de l'écosystème, à la difficulté d'identifier et
279 représenter les variations spatiales et temporelles des paramètres, à l'identification
280 des stressors (exhaustivité), ou à l'omission des effets indirects.
- 281 ▪ à la phase d'analyse, l'incertitude est essentiellement liée aux erreurs de mesure
282 et à la variabilité des paramètres (Tableau 3, Batley, Burton Jr et al. 2002). Cet
283 article passe en revue toutes les sources d'incertitude de la phase d'analyse, ce qui
284 permet en amont d'alerter sur les difficultés et d'optimiser les choix, et en aval
285 d'aider à évaluer les incertitudes liées aux mesures. Les auteurs laissent cependant
286 le choix des méthodes aux opérateurs et ne recommandent pas de méthode en
287 particulier.
- 288 ▪ à la phase de caractérisation des risques, l'incertitude se rapporte à la force de
289 l'association exposition – effet et à la crédibilité des risques estimés. Cherchant à
290 développer une approche consensuelle, Menzie et co-auteurs (Menzie, Henning et
291 al. 1996) identifient trois aspects principaux : (a) la relation entre le paramètre de
292 mesure et le paramètre d'évaluation (par exemple, le biotest employé est-il
293 approprié pour décrire les effets sur la population considérée), (b) la fiabilité de la
294 réponse, et (c) la convergence entre paramètres de mesure utilisés pour un même
295 élément à évaluer. Chacun de ces aspects est évalué à l'aide d'un certain nombre
296 de critères, qui peuvent prendre trois valeurs (*H-high* ; *M-medium* ; *L-low*, ou des
297 équivalents numériques). La qualité des mesures peut être soit l'un des critères
298 relevant du deuxième aspect (fiabilité de la réponse), soit être appréciée à part et
299 être utilisée comme facteur pénalisant. La combinaison des scores se fait par calcul
300 de moyennes, avec pondération.

301

302 **Tableau 2 - Sources d'incertitude dans une ERE (d'après USEPA 1998)**

303

304 **Tableau 3 - Sources d'erreurs et d'incertitudes pour les mesures et essais sur** 305 **sédiments (d'après Batley, Burton Jr et al. 2002)**

306 Cette approche théorique a été appliquée par Johnston et co-auteurs sur le site
307 contaminé mentionné au § précédent (Johnston, Munns et al. 2002). Elle a ensuite été
308 adaptée dans l'étude CETMEF-VNF déjà citée (Babut, Perrodin et al. 2004 ; Babut,
309 Delmas et al. 2006), en remplaçant le calcul de moyennes pondérées par une méthode
310 d'ordination des scores (Jouany, Vaillant et al. 1982; Vaillant, Jouany et al. 1995).
311 L'inconvénient de la moyenne, que la pondération ne corrige que partiellement, est de
312 lisser les sources d'incertitude, comme si elles se compensaient mutuellement.
313 Cependant, s'il importe au gestionnaire de disposer d'une évaluation de l'importance de
314 l'incertitude, il lui faut aussi comprendre d'où elle provient. L'intérêt de recourir à
315 l'ordination des scores est que cette méthode permet à la fois d'obtenir une information
316 synthétique (un score) en fin de processus, et de pouvoir assez aisément remonter aux
317 sources de l'incertitude, ce qui peut être utile dans une approche itérative visant à la
318 réduire.

319 **4 DISCUSSION & PERSPECTIVES**

320 **4.1 Polluants pris en compte : substances persistantes ou « d'intérêt émergent »**

321 Les polluants organiques persistants (POP) sont, avec les métaux, les contaminants les
322 plus fréquemment mis en évidence dans les sédiments. A la différence de la plupart des
323 métaux, un certain nombre de POP sont susceptibles de s'accumuler de manière
324 croissante dans les réseaux trophiques : c'est le processus de bioamplification. S'agissant
325 de substances parfois peu toxiques vis à vis des invertébrés benthiques, elles peuvent
326 donc aisément être ignorées dans les schémas d'évaluation qui posent l'écotoxicité pour
327 ces organismes comme principal critère de décision.

328 Dans quelle mesure les schémas types d'évaluation passés en revue dans cet article
329 prennent-ils la bioamplification en considération ? Cette prise en compte pourrait
330 intervenir à deux niveaux : soit à l'étape où l'évaluation repose sur l'analyse de
331 contaminants ciblés avec comparaison des concentrations mesurées à des normes de
332 qualité environnementale ou à des critères similaires, soit à l'une des étapes reposant sur
333 des tests d'écotoxicité. En général les normes de qualité environnementale pour les
334 sédiments sont élaborées à partir de données d'écotoxicité, et ne tiennent pas compte
335 des effets indirects, liés à la bioamplification dans les réseaux trophiques (Batley, Stahl
336 et al. 2005). De même lorsque des tests d'écotoxicité sont mis en œuvre ils visent
337 principalement à évaluer la toxicité vis à vis du benthos, ou parfois des organismes
338 pélagiques ; il y a peu de tests de bioaccumulation disponibles, et ils ne sont pas souvent
339 employés dans les schémas d'évaluation. Parmi ceux que nous avons passés en revue,
340 certains schémas introduisent la question tardivement dans le processus d'évaluation,
341 c'est le cas du schéma « CETMEF-VNF » (Babut, Perrodin et al. 2002; Babut, Perrodin et
342 al. 2004) où elle n'est envisagée qu'en étape 3, étape non standardisée n'ayant pas
343 vocation à être souvent atteinte. D'autres schémas, en particulier celui du Ministère de
344 l'Environnement de l'Ontario (Environnement-Canada et MEO 2007), envisagent cette
345 question dès la première étape, d'un point de vue essentiellement qualitatif (présence ou
346 pas de contaminants reconnus bio-amplifiables). Le plus cohérent de ce point de vue
347 paraît être le schéma de l'USEPA et l'USACE (USEPA et USACE 1998) qui préconise de
348 traiter la question strictement en parallèle avec celle des effets toxiques, à chaque étape.

349 La prise en compte des POP et de leur bioamplification dans les réseaux trophiques
350 mérite donc d'être considérée, d'autant plus qu'à côté des POP anciens, par exemple les
351 polychlorobiphényles et les polychloro-dibenzo-dioxines et -furannes, émergent des
352 composés comme les poly-bromo-diphényl-éthers ou les composés perfluorés (Muir et
353 Howard 2006).

354 **4.2 Niveau de précision requis pour la prise de décision**

355 On l'aura compris à la lecture de ce qui précède, l'un des enjeux essentiels réside dans la
356 manière dont on synthétise l'information recueillie au cours de l'évaluation pour aboutir à
357 une conclusion utilisable à des fins opérationnelles. Ce n'est pourtant pas, loin de là,

358 l'aspect le plus développé dans la littérature. Deux options principales se dégagent de
359 cette revue, l'une consistant à caractériser le danger ou un risque qualitatif, l'autre allant
360 jusqu'au risque estimé d'une manière quantitative. Concernant les sédiments, peu de
361 schémas d'évaluation assument l'option « risque », qui semble donc a contrario être plus
362 pratiquée « au cas par cas ».

363 Toute démarche d'évaluation est le fruit d'un compromis : caractériser quantitativement
364 un risque plutôt qu'évaluer simplement le danger ou se limiter à une appréciation
365 qualitative du risque implique la collecte de données plus nombreuses, ce qui engendre
366 des coûts vraisemblablement plus élevés et des délais plus longs. Pour les opérateurs, le
367 gain de précision qu'apporterait l'appréciation d'un risque quantitatif par rapport au
368 danger peut donc aussi se traduire par des coûts excessifs. Il peut donc paraître
369 avantageux de n'envisager l'évaluation des risques que pour des cas particuliers, sites
370 étendus, avec des contaminants multiples par exemple.

371 **4.3 L'incertitude est-elle un facteur de pondération du risque ?**

372 L'approche décrite par Menzie et co-auteurs (Menzie, Henning et al. 1996) repose sur
373 trois composantes, le poids attribué à la mesure (ou test), l'amplitude de la mesure, et la
374 redondance (concurrence) entre mesures. La première composante est une forme
375 d'analyse de l'incertitude. Concrètement, elle consiste à pondérer des scores associés
376 aux mesures (tests, analyses) par différents facteurs (Tableau 4) sensés qualifier
377 l'aptitude de la mesure considérée à caractériser l'état de l'élément à évaluer. Les scores
378 sont attribués selon un barème dont un exemple figure au Tableau 5. Le score obtenu in
379 fine sert à pondérer l'amplitude de la réponse. Il en résulte que dans cette approche
380 l'incertitude est utilisée pour moduler le risque.

381 **Tableau 4 – Tableau de score et pondération selon (Menzie, Henning et al. 382 1996)**

383 **Tableau 5 – Exemple de scores appliqués aux attributs -extrait du tableau 384 complet développé par (Menzie, Henning et al. 1996)**

385 L'étude de cas sur les sédiments d'un ancien chantier naval (Johnston, Munns et al.
386 2002) s'inspire fortement de l'approche décrite par Menzie, avec quelques nuances. Ces
387 deux articles sont pratiquement les seuls que nous ayons identifiés qui traitent
388 explicitement de l'évaluation de l'incertitude associée à un risque environnemental.

389 Cependant, il nous semble que l'incertitude devrait être traitée séparément du risque,
390 comme décrit dans l'étude CETMEF-VNF citée plus haut (Babut, Delmas et al. 2006),
391 conformément d'ailleurs à l'esprit du principe de précaution⁴. Dans une perspective de
392 gestion, un risque élevé associé à une incertitude forte conduirait logiquement le
393 gestionnaire d'une part à prendre des mesures conservatoires (de précaution), d'autre
394 part à reprendre l'évaluation en essayant de réduire l'incertitude. Inversement, un risque
395 faible associé à une incertitude forte pourrait conduire le gestionnaire à compléter
396 l'évaluation, ou éventuellement seulement à une surveillance attentive du site.

397 **4.4 Perspectives**

398 **4.4.1 Vers des approches comparatives**

399 Dans le type d'approche structurée par les choix opérationnels, la démarche d'évaluation
400 est construite par rapport à une option, dont on évalue l'acceptabilité par rapport au
401 milieu récepteur. Si cette option s'avère inacceptable, il faut en définir une autre et
402 l'évaluer à son tour, ce qui rallonge et renchérit d'autant le processus. Les approches de

⁴ Plusieurs formulations plus ou moins convergentes de ce principe co-existent dans la littérature ou le droit de l'environnement ; parmi celles-ci, nous nous référons à celle de la loi française no 95-101 du 2 février 1995 relative au renforcement de la protection de l'environnement, dite « loi Barnier » : « l'absence de certitudes, compte tenu des connaissances scientifiques et techniques du moment, ne doit pas retarder l'adoption de mesures effectives et proportionnées visant à prévenir un risque de dommages graves et irréversibles à l'environnement à un coût économiquement acceptable »

403 type triade s'apparentent plus à une démarche comparative, puisque plusieurs options
404 sont prédéterminées et le choix de l'une d'entre elles est induit par les résultats de
405 l'évaluation. Toutefois dans ce cas le processus de comparaison est incomplet, dans la
406 mesure où il ne tient pas compte des « bénéfiques » potentiels de chaque option.

407 Il paraît donc plus intéressant de comparer les risques et les bénéfices de plusieurs
408 options en même temps. L'intégration temporelle des bénéfices et impacts escomptés se
409 définit comme l'analyse du bénéfice environnemental net. Si la comparaison inclut les
410 coûts de mise en œuvre, on parlera d'analyse coûts-bénéfices (Suter II 2008).

411 L'approche comparative est notamment préconisée par un groupe de travail fédéral dans
412 le cadre du programme de dépôt en mer d'Environnement Canada (Agius et Porebski
413 2008). Le schéma pour l'instant théorique et non développé en détail est un schéma
414 gradué à 4 étapes, dont la quatrième consiste à comparer les risques et les contraintes
415 réglementaires et économiques de deux options, dépôt en mer et dépôt à terre. La
416 comparaison inclut six groupes de critères : impacts sur les habitats, santé écologique,
417 ingénierie, santé humaine, réglementation, coûts. Un septième groupe est également
418 envisagé, et concerne « l'acceptabilité sociale ».

419 L'approche comparative est aussi préconisée aux USA⁵ (USEPA et USACE 2004).
420 L'objectif de ce guide est d'offrir un cadre structuré pour comparer les principaux modes
421 de gestion applicables aux matériaux de dragage : dépôt en eau libre, dépôt sur sols,
422 dépôts confinés dans l'eau (en rive, îlots), valorisation. L'impact environnemental
423 potentiel de chaque type de gestion est évalué selon un cadre approprié. Le bilan
424 comparatif en fin de processus mettra en balance les considérations d'ingénierie, ainsi
425 que des considérations environnementales, économiques, et réglementaires.
426 Typiquement cette mise en balance peut se faire à l'aide de méthodes multicritères, dont
427 la présentation et la discussion sortent du cadre de cet article.

428 La mise en œuvre d'approches comparatives soulève cependant deux difficultés
429 majeures, à savoir (a) la nécessité de qualifier, pour chaque option comparée, les risques
430 et les bénéfices, et (b) le besoin d'une « métrique » commune aux différentes options.
431 La métrique la plus évidente serait d'ordre économique mais on peut s'attendre à ce
432 qu'elle suscite aussi des controverses.

433 *4.4.2 Caractériser les risques en termes de services rendus par les écosystèmes*

434 Une difficulté inhérente à la caractérisation des risques, difficulté partagée par les parties
435 en charge de la gestion des risques et par celles impliquées dans leur évaluation, tient à
436 la traduction du risque en des termes signifiants pour les différentes parties (Dale,
437 Biddinger et al. 2008). A l'évidence, la pertinence d'un risque exprimé par rapport à la
438 reproduction ou la croissance d'un invertébré benthique n'est pas immédiate pour un
439 « gestionnaire ». La justification de cette pertinence requiert au minimum un effort de
440 mise en perspective, et d'argumentation autour du choix d'une espèce plutôt que d'une
441 autre, d'un paramètre plutôt qu'un autre etc. Quelques études (Frost, Montz et al. 1999;
442 Raffaelli 2004; Cacula, Lipton et al. 2005) proposent d'y répondre en exprimant le risque
443 en termes de « perte de services rendus par les écosystèmes ».

444 Munns et co-auteurs (Munns, Helm et al. 2009) développent une revue bibliographique
445 autour de l'hypothèse que la notion de services rendus par les écosystèmes peut être un
446 bon moyen d'étayer les décisions de gestion. Il s'agit de traduire et d'agrèger les
447 données recueillies au cours d'une évaluation des risques en termes de services rendus
448 par les écosystèmes. Dans le cas par exemple de l'étude du site « Superfund » de
449 l'Hudson⁶ citée dans cette revue, l'un des éléments à évaluer vise le maintien de la
450 communauté benthique, utilisée comme source de nourriture par les poissons ou d'autres
451 organismes. Le service rendu concerne ici la source de nourriture. Dans un autre
452 exemple relaté dans la même revue, l'estimation de la perte de service repose sur la

⁵ <http://www.epa.gov/owow/oceans/regulatory/dumpdredged/evaluation.html>

⁶ <http://www.epa.gov/hudson/revisionbera-text.pdf>

453 toxicité pour des amphipodes prédite par dépassement de critères de qualité pour les
454 sédiments.

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

462 **5 CONCLUSIONS**

463 L'élaboration de schémas plus ou moins standardisés d'évaluation des risques
464 environnementaux présentés par les sédiments doit permettre de produire les
465 informations nécessaires à la prise de décisions. Les schémas que nous avons recensés
466 appartiennent à deux principaux types : une batterie de mesures prédéfinies, à la base
467 une triade chimie – test d'écotoxicité – hydrobiologie, dont les résultats orientent le choix
468 des options de gestion appropriées, ou des schémas construits intentionnellement pour
469 tester la faisabilité d'une option de gestion spécifique, par exemple le dépôt en eau ou
470 sur une berge. Une approche plus récente, et pas encore très répandue, consisterait à
471 comparer les risques d'impact et les avantages respectifs de plusieurs options de gestion
472 en même temps. La difficulté de ces approches comparatives sera de trouver des
473 indicateurs ou métriques communs aux différentes options comparées. L'évaluation des
474 services rendus par les écosystèmes et des impacts potentiels sur ces services serait un
475 bon moyen de dépasser cette difficulté.

476 L'évaluation des incertitudes devrait être un point clé de toutes les démarches ; les
477 approches pour ce faire restent peu développées, et assez qualitatives, en raison
478 notamment de la multiplicité des sources d'incertitude dans ces démarches d'évaluation
479 des risques. L'évaluation de l'incertitude associée à l'estimation d'un risque devrait être
480 suffisamment distincte de ce dernier, et permettre d'en identifier les sources les plus
481 importantes, de façon à les réduire si nécessaire, lors d'une itération supplémentaire de
482 l'évaluation des risques.

483 La contamination des sédiments, en particulier par les polluants organiques persistants,
484 ne présente pas seulement des risques directs pour les invertébrés benthiques, mais
485 également des risques indirects pour des espèces reliées aux invertébrés benthiques
486 dans des réseaux trophiques. Cette propriété n'est pas toujours suffisamment prise en
487 considération dans les schémas d'évaluation des sédiments.

488 **Remerciements**

489 Cette publication a été préparée dans le cadre du projet DIESE du programme ANR
490 PRECODD (contrat ANR-07-ECOT-0794C0111) et a bénéficié également du soutien du
491 Plan d'action Saint-Laurent, d'Environnement Canada (Division des activités de protection
492 de l'environnement et Direction générale des sciences et de la technologie) et du
493 Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec (Centre
494 d'expertise en analyse environnementale du Québec, Direction des évaluations
495 environnementales et Direction du suivi de l'état de l'environnement). Ce projet a aussi
496 été soutenu par le ministère des Relations internationales du Québec et le ministère des
497 Affaires étrangères et européennes de France (Consulat général de France à Québec)
498 dans le cadre de la 62e session de la Commission permanente de coopération franco-
499 québécoise.

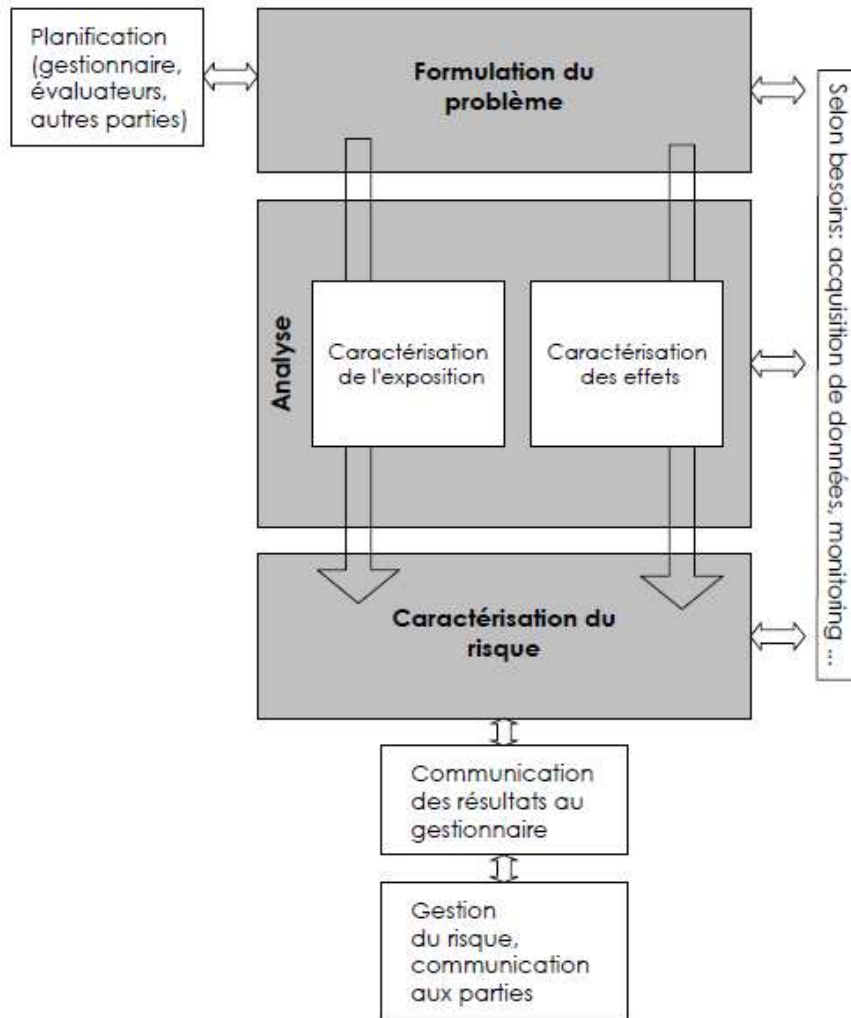
500 **Références**

501
502

- 503 Agius, S. J. and L. M. Porebski (2008). "Towards the Assessment and Management of
504 Contaminated Dredged Materials." Integrated Environmental Assessment and
505 Management **4**(2): 255-260.
- 506 Babut, M., H. Delmas, et al. (2006). "Characterizing the risks to aquatic ecosystems: a
507 tentative approach in the context of freshwater dredged materials disposal."
508 Integrated Environmental Assessment & Management **2**(4): 330-343.
- 509 Babut, M., A. Oen, et al. (2007). Prioritisation at River Basin Scale, Risk Assessment at
510 Site-Specific Scale: Suggested Approaches. Sediment Risk Management and
511 Communication. S. Heise. Amsterdam, Elsevier. **3**: 107-150.
- 512 Babut, M., Y. Perrodin, et al. (2004). Méthodologie d'évaluation écotoxicologique de
513 matériaux de dragage : tests de la démarche et essais d'optimisation, CETMEF,
514 VNF: 90.
- 515 Babut, M., Y. Perrodin, et al. (2002). "Evaluation des risques écologiques causés par des
516 matériaux de dragage: proposition d'une approche adaptée aux dépôts de
517 gravière en eau." Revue des Sciences de l'Eau **15**(3): 615-639.
- 518 Batley, G. E., G. A. Burton Jr, et al. (2002). "Uncertainty in Sediment Quality Weight-of-
519 Evidence (WOE) Assessments." Human and Ecological Risk Assessment **8**(7):
520 1517-1547.
- 521 Batley, G. E., R. G. Stahl, et al. (2005). Scientific underpinnings of sediment quality
522 guidelines. Use of Sediment Quality Guidelines and Related Tools for the
523 Assessment of Contaminated Sediments. R. J. Wenning, G. E. Batley, C. G.
524 Ingersoll and D. W. Moore. Pensacola (FL), SETAC Press: 39-120.
- 525 Burton Jr, G. A., P. M. Chapman, et al. (2002). "Weight-of-evidence Approaches for
526 Assessing Ecosystem Impairment." Human and Ecological Risk Assessment **8**(7):
527 1657-1673.
- 528 Cacela, D., J. Lipton, et al. (2005). "Associating ecosystem service losses with indicators
529 of toxicity in habitat equivalency analysis." Environmental Management **35**(3):
530 343-351.
- 531 Chapman, P. M. (1990). "The sediment quality triad approach to determining pollution-
532 induced degradation." The Science of The Total Environment **97-98**: 815-825.
- 533 Chapman, P. M., B. Anderson, et al. (1997). "General guidelines for using the sediment
534 quality triad." Marine Pollution Bulletin **34**(6): 368-372.
- 535 Chapman, P. M. and J. Anderson (2005). "A decision-making framework for sediment
536 contamination." Integrated environmental assessment and management. **1**(3):
537 163-173.
- 538 Chapman, P. M. and H. Hollert (2006). "Should the sediment quality triad become a
539 tetrad, a pentad, or possibly even a hexad?" Journal Of Soils And Sediments **6**(1):
540 4-8.
- 541 Chapman, P. M., B. G. McDonald, et al. (2002). "Weight-of-evidence Issues and
542 Frameworks for Sediment Quality (and other) Assessments." Human and
543 Ecological Risk Assessment **8**(7): 1489-1515.
- 544 Dale, V. H., G. R. Biddinger, et al. (2008). "Enhancing the ecological risk assessment
545 process." Integrated environmental assessment and management **4**(3): 306-313.
- 546 Environnement-Canada and MEO (2007). Cadre décisionnel pour Canada-Ontario
547 concernant l'évaluation des sédiments contaminés des Grands Lacs. Toronto,
548 Environnement Canada, Ministère de l'Environnement de l'Ontario: 84.
- 549 Frost, T. M., P. K. Montz, et al. (1999). "Multiple stresses from a single agent: Diverse
550 responses to the experimental acidification of Little Rock Lake, Wisconsin." Limnology and Oceanography **44**(3 II): 784-794.
- 551 Grapentine, L., J. Anderson, et al. (2002). "A Decision Making Framework for Sediment
552 Assessment Developed for the Great Lakes." Human and Ecological Risk
553 Assessment **8**(7): 1641-1655.
- 554 Heise, S., V. Maaß, et al. (2000). "Ecotoxicological Sediment Classification - Capabilities
555 and Potentials - Presented for Elbe River Sediments." BfG- Mitteilungen Nr. 22 -
556 Sediment Assessment in European River Basins: 96-104.
- 557 Hill, R. A., P. M. Chapman, et al. (2000). "Level of detail in ecological risk assessments."
558 Marine Pollution Bulletin **40**(6): 471-477.
- 559

- 560 Hollert, H., S. Heise, et al. (2002). "Application of a sediment quality triad and different
561 statistical approaches (hasse diagrams and fuzzy logic) for the comparative
562 evaluation of small streams." Ecotoxicology **11**: 311-321.
- 563 Johnston, R. K., W. R. Munns, et al. (2002). "Weighing the evidence of ecological risk
564 from chemical contamination in the estuarine environment adjacent to the
565 Portsmouth naval shipyard, Kittery, Maine, USA." Environmental Toxicology and
566 Chemistry **21**(1): 182-194.
- 567 Jooste, S. (2001). "A possibilistic approach to diverse-stressor aquatic ecological risk
568 estimation." Water SA **27**(3): 293-302.
- 569 Jouany, J. M., M. Vaillant, et al. (1982). Approach to hazard assessment by a qualitative
570 system based on interaction concepts between variables. Chemicals in the
571 Environment, Lingby-Copenhagen.
- 572 Kelly, E. J. and K. Campbell (2000). "Separating variability and uncertainty in
573 environmental risk assessment - making choices." Human and Ecological Risk
574 Assessment **6**(1): 1-13.
- 575 Long, E. and P. M. Chapman (1985). "A sediment quality triad: measures of sediment
576 contamination, toxicity and infaunal community composition in Puget Sound."
577 Marine Pollution Bulletin **16**: 405-415.
- 578 Menzie, C., M. H. Henning, et al. (1996). "Special report of the Massachusetts Weight-
579 of-Evidence Workgroup: a Weight-of-Evidence approach for evaluating ecological
580 risks." Human and Ecological Risk Assessment **2**(2): 277-304.
- 581 Muir, D. C. G. and P. H. Howard (2006). "Are there other persistent organic pollutants? A
582 challenge for environmental chemists." Environmental Science and Technology
583 **40**(23): 7157-7166.
- 584 Munns, J. W. R., R. Helm, et al. (2009). "Translating Ecological Risk to Ecosystem Service
585 Loss." Integrated Environmental Assessment and Management **5**(4): 500-514.
- 586 Perrodin, Y., M. Babut, et al. (2004). "Approche méthodologique de l'évaluation des
587 risques écotoxicologiques liés à la mise en dépôt sur sol de sédiments de
588 dragage." Déchets, Sciences & Techniques **34**: 4-14.
- 589 Power, M. and L. S. McCarty (1998). "A comparative analysis of environmental risk
590 assessment/risk management frameworks." Environmental Science and
591 Technology **32**: 224A-231A.
- 592 Raffaelli, D. (2004). "How extinction patterns affect ecosystems." Science **306**(5699):
593 1141-1142.
- 594 Reynoldson, T. B., S. P. Thompson, et al. (2002). "Integrating Multiple toxicological
595 endpoints in a decision-making framework for contaminated sediments." Human
596 and Ecological Risk Assessment **8**(7): 1569-1584.
- 597 SedNet (2003). The SedNet strategy paper. The opinion of SedNet on environmentally,
598 socially and economically viable sediment management, contract No.: EVK1-CT-
599 2001-20002 (Co-ordinator TNO, The Netherlands).
- 600 Suter II, G. W. (2008). Ecological Risk Assessment (2nd edition), CRC Press.
- 601 USEPA (1998). Guidelines for Ecological Risk Assessment. Washington D.C., USA, U.S.
602 Environmental Protection Agency: 159.
- 603 USEPA (2003). Generic assessment endpoints for ecological risk assessment. R. A.
604 Forum. Washington, D.C., US Environmental Protection Agency: 67.
- 605 USEPA and USACE (1998). Evaluation of dredged material proposed for discharge in
606 waters of the United States (1998). Washington D.C. , USA, US Environmental
607 Protection Agency
- 608 US Army Corps of Engineers.
- 609 USEPA and USACE (2004). Evaluating Environmental Effects Of Dredged Material
610 Management Alternatives - A Technical Framework. Washington, DC, United
611 States Environmental Protection Agency Office of Water; U.S. Army Corps of
612 Engineers: 95.
- 613 Vaillant, M., J. M. Jouany, et al. (1995). "A multicriteria estimation of the environmental
614 risk of chemicals with the SIRIS method." Toxicology Modeling **1**(1): 57-72.
615
616

617
618
619
620
621
622
623
624
625
626
627
628
629
630
631
632
633
634
635
636
637
638
639
640



641 **Figure 2 – Schéma de principe du processus d'évaluation des risques, d'après**
642 **(USEPA, 1998)**

643

	Robustesse	Méthodologie	Sensibilité	Justesse	Transparence
Classement d'expert	B	M	M	H	B
Classement par consensus	B	M	M	H	H
Classement semi-quantitatif	B	M	M	H	B
Triade	B → M	B → M	H	H	B → H
Matrices de décision (tableaux)	M	M	H	H	H
WOE multiple (prise en compte de plusieurs approches WOE)	M	B	M	H	M

644 **Tableau 6 – Appréciation des caractéristiques des approches WOE (d'après**
 645 **Burton et al., 2002)**

646 B = bas ; M = moyen ; H = haut.

647

Phase	Sources d'incertitude
Formulation du problème (modèle conceptuel)	Manque de connaissances / fonctionnement de l'écosystème Echec à identifier les relations spatiales et temporelles entre variables Omission de stressseurs / méconnaissance des effets de mélanges Omission des effets indirects ou des effets des métabolites
Analyse	Description des données (QA/QC) Variabilité des mesures Données manquantes Incertitude sur la valeur « vraie » (valeurs inférieures à la limite de quantification) Structure / forme des modèles ⁷
Caractérisation des risques	Indicateur utilisé (e.g. quotient) Extrapolation (espèces testées / communauté) Statistique (intervalle de confiance)

648 **Tableau 7 - Sources d'incertitude dans une ERE, d'après USEPA, 1998.**

649

⁷ Selon qu'il s'agit de modèles mécanistiques ou empiriques, éventuellement utilisés pour l'évaluation des expositions

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'artéfacts 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.
	Tamissage, 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 8 - Sources d'erreurs et d'incertitudes pour les mesures et essais sur sédiments (d'après Batley et al., 2002)

650
651
652

Attribut	Facteur de pondération (FP)	Mesure ou test 1	Mesure ou test n
1- Relation entre mesure ou test et élément à évaluer			
Degré d'association	1.0	(1 à 5)	(1 à 5)
Spécificité de la mesure vis à vis du stresser	0.7	(1 à 5)	(1 à 5)
Pertinence	0.5	(1 à 5)	...
2 – Qualité des données	0.8
3 – Conception de l'étude	
Spécificité par rapport au site	0.5
Sensibilité de la mesure	0.5
Représentativité spatiale	0.4
Représentativité temporelle	0.2
Mesure quantitative	0.2
Normalisation de la mesure	0.2
5.1.1.1.1.1 Score final	(1)	$\sum(\text{scores} * FP)/5$	$\sum(\text{scores} * FP)/5$

653 **Tableau 9 – Tableau de score et pondération selon Menzie et al., 1996**

