

Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux

Guide du rétablissement
naturel surveillé dans
les sites aquatiques
contaminés fédéraux



Gouvernement
du Canada

Government
of Canada

Canada

N° de cat. : En14-558/2025F-PDF
ISBN : 978-0-660-72372-3
EC25059

À moins d'avis contraire, il est interdit de reproduire le contenu de cette publication, en totalité ou en partie, à des fins de diffusion commerciale sans avoir obtenu au préalable la permission écrite de l'administrateur du droit d'auteur d'Environnement et Changement climatique Canada. Si vous souhaitez obtenir du gouvernement du Canada les droits de reproduction du contenu à des fins commerciales, veuillez demander l'affranchissement du droit d'auteur de la Couronne en communiquant avec :

Environnement et Changement climatique Canada
Centre de renseignements à la population
Édifice Place Vincent Massey
351 boul. Saint-Joseph
Gatineau (Québec) K1A 0H3
Ligne sans frais : 1-800-668-6767
Courriel : enviroinfo@ec.gc.ca

© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par
le ministre de l'Environnement et du Changement climatique, 2025

Also available in English

Avis de non-responsabilité

Sa Majesté n'est pas responsable de l'exactitude et de l'intégralité des renseignements contenus dans le matériel reproduit. Sa Majesté doit en tout temps être indemnisée et tenue exempte du paiement de toute réclamation qui découle de la négligence ou d'un autre manquement dans l'utilisation des renseignements contenus dans cette publication ou dans ce produit.

Les renseignements présentés dans le présent document ne constituent en aucune façon un avis ayant valeur juridique; le fait d'appliquer les présentes directives n'assure pas automatiquement la conformité aux exigences réglementaires du gouvernement fédéral et des gouvernements provinciaux et autres. En cas de divergence entre les présents renseignements et toute loi fédérale, tout particulièrement la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (1999), la *Loi sur les pêches* (1985) ou les règlements pris en vertu de ces lois, les lois du Parlement et leurs règlements connexes ont préséance. Nonobstant toute autre exigence réglementaire ou d'obtention de permis, il faut savoir que tout dépôt, émission ou rejet associé à vos activités ou à vos opérations doit être conforme à toutes les lois et à tous les règlements fédéraux applicables.

Référence bibliographique suggérée

Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASC, 2023). Guide du rétablissement naturel surveillé (RNS) dans les sites aquatiques contaminés fédéraux. Pêches et Océans Canada, Ottawa (Ont.), Canada.

Federal Contaminated Sites Action Plan (FCSAP, 2023). Guide to Monitored Natural Recovery (MNR) at Federal Aquatic Contaminated Sites. Fisheries and Oceans Canada, Ottawa (ON), Canada.

Le présent guide a été établi pour Pêches et Océans Canada sous la direction d'Eric Chiang, avec la collaboration de :

Stuart Dean, Pêches et Océans Canada
Sarah Yakobowski, Pêches et Océans Canada
Murray Smith, Pêches et Océans Canada
François Cloutier, Environnement Canada
Marie-Claude Fortin, Environnement Canada
Mario Cormier, Environnement Canada
Kate Amyot, Environnement Canada
Geneviève Setiawan, Environnement Canada

Sommaire

Le principal objectif du Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCf) est de réduire les risques pour l'environnement et la santé humaine ainsi que les responsabilités financières fédérales connexes attribuables aux sites contaminés fédéraux à priorité élevée. Le PASCf fournit aux ministères et organismes fédéraux ainsi qu'aux sociétés d'État consolidées (collectivement désignés les « gardiens ») responsables des sites contaminés, les orientations, les outils et les ressources nécessaires pour atteindre cet objectif. Le Cadre décisionnel (CD) du PASCf (processus en dix étapes) fournit une feuille de route qui décrit les approches spécifiques et les principaux points de décision en vue de l'assainissement efficace des sites contaminés fédéraux au Canada. Par la publication de documents d'orientation liés au PASCf et des communications directes avec les gardiens fédéraux, les ministères qui offrent un soutien d'expert donnent des avis scientifiques et techniques, et promeuvent la conformité réglementaire en ce qui concerne l'évaluation, la gestion et l'assainissement des sites contaminés. Le présent document du PASCf fournit des orientations pour la mise en œuvre du rétablissement naturel surveillé (RNS) à titre de stratégie d'assainissement des sédiments contaminés dans les sites aquatiques contaminés fédéraux. Magar *et al.* (2009) ont procédé à un examen de l'information relative au RNS dans le contexte de l'application de la réglementation environnementale aux États-Unis. Aux fins du présent document d'orientation, ce contenu a été adapté de façon à être conforme au programme du PASCf.

Le RNS est une démarche passive *in situ* qui peut être utilisée dans les cas où l'on ne s'attend pas à ce que les concentrations de contaminants dans les sédiments présentent un risque immédiat ou manifestement inacceptable pour la santé humaine ou pour l'environnement; et dans les cas où les processus naturels contribuent de façon mesurable à la diminution des concentrations ou de la biodisponibilité des contaminants dans les sédiments, et ce, dans un délai raisonnable. Le RNS peut être une option d'assainissement efficace, durable et peu invasive permettant à l'écosystème de ne pas être perturbé pendant l'assainissement. Cependant, il importe de noter que le RNS ne doit pas être considéré comme une approche consistant à « ne rien faire » ou à « s'en laver les mains ». Au contraire, il nécessite souvent des activités considérables de surveillance du rendement, de caractérisation du rétablissement naturel et d'évaluation de l'atteinte ou non des objectifs d'assainissement dans un délai établi. En outre, le RNS est souvent appliqué de concert avec d'autres méthodes d'assainissement pour qu'il soit possible d'atteindre les objectifs généraux d'assainissement ou de gestion du risque et ultimement, de fermer le site.

Avant d'envisager toute mesure corrective, y compris le RNS, il faut procéder à une caractérisation du site et à l'établissement d'un modèle conceptuel du site (MCS) complet. Le MCS, élaboré dès l'étape 3 du CD (PASCf, sous presse), mais que l'on améliore ensuite à l'étape 5, décrit les liens entre les sources de contaminants, les voies d'exposition, les interactions avec les récepteurs humains ou écologiques potentiels ainsi que les mécanismes de libération, de transport et de rétablissement naturel (RN). Les objectifs d'assainissement sont également directement reliés au MCS. On peut les établir à partir des recommandations pour la qualité des sédiments du Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME) ou, en l'absence de telles recommandations, à partir de lignes directrices provisoirement adoptées par d'autres administrations. Une évaluation du risque écologique (ERE) et une évaluation du

risque pour la santé humaine (ERSH), à partir de données propres au site, peuvent également servir à établir des objectifs d'assainissement.

Le RNS s'inscrit dans les étapes 7, 8 et 9 du CD (PASCF, sous presse), ainsi définies :

- Step 7. Élaborer une stratégie d'assainissement ou de gestion du risque (AGR) qui repose sur l'établissement de buts et d'objectifs en matière d'AGR, la détermination de la démarche la plus appropriée pour ce faire, la prise en considération des effets possibles du changement climatique et l'intégration de mesures de durabilité applicables. Cela peut en outre inclure la modélisation, durant laquelle on utilise des données recueillies sur le terrain et en laboratoire pour préciser le modèle conceptuel du site et étudier l'utilisation du RNS dans le cadre d'une stratégie d'AGR globale. Il faut élaborer un plan d'intervention d'urgence pour le cas où le RNS ne répondrait pas aux attentes concernant l'atteinte des buts de l'établissement.
- Step 8. Mettre en œuvre la stratégie d'AGR, laquelle repose sur l'exécution d'un plan d'assainissement (PA) ou d'un plan de gestion du risque (PGR), ainsi que la surveillance du rendement du RNS tel que conçu pour vérifier que les objectifs de l'assainissement sont ou seront atteints.
- Step 9. Faire un échantillonnage de confirmation et préparer un rapport final, qui consiste notamment à procéder au dernier échantillonnage après que la surveillance du rendement effectuée a démontré que les buts et objectifs d'AGR préétablis ont été atteints dans les délais convenus en consultation avec les groupes autochtones et les parties intéressées.

On examine de multiples sources de données étayant les processus de RN, conformément à un MCS robuste, pour évaluer la faisabilité du RNS et assurer la surveillance du rendement. En général, on examine quatre principaux mécanismes dans les cas où le RNS est appliqué : la transformation chimique, la réduction de la biodisponibilité des contaminants, l'isolement physique et la dispersion. À mesure que de nouveaux renseignements sur le site sont recueillis, il est possible d'affiner le MCS et la compréhension du site en utilisant des modèles hydrodynamiques, des modèles du lit de sédiments ou du transport des sédiments, ou des modèles intégrés.

Le suivi à long terme (SLT), tel qu'il est défini dans le CD (PASCF, sous presse) et décrit plus en détail dans le document d'orientation sur le SLT du PASCF (PASCF, 2013a), ne fait pas nécessairement partie du RNS. Cependant, un SLT (c'est-à-dire l'étape 10 du CD) est généralement requis s'il existe un potentiel de remobilisation des contaminants ou si les hypothèses utilisées pour l'évaluation des risques dans le MCS peuvent ne plus être valables en raison de changements dans les conditions environnementales. L'utilisation du SLT est généralement requise si la stratégie d'AGR repose sur des processus non destructeurs. Le Document d'orientation sur la planification du suivi à long terme du PASCF (PASCF, 2013) offre plus de détails sur l'élaboration d'un plan de SLT. On peut procéder à la fermeture du site

lorsque les objectifs d'assainissement ont été atteints et qu'on a la certitude que la contamination ne pose pas un risque inacceptable pour la santé humaine ou l'environnement.

Le RNS à titre de stratégie officielle d'assainissement est un concept relativement nouveau. Le présent document passe en revue certains exemples récents et fournit à cet égard des renseignements et des ressources supplémentaires aux gestionnaires de site du PASCF.

Table des matières

Sommaire	ii
Table des matières	v
Liste des figures	vii
Liste des tableaux.....	vii
Sigles et acronymes.....	viii
1 Introduction	1
1.1 Contexte.....	1
1.2 Objectifs du document d’orientation	4
2 Rétablissement naturel et rétablissement naturel surveillé	5
2.1 Qu’est-ce que le rétablissement naturel?	5
2.2 Processus de rétablissement naturel.....	5
2.3 Qu’est-ce que le rétablissement naturel surveillé?	4
2.4 Avantages et inconvénients du RNS	5
2.5 Faisabilité du RNS.....	6
3 Processus de planification et de mise en œuvre du rétablissement naturel surveillé	10
4 Renseignements recueillis avant le RNS	11
5 Élaboration d’une stratégie d’assainissement ou de gestion des risques	13
5.1 Contaminants se prêtant bien au RNS	15
5.2 Sources de données pour évaluer l’efficacité du RNS	18
5.3 Modélisation à l’appui de l’évaluation de l’efficacité du RNS	19
5.4 Objectifs d’assainissement.....	21
5.5 Plan d’urgence	22

5.6	Intégration du RNS et des considérations relatives à l'assainissement durable	23
5.7	RNS et considérations relatives au changement climatique	24
6	Mise en œuvre de la stratégie d'assainissement/de gestion du risque	25
6.1	Suivi du rendement.....	25
6.2	Paramètres d'échantillonnage	27
6.3	Durée et fréquence de l'échantillonnage	29
7	Échantillonnage de confirmation.....	29
8	Surveillance à long terme et fermeture du site	30
9	Réussite de la mise en application du RNS	30
10	Résumé du processus de RNS	34
11	Conclusion.....	35
12	Références	35
ANNEXE A Guides techniques et protocoles existants concernant le RNS.....		41
ANNEXE B Modèles informatiques choisis pouvant être utilisés dans le cadre du RNS.....		44

Liste des figures

Figure 1 : Aperçu des dix étapes décrites dans le CD du PASCf (PASCf, sous presse) et dans le cadre d'évaluation et de gestion des sites aquatiques contaminés (PASCf, 2021c). 2

Figure 2 : Modèles mathématiques et informatiques utilisables aux fins du RNS (adapté de Magar et al. 2009). 20

Liste des tableaux

Tableau 1 : Résumé des processus de RN ayant une incidence sur le devenir et le transport des contaminants dans les sédiments déposés. Tableau adapté des sources suivantes : U.S. EPA, 2014; Magar et al., 2009; Lavery et al., 2001; Viana et al., 2007..... 0

Tableau 2 : Les avantages et inconvénients du RNS. Tableau adapté des sources suivantes : U.S. EPA, 2005; Magar et al., 2009..... 6

Tableau 3 : Critères de faisabilité du RNS. Tableau adapté de Magar et al. 2009; U.S. EPA 2014; PASCf 2021c..... 7

Tableau 4 : Processus de rétablissement prédominants pour divers composés organiques et inorganiques et probabilité de réussite de la mise en œuvre du RNS. Tableau adapté de Magar et al. 2009; U.S. EPA 2014; Chen et al. 2004; Brown et al. 2009. 16

Tableau 5 : Sources de données et types de paramètres pour la démonstration du RNS Tableau adapté de Magar et al. 2009 et U.S. EPA 2014..... 18

Tableau 6 : Exemple de paramètres applicables à l'analyse des sédiments ou de l'eau interstitielle contaminés par de l'arsenic. 28

Sigles et acronymes

BTEX	Benzène, toluène, éthylbenzène et xylènes
CCME	Conseil canadien des ministres de l'Environnement
RCQE	Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement
ACO	Accord Canada-Ontario
CPP	Contaminant potentiellement préoccupant
MCS	Modèle conceptuel du site
GTGLC	Groupe de travail sur la gestion des lieux contaminés
CD	Cadre décisionnel
COD	Carbone organique dissous
EQDR	Évaluation quantitative détaillée du risque
ERE	Évaluation du risque écologique
RQE	Recommandations pour la qualité de l'environnement
EES	Évaluation environnementale du site
PASCF	Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux
RPQS	Recommandations provisoires pour la qualité des sédiments
ACV	Analyse du cycle de vie
SD	Sources de données
SLT	Suivi à long terme
ANC	Atténuation naturelle contrôlée
RNS	Rétablissement naturel surveillé
MTBE	Éther de méthyle et de butyle tertiaire
AN	Atténuation naturelle
LPNA	Liquides en phase non aqueuse
RN	Rétablissement naturel
HAP	Hydrocarbures aromatiques polycycliques
BPC	Biphényles polychlorés
EQPR	Évaluation quantitative préliminaire des risques
PA	Plan d'assainissement
PGR	Plan de gestion des risques
AOA	Analyse des options d'assainissement
AGR	Assainissement ou gestion du risque

1 **Introduction**

1.1 **Contexte**

Le Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCF) est un programme fédéral mis en place en 2005 afin de réduire les risques pour l'environnement et pour la santé humaine occasionnés par les sites contaminés fédéraux connus au Canada, ainsi que les responsabilités financières qui en découlent. Pour atteindre cet objectif, le PASCF fournit des orientations, des outils et des ressources aux ministères et organismes fédéraux ainsi qu'aux sociétés d'État consolidées (collectivement appelés « gardiens ») afin de s'assurer que les sites contaminés fédéraux sont gérés d'une manière scientifiquement valable et cohérente à l'échelle nationale. Pour gérer les sites contaminés, le PASCF a adopté le Cadre décisionnel (CD), une feuille de route en dix étapes qui décrit les activités, les exigences et les décisions clés spécifiques pour traiter efficacement les sites contaminés fédéraux au Canada. Cette approche axée sur le risque est un outil de gestion proactive qui fait en sorte que les mesures nécessaires soient prises pour caractériser, classer, hiérarchiser et assainir (ou gérer le risque sur) les sites contaminés fédéraux, dans le cadre d'un processus par étapes et itératif. Cette approche systématique vise à s'assurer que les ressources limitées seront allouées de manière efficace et efficiente aux sites qui présentent les plus grands risques pour les récepteurs humains et écologiques et qui engendrent les plus importantes responsabilités financières. Le CD ainsi que d'autres ressources liées au PASCF sont disponibles sur le [site Web du PASCF](#).

Les objectifs du CD en dix étapes sont d'évaluer les risques pour la santé humaine, le biote aquatique, la faune et l'environnement naturel selon le scénario actuel et le scénario futur prévu de l'utilisation des terres, et d'appliquer des solutions de gestion du risque considérées comme assurant une protection à ces scénarios d'utilisation des terres. Le processus comprend la réalisation d'évaluations du site et la classification de ce dernier, l'identification des contaminants préoccupants, la détermination des récepteurs potentiels, la détermination des voies d'exposition potentielles et l'estimation du niveau de risque en fonction des voies d'exposition ainsi que l'élaboration et la mise en œuvre d'une stratégie d'AGR pour réduire les risques.

Des directives précises concernant la gestion des sites aquatiques contaminés fédéraux sont formulées dans le *Cadre d'évaluation et de gestion des sites aquatiques contaminés, conformément au Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux* (PASCF, 2021c), qui est fondé sur les données fournies dans le *Cadre décisionnel pour Canada-Ontario concernant l'évaluation des sédiments contaminés des Grands Lacs* (ACO, 2008), ainsi que les dix étapes décrites dans le CD. Le CD (PASCF, sous presse) fournit des directives supplémentaires sur les conseils et le soutien d'expert des ministères compétents. Voir la figure 1 pour une vue d'ensemble des dix étapes présentées dans le CD et le cadre d'évaluation et de gestion des sites aquatiques contaminés conformément au PASCF.

La superficie des sites contaminés fédéraux et l'étendue de la contamination varient grandement; on compte parmi ces sites des mines abandonnées sur des terres publiques fédérales dans le Nord, des aéroports, des laboratoires gouvernementaux, des ports commerciaux et autres, des phares, des bases militaires et des installations dans des réserves autochtones régies par la *Loi sur les Indiens* (1985).

L'évaluation des sédiments aquatiques dans ces sites contaminés fédéraux est généralement effectuée selon les *Recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments (RCQS) : protection de la vie aquatique* du Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME) (CCME 1999). Le document sur les RCQS donne des orientations sur la formulation de recommandations provisoires pour la qualité des sédiments (RPQS) et sur la définition d'objectifs de qualité des sédiments propres à chaque site.

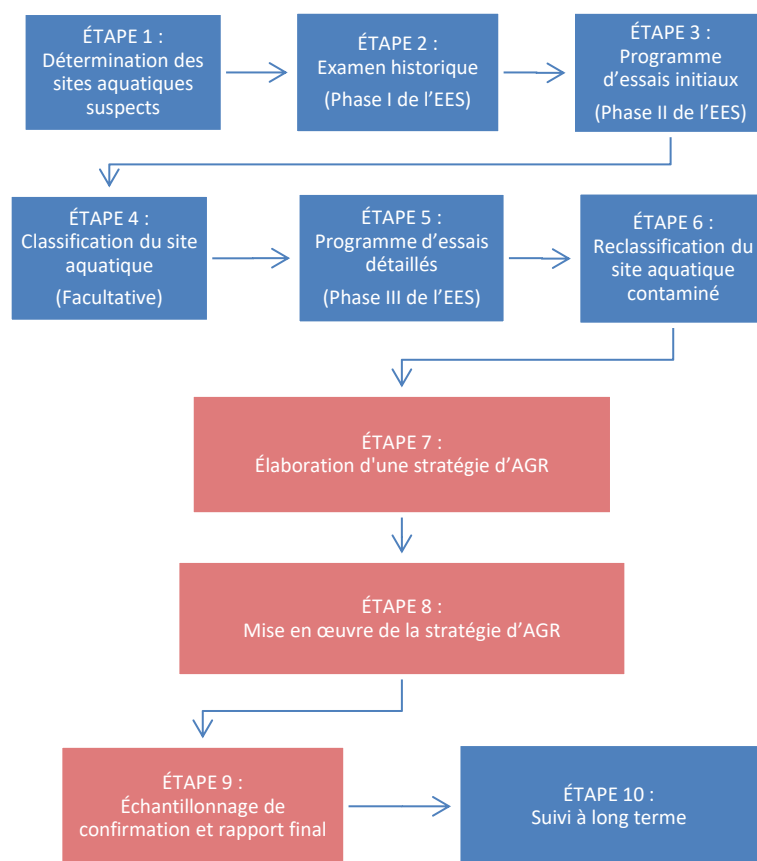


Figure 1 : Aperçu des dix étapes décrites dans le CD du PASCF (PASCF, sous presse) et dans le cadre d'évaluation et de gestion des sites aquatiques contaminés (PASCF, 2021c).

Le RNS, approche passive d'assainissement *in situ*, est l'une des techniques qui peuvent être appliquées pour l'assainissement des sédiments contaminés. Les renseignements sur l'application du RNS figurant dans le corpus réglementaire aux États-Unis ont été examinés par Magar *et al.* (2009). Les recommandations faites par Magar *et al.* (2009) ont été adaptées pour être utilisées dans le présent document et elles peuvent être appliquées aux sites aquatiques contaminés fédéraux d'une manière conforme au CD (PASCF, sous presse) et au cadre d'évaluation et de gestion des sites aquatiques contaminés (PASCF, 2021c). L'évaluation du RNS à titre d'approche d'assainissement appropriée, son développement, sa mise en œuvre et la confirmation de sa réussite correspondent aux étapes 7, 8 et 9 de ces cadres; elles sont représentées par les cases en rouge à la figure 1.

Les objectifs de l'étape 7 (« *élaboration d'une stratégie d'AGR* ») sont les suivants :

1. examiner diverses approches fondées sur des lignes directrices, fondées sur les risques ou une combinaison d'approches (approche hybride) en vue d'établir les objectifs d'AGR;
2. établir, évaluer et sélectionner les objectifs d'AGR correspondants;
3. tenir compte des besoins, des connaissances et des expériences des groupes autochtones à proximité du site dans le cadre des activités de mobilisation;
4. tenir compte des effets des changements climatiques qui pourraient entraîner des changements dans les milieux touchés et les futurs scénarios d'exposition et récepteurs au moment de l'élaboration de la stratégie d'assainissement ou de gestion des risques;
5. considérer et intégrer des mesures de durabilité réalisables dans la stratégie d'AGR, telles que la réduction des gaz à effet de serre;
6. le cas échéant, prendre en compte et intégrer des mesures de l'Analyse comparative entre les sexes Plus (ACS Plus) dans la stratégie d'AGR pour s'assurer qu'elle n'a pas d'effets négatifs.

Les renseignements recueillis au cours des étapes précédentes sont utilisés pour l'élaboration de la stratégie d'AGR concernant le lieu aquatique contaminé, stratégie qui englobe souvent d'une manière quelconque des techniques d'assainissement actives et passives. Avant de choisir des stratégies potentielles d'AGR, on doit avoir des preuves montrant que les mesures d'assainissement ne sont pas susceptibles de causer plus de dommages à l'environnement qu'elles n'en corrigeront. En outre, plusieurs critères doivent être pris en compte au moment de choisir les moyens d'assainissement possibles, dont la protection des récepteurs humains et écologiques, l'efficacité à long terme, la durabilité environnementale, les coûts, l'acceptation par la collectivité et une compréhension claire des objectifs de la gestion du site (PASCF, 2021c). La sélection du RNS ou son intégration avec d'autres stratégies d'AGR doivent être prises en compte à cette étape de l'élaboration d'une stratégie générale appropriée de gestion du site, ce qui peut inclure un PA ou un PGR. Il faut élaborer un plan d'intervention d'urgence au cas où le RNS ne répondrait pas aux normes de rendement attendues. Même lorsque des mesures actives d'assainissement sont initialement choisies, le RNS pourrait être employé aux stades ultérieurs d'une stratégie d'AGR globale.

Puisque le RNS est une stratégie qui porte sur la gestion des risques présentés par les contaminants dans le milieu aquatique, les gardiens des sites qui envisagent d'adopter cette option d'assainissement souhaiteront peut-être consulter les équipes de soutien d'expert du PASCF à Pêches et Océans Canada (MPO) et à Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) pour la protection des récepteurs écologiques. On peut également consulter des experts de Santé Canada (SC) pour la protection de la santé humaine. Le présent guide, en soi, ne constitue d'aucune façon une approbation réglementaire par défaut du RNS comme approche d'assainissement des sédiments contaminés; il vise plutôt à fournir des renseignements aux gardiens qui envisagent le RNS comme option pour la gestion des sédiments contaminés.

L'objectif de l'étape 8 (« *mise en œuvre de la stratégie d'AGR* ») est de mettre en application la stratégie d'assainissement ou de gestion du risque afin de réduire celui-ci à un niveau acceptable. Cette étape comprend :

1. satisfaire aux exigences en vertu de la *Loi sur l'évaluation d'impact* (2019);
2. obtenir tous les permis et approbations nécessaires pour entreprendre des travaux sur le site;

3. mettre en œuvre le Plan de durabilité (PD) et les clauses contractuelles durables connexes;
4. choisir l'entrepreneur;
5. exécuter les opérations, l'entretien et la surveillance pendant la mise en œuvre des activités d'assainissement conformément au PA/PGR;
6. vérifier l'efficacité du PA/PGR.

L'étape 9 (« *échantillonnage de confirmation et rapport final* ») repose sur la confirmation de l'atteinte des objectifs et des buts en matière d'AGR après la mise en œuvre de la stratégie d'assainissement ou de gestion du risque, y compris du PA et du PGR. On utilise l'échantillonnage de confirmation pour démontrer que la contamination a été éliminée ou stabilisée de façon efficace et que les objectifs en matière d'assainissement ou de gestion du risque ont été atteints dans les délais établis. Les conditions du site ainsi que les activités réalisées durant la mise hors service et le nettoyage du site, y compris les dessins, les dossiers et les données de surveillance, seront documentés dans un rapport conformément au CD (PASCF, sous presse). Ce rapport peut être utilisé pour confirmer que le site peut être fermé, ou pour orienter les futures activités de gestion à long terme ou d'assainissement.

Dans un contexte de développement durable, où l'on doit prendre en considération les répercussions environnementales générales de l'assainissement, le RNS peut être évalué comme une approche d'assainissement pertinente en combinaison avec d'autres méthodes ou comme solution de rechange à d'autres méthodes. Ainsi, il est important que nous comprenions bien la méthode du RNS et les mécanismes connexes. Il est aussi important que nous tenions compte du changement climatique et de ses répercussions potentielles sur le RNS lorsque nous envisageons d'adopter une méthode d'AGR pour un site contaminé fédéral.

1.2 Objectifs du document d'orientation

Le présent document d'orientation se veut un guide d'orientation sur l'utilisation du RNS comme méthode d'assainissement des sédiments aquatiques contaminés. Il a pour but de donner une vue d'ensemble des mesures de surveillance et des pratiques de mise en œuvre liées au RNS, et de fournir des orientations sur la façon dont ces mesures et pratiques doivent être utilisées.

Les objectifs particuliers du guide sont les suivants :

- définir les différents concepts qui entrent en jeu dans le RNS;
- décrire les exigences à remplir pour que le RNS soit une option d'assainissement réalisable;
- définir et présenter les principales composantes de l'évaluation et de l'utilisation du RNS;
- présenter des recommandations sur la façon de faire une sélection et de déterminer comment effectuer avec succès l'approche d'AGR et la fermeture d'un site en ayant recours au RNS.

L'atténuation naturelle contrôlée (ANC) est un outil d'assainissement similaire qui peut être utilisé pour les eaux souterraines et les sols contaminés. L'ANC fait l'objet d'un document distinct : un guide sur l'atténuation naturelle contrôlée dans le sol et les eaux souterraines pour les sites contaminés fédéraux (PASCF, 2021d).

Le présent guide n'a pas pour but de donner des directives techniques détaillées sur l'évaluation des processus naturels de rétablissement dans les sédiments. Il conviendra d'utiliser plusieurs documents de référence existants lorsqu'on évaluera si des processus de rétablissement naturel sont en cours dans un site. L'annexe A donne la liste de ces documents.

2 Rétablissement naturel et rétablissement naturel surveillé

2.1 Qu'est-ce que le rétablissement naturel?

Le rétablissement naturel (RN) est un processus naturel, ou une combinaison de processus naturels, réduisant la masse, la toxicité, la mobilité, la biodisponibilité, le volume ou la concentration de contaminants ou de leurs produits de dégradation dans les milieux aquatiques de sédiments déposés au fond. L'expression « sédiments déposés » est utilisée pour faire une distinction entre ces sédiments accumulés au fond et les particules sédimentaires en suspension dans la colonne d'eau. Les processus de RN sont des processus physiques, chimiques et biologiques qui, dans des conditions favorables, entrent en action sans intervention humaine. Ces processus *in situ* comprennent les suivants : la dispersion, la dilution, l'enfouissement par l'accumulation de sédiments propres, la sorption, la volatilisation, la décroissance de la radioactivité, de même que la stabilisation, la dégradation, la transformation ou la destruction chimiques ou biologiques des contaminants (Magar *et al.*, 2009).

2.2 Processus de rétablissement naturel

Le rétablissement naturel comprend de façon générale les processus physiques, biologiques et chimiques qui réduisent la concentration des contaminants, leur disponibilité ou leur toxicité. Ces processus peuvent être destructifs ou non destructifs.

- **Destructifs** : la transformation des contaminants, qui entraîne une réduction de leur masse totale. Il s'agit habituellement de processus biologiques et chimiques, notamment la biodégradation aérobie et anaérobie par des microorganismes endogènes (présents naturellement dans l'environnement), la désintégration radioactive et la dégradation abiotique (photolyse, hydrolyse et réduction chimique).
- **Non destructifs** : la diminution de la concentration, de l'état (dissous ou solide) ou de la mobilité d'un contaminant, mais pas de sa masse totale. Il s'agit habituellement de réactions réversibles sur le plan thermodynamique (comme la précipitation en phase solide) ou d'autres processus physiques agissant sur le transport et la mobilité des contaminants, comme l'advection, la dispersion, la diffusion, la sorption, la dilution et la volatilisation.

Il faut bien connaître les processus de RN afin de pouvoir comprendre à fond et prédire le devenir des divers contaminants et d'évaluer les voies d'exposition pour les récepteurs. Voir le tableau 1 pour plus de détails sur chaque processus de RN.

Tableau 1 : Résumé des processus de RN ayant une incidence sur le devenir et le transport des contaminants dans les sédiments déposés. Tableau adapté des sources suivantes : U.S. EPA, 2014; Magar et al., 2009; Lavery et al., 2001; Viana et al., 2007.

Processus	Description	Facteurs importants	Effets
Advection	Déplacement des contaminants dissous (soluté) par le mouvement de l'eau interstitielle libre.	Dépend des propriétés de l'eau interstitielle, de la porosité des sédiments et du gradient hydraulique. Ne dépend pas des propriétés des contaminants.	Se rapporte généralement au déplacement unidirectionnel des contaminants avec le mouvement prédominant de l'eau interstitielle.
Dispersion	Mélange de liquides en raison de l'hétérogénéité des mouvements de l'eau interstitielle.	Dépend des propriétés de l'eau interstitielle, de la porosité des sédiments. Ne dépend pas des propriétés des contaminants.	Cause un étalement longitudinal, transversal et vertical du panache. Réduit la concentration locale des contaminants, mais accroît cette concentration dans d'autres zones.
Diffusion	Étalement et dilution des contaminants en raison de la diffusion moléculaire.	Dépend des propriétés des contaminants et des gradients de concentration. Décrite par les lois de Fick.	Diffuse les contaminants des zones à concentration élevée vers des zones à concentration faible. Généralement moins importante dans les cas où la bioturbation est considérable.
Dissolution	Séparation des contaminants de la phase solide des sédiments et passage à la phase aqueuse de l'eau interstitielle.	Dépend des propriétés de la matrice de sédiments (p. ex. teneur en carbone organique et en minéraux argileux, masse volumique apparente, granulométrie, porosité) et des propriétés des contaminants (p. ex. solubilité, hydrophobie, coefficient de partage octanol-eau).	Peut accroître initialement l'exposition aux contaminants dans un site, mais peut aussi faciliter la dispersion et entraîner à la longue une réduction des concentrations de contaminants sur le site.

Processus	Description	Facteurs importants	Effets
Sorption Séquestration Immobilisation	Réaction entre la matrice de sédiments et le soluté selon laquelle les contaminants deviennent adsorbés sur du carbone organique ou des minéraux argileux. Des dépôts d'oxydes hydratés de Fe/Mn à l'interface anoxique/oxique des aires de décharge des eaux souterraines peuvent également entraîner une concentration de métaux lourds et d'autres contaminants par suite de réactions de coprécipitation et d'adsorption.	Dépend des propriétés de la matrice de sédiments (p. ex. teneur en carbone organique et en minéraux argileux, masse volumique apparente, granulométrie, porosité) et des propriétés des contaminants (p. ex. solubilité, hydrophobie, coefficient de partage octanol-eau).	Tend à réduire la vitesse de transport apparente du soluté et à retirer le soluté de l'eau interstitielle par sorption avec la matrice de sédiments. Nécessite une vérification de la permanence dans le contexte de l'évaluation du RNS comme option.
Alimentation / décharge (simple dilution ou chasse)	Réduction de la concentration d'un contaminant à cause de l'infiltration d'eau souterraine dans la zone contaminée. Processus le plus susceptible de se produire dans des sédiments littoraux.	Dépend des interactions entre l'eau souterraine et l'eau de surface et du climat.	Peut causer la dilution (si les sédiments contiennent des contaminants et l'eau souterraine n'est pas une source) ou le dépôt de contaminants (si l'eau souterraine qui s'infiltré est une source). L'eau souterraine qui s'infiltré peut reconstituer les concentrations d'accepteurs d'électrons, en particulier l'oxygène dissous.
Volatilisation	Passage de contaminants en phase vapeur (p. ex. volatilisation de l'organosélénium, pertes de vapeurs de BTEX).	Dépend de la pression de vapeur des substances chimiques et de la constante de la loi d'Henry.	Élimine les contaminants de l'eau interstitielle et les transfère dans les gaz interstitiels. La libération de gaz à partir de sédiments submergés peut être une source de contaminants dans l'eau de surface.
Biodégradation / biotransformation	Réactions d'oxydoréduction sous l'action microbienne qui dégradent ou transforment les contaminants.	Dépend de la géochimie de l'eau interstitielle, des populations microbiennes et des propriétés des contaminants. La biodégradation peut se produire dans des conditions aérobies ou anaérobies.	Peut dégrader complètement les contaminants. C'est habituellement le processus le plus important qui permet de réduire vraiment la masse des contaminants.
Remise en suspension	Perturbation des sédiments accroissant leur dispersion dans la colonne d'eau sous-jacente.	Dépend du degré de consolidation des sédiments et des sources potentielles de perturbation énergétique de ces derniers.	Peut accroître initialement l'exposition aux contaminants sur un site, mais peut également faciliter la dispersion et réduire à la longue la concentration des contaminants sur le site.

Processus	Description	Facteurs importants	Effets
Transformation redox	Réactions d'oxydation ou de réduction faisant diminuer la mobilité des contaminants dans l'eau interstitielle.	Dépend du degré de pénétration de l'oxygène dans les sédiments (profondeur du front d'oxydoréduction).	Processus qui réduit la mobilité des contaminants, mais qui peut s'inverser si les conditions redox changent.
Bioturbation	Remaniement des micro-environnements de sédiments par les invertébrés benthiques, y compris l'enfouissement et l'irrigation de tubes creusés dans les sédiments.	Dépend de l'échange hydrologique entre l'eau de surface et l'eau interstitielle. Dépend de l'activité et de la densité des invertébrés benthiques contribuant à la perturbation physique des sédiments.	Peut accroître l'activité microbienne et les processus biogéochimiques en augmentant la surface d'échange oxygène-substrat.
Phytoremédiation	Introduction de plantes en vue de stabiliser ou de métaboliser les contaminants présents dans les sédiments. Processus s'appliquant principalement aux environnements de marécage d'eau douce et de marais salé.	Dépend des facteurs de l'environnement physique qui régissent la croissance des végétaux et des efficacités d'assimilation propres à chaque type de contaminant et de végétal.	Réduit les contaminants disponibles pour les autres récepteurs écologiques.
Enfouissement (sédimentation)	Accumulation physique de sédiments propres par-dessus une zone contaminée. Comprend la consolidation et le pavage de lit.	Dépend du taux de sédimentation et des caractéristiques des sédiments (p. ex. teneur en carbone organique et en minéraux argileux, masse volumique apparente, granulométrie et porosité).	Réduit le vecteur d'exposition directe à la surface des sédiments et élimine l'affouillement et la remise en suspension. La vérification de la permanence est nécessaire lors de l'examen du RNS comme option.
Minéralisation	Transformation chimique d'un contaminant organique en ses éléments de base (p. ex. CO ₂ , H ₂ O, Cl ⁻).	Dépend de la communauté microbienne et des facteurs qui ont une incidence sur leur activité (p. ex. pH, température, nutriments, sources de carbone biodégradables, oxydoréduction, alcalinité et teneur en carbone organique).	Peut entraîner la dégradation partielle ou complète des contaminants.
Dégradation abiotique	Transformations chimiques qui dégradent les contaminants sans action microbienne, par exemple l'hydrolyse.	Dépend des propriétés des contaminants et de la géochimie de l'eau interstitielle.	Peut entraîner la dégradation partielle ou complète des contaminants.

Processus	Description	Facteurs importants	Effets
Séparation des LPNA	Séparation des contaminants d'avec les liquides en phase non aqueuse (LPNA) et passage à l'eau interstitielle. Les panaches de LPNA, qu'ils soient mobiles ou résiduels, ont tendance à agir comme des sources continues de contamination de l'eau souterraine.	Dépend de la matrice à l'interface sédiments-eau, du potentiel de dégradation des contaminants propre au site et de l'échange d'eau interstitielle.	Principale source continue de contamination des sédiments par des substances dissoutes, avec potentiel de transformation du profil des contaminants (p. ex. entraînement d'hydrocarbures altérés dans les sédiments).

2.3 Qu'est-ce que le rétablissement naturel surveillé?

Le rétablissement naturel surveillé (RNS) est une approche d'assainissement des sites aquatiques contaminés qui mise sur les processus naturels de rétablissement, sans intervention humaine, pour protéger les récepteurs humains et écologiques contre une exposition inacceptable aux contaminants (U.S. NRC, 2000), tout en prévoyant un suivi au fil du temps afin de vérifier la réussite du rétablissement. On peut utiliser le RNS lorsque des contaminants présentent un risque moins immédiat ou moins important pour les récepteurs humains ou écologiques, et lorsqu'il peut être démontré que des processus naturels se traduiront par une diminution des contaminants à un niveau acceptable et dans un délai raisonnable. En outre, le RNS peut être utilisé dans des situations où d'autres activités actives d'assainissement (p. ex. le dragage) peuvent accroître les dommages et les risques environnementaux (U.S. EPA, 1998). Le RNS est souvent utilisé en combinaison avec d'autres stratégies actives d'assainissement (p. ex. élimination, confinement, mélange *in situ*) lancées dans le cadre d'une stratégie globale de gestion du site. Dans ce contexte, le RNS peut être une excellente option d'assainissement permettant d'atteindre le plus haut niveau de rentabilité et de durabilité et la fermeture du site dans des conditions optimales.

Le RNS n'est pas une approche qui se borne à « ne rien faire » ou à « s'en laver les mains ». En réalité, le RNS peut s'accompagner de coûts inférieurs, similaires ou supérieurs à ceux d'autres stratégies d'AGR. Le RNS comprend également des coûts à assumer pour effectuer la surveillance du rendement, caractériser le RN et évaluer si les buts de l'assainissement sont, ou seront, atteints. Toutefois, il convient de noter que ces éléments doivent être pris en compte indépendamment de la méthode d'assainissement choisie dans le cadre de l'approche en dix étapes du CD (PASCF, sous presse).

Il y a une distinction claire entre la surveillance du rendement du RNS et le SLT, lequel constitue l'étape 10 du CD (PASCF, sous presse). En général, les sédiments sont surveillés pendant la surveillance à long terme (étape 10) après que les buts de l'assainissement ont été atteints, y compris lorsque le RNS a été adopté comme stratégie d'assainissement. Le RNS ne doit pas être considéré comme une forme de surveillance à long terme, sauf si les cibles de l'assainissement ont déjà été atteintes et si l'on estime qu'une surveillance est nécessaire (PASCF, 2013a). Le SLT sert alors à vérifier la stabilité des sédiments et à confirmer que les conditions dynamiques des sédiments et les concentrations des contaminants demeurent à l'intérieur des niveaux jugés acceptables, tels que ceux-ci ont été corroborés par l'évaluation du risque écologique (ERE) ou l'évaluation du risque pour la santé humaine (ERSH). Un échantillonnage supplémentaire dans le cadre du SLT peut également être prescrit s'il survient, au cours de l'étape 10, un événement météorologique extrême comme une tempête, de forts vents ou l'affouillement par la glace, qui pourraient entraîner une remobilisation des contaminants (Magar *et al.*, 2009).

Rétablissement naturel assisté

Contrairement au RNS, le rétablissement naturel assisté suppose une intervention humaine. Il accélère la dégradation naturelle des polluants par l'ajout d'une fine couche de sédiments propres (comparativement aux couches plus épaisses utilisées pour le confinement *in situ*); ce processus est aussi appelé « recouvrement à couche mince » ou « diffusion particulaire ». Le rétablissement peut faire intervenir plusieurs mécanismes, dont l'enfouissement, l'isolement et l'accroissement des communautés microbiennes par le mélange des sédiments propres et des sédiments contaminés sous-jacents. Le rétablissement de la communauté d'invertébrés benthiques peut également contribuer à la trajectoire de rétablissement (PASCF, 2013a). Les sédiments propres (généralement d'une épaisseur de 15 à 30 cm) peuvent être répartis uniformément ou non, mais ils doivent avoir des caractéristiques semblables aux sédiments locaux et il faut accorder une attention particulière à la granulométrie et à la teneur en carbone organique du matériau d'amendement. Il ne faut pas confondre cette approche avec la bioaugmentation, technique qui repose sur l'ajout de microorganismes aux sédiments contaminés.

2.4 Avantages et inconvénients du RNS

Les avantages du suivi du rétablissement naturel (RNS) comprennent l'utilisation de processus naturels pour réduire le risque, la diminution des dommages environnementaux et de l'empreinte associés aux techniques actives d'assainissement et, éventuellement, des coûts moindres (Magar *et al.*, 2009). Le RNS est également vraisemblablement la solution la plus durable pour l'assainissement des sédiments, car elle n'exige qu'un équipement minimal et aucun roulage ou traitement de matériaux contaminés (ITRC, 2014). Cependant, le RNS peut poser des difficultés sous l'angle de l'acceptation par les autorités réglementaires, les parties intéressées et la communauté autochtone, à cause de l'horizon temporel à plus long terme et de l'absence de travaux physiques actifs d'assainissement (entraînant le maintien des contaminants en place), ce qui nécessitera vraisemblablement des investissements additionnels dans des interactions avec les parties intéressées et les groupes autochtones ainsi que dans la communication du risque. Le tableau 2 dresse la liste des avantages et inconvénients du RNS, comparativement à d'autres méthodes d'assainissement.

Tableau 2 : Les avantages et inconvénients du RNS. Tableau adapté des sources suivantes : U.S. EPA, 2005; Magar et al., 2009.

Avantages	Inconvénients
Réduit au minimum la perturbation du paysage et des récepteurs dans la zone (facteur important pour les zones humides et les autres milieux vulnérables), ce qui permet d'éviter des coûts environnementaux et de fournir une solution durable en matière d'assainissement.	Nécessite généralement une période plus longue pour l'assainissement et le suivi. Certains risques sont associés à l'exposition aux contaminants laissés en place.
Peut éventuellement réduire les frais de construction et maximiser les avantages environnementaux.	Nécessite des activités de caractérisation du site et de collecte de données qui peuvent être plus exigeantes et complexes que les techniques de confinement ou de dragage.
Réduit le risque d'exposition des humains, du biote aquatique, de la faune ou de l'environnement parce que les milieux contaminés demeurent non perturbés.	Nécessite des activités plus poussées d'éducation et de sensibilisation du public (p. ex. lignes directrices concernant une consommation moins importante de poissons pendant la période de rétablissement) et l'acceptation de la part des organismes de réglementation. Contrôle limité de l'exposition des récepteurs écologiques durant la période de rétablissement.
Fait appel à des processus intrinsèquement naturels et réduit l'empreinte écologique (p. ex. consommation et émission d'énergie) de la stratégie d'assainissement globale. Il s'agit d'une approche plus durable que d'autres méthodes d'assainissement, telles que certaines techniques <i>ex situ</i> .	Ne peut pas être utilisé lorsque de fortes concentrations de contaminants présentent un risque immédiat.
Limite les répercussions liées aux opérations parce qu'aucun matériel n'est requis pour la manipulation, le traitement ou l'élimination des matières et qu'il n'est pas nécessaire de traverser des collectivités en transportant des matières contaminées.	Pourrait rendre possible une remobilisation des contaminants non éliminés par les processus de RN à la suite de changements dans les conditions hydrologiques, géochimiques et climatiques. Entraîne de l'incertitude quant aux taux de sédimentation, à l'homogénéité des sédiments, aux taux de rétablissement naturel à de faibles concentrations de contaminants et aux scénarios de changement climatique futurs.

2.5 Faisabilité du RNS

Le RNS est généralement considéré comme étant le plus réalisable dans les sites où sont présentes des concentrations faibles ou diffuses de contaminants, où les risques pour l'environnement et la santé humaine sont faibles et où le dragage ou le confinement peuvent engendrer des impacts environnementaux excessifs (Perelo, 2010; Menzie, 2010). Il devrait être choisi seulement lorsqu'il satisfait à tous les critères pertinents de sélection des modes de nettoyage et à tous les objectifs d'AGR

pour le site en question. Il doit assurer une protection adéquate de la santé et du bien-être des humains, de la vie aquatique, de la faune et de l'environnement. De plus, la stratégie complète d'AGR peut comprendre des mesures de contrôle institutionnelles telles que des avis temporaires en matière de consommation de poisson. Le RNS doit aussi permettre d'atteindre les objectifs d'assainissement du site dans un délai qui a été accepté par les organismes de réglementation, les groupes autochtones et les autres parties intéressées. En général, l'application du RNS est ce qui convient le mieux pour les contaminants qui ne s'accumulent pas dans les organismes vivants, dans les zones où le lit de sédiments est stable avec peu ou pas de remise en suspension, et où les tendances à la baisse des concentrations de contaminants ont été démontrées (Magar *et al.*, 2009; PASCF, 2021c). Par contre, le RNS peut ne pas être réalisable lorsque des mesures de contrôle institutionnelles permanentes ou à long terme sont nécessaires. Les lits de sédiments instables davantage exposés aux perturbations et aux remises en suspension limitent également l'applicabilité du RNS dans un site (PASCF, 2021c). Enfin, le contrôle de la source de contamination est particulièrement important dans le cadre du RNS, car les lacunes dans la compréhension ou la gestion des sources limiteront la capacité à démontrer les processus de RNS et le succès du rétablissement (Magar *et al.*, 2009). Toutefois, dans certains cas, le RNS peut être l'option la plus efficace en matière d'assainissement, tant sur le plan monétaire que sur le plan environnemental (Magar et Wenning 2006), et l'option la moins invasive, n'entraînant pas de perturbation de l'écosystème et permettant la poursuite de l'utilisation du plan d'eau touché (Nadeau 2008).

Le tableau 3 contient une liste de facteurs/critères à examiner pour évaluer qualitativement la faisabilité du RNS et peut être utilisé comme un outil supplémentaire pour déterminer la faisabilité du RNS. Les critères évaluent la faisabilité du RNS sur un continuum allant de « forte » à « faible » plutôt que selon une dichotomie oui-non.

Tableau 3 : Critères de faisabilité du RNS. Tableau adapté de Magar *et al.* 2009; U.S. EPA 2014; PASCF 2021c.

Critère	Faisabilité du RNS		
	Forte  Faible		
Propriétés des contaminants et des médias			
Source de contamination	Éliminée, contrôlée ou interrompue	En voie d'élimination ou de contrôle	Se poursuivant ou inconnue
Composition chimique des contaminants	Faible potentiel de toxicité aiguë, de bioaccumulation ou de bioamplification		Toxicité aiguë, fort potentiel de bioamplification ou bioaccumulation
Processus d'atténuation prédominants	Irréversibles / destructifs		Réversibles / non destructifs

Critère	Faisabilité du RNS		
	Forte	→	Faible
Étendue et gravité de la contamination	Bien définie		Mal définie
Dimensions de la zone contaminée	En décroissance	Stabilisée	En croissance
Phase des contaminants (p. ex. présence d'hydrocarbures dans des phases séparées)	Mince		Épaisse
Géochimie des sédiments	Bien comprise		Mal comprise
Advection / diffusion dans l'eau interstitielle	L'eau qui s'infiltre n'est pas une source de contaminants (la dispersion / chasse est facilitée)		L'eau qui s'infiltre est une source continue
Environnement physique et échange d'eau interstitielle	Faible énergie (favorise le dépôt); énergie élevée (favorise la dispersion).		Affouillements fréquents exposant ou mobilisant les contaminants

Critère	Faisabilité du RNS		
	Forte  Faible		
Récepteurs potentiels			
Récepteurs écologiques	Faible possibilité de répercussions sur la productivité primaire, la communauté benthique, les poissons et la faune aquatique		Forte possibilité de répercussions sur la productivité primaire, la communauté benthique, les poissons et la faune aquatique
Prise d’eau à proximité du site	Aucune, ou puits principalement utilisés comme approvisionnement industriel	Prise d’eau utilisée pour les jardins privés	Prises d’eau potable à moins de 300 m du site
Présence d’espèces en péril	Aucune espèce en péril présente	Espèces en péril présentes, mais peu susceptibles d’être fortement exposées à des milieux contaminés	Espèces en péril présentes dans la zone, fortement susceptibles d’entrer en contact avec des milieux contaminés
Information pratique			
Niveau de confiance des données des études	Élevé (p. ex. > 2 ans de données saisonnières disponibles)		Faible (p. ex. une seule étude, un an seulement ou absence de données saisonnières)
Objectifs du gardien	Intérêt à long terme dans le site	Intérêt à moyen terme dans le site	Intérêt à court terme dans le site
Dispositions financières et institutionnelles pour la surveillance et la mise en œuvre d’un plan d’urgence	Dispositions budgétaires à long terme juridiquement contraignantes garanties	Dispositions budgétaires à long terme, non contraignantes	Pas de dispositions budgétaires à long terme
Accès aux emplacements de surveillance hors site (p. ex. en amont et puits de surveillance sentinelles)	Accès à long terme assuré	Accès à long terme possible	Accès limité ou pas d’accès possible

Dans la plupart des cas où le RNS est proposé, il est utilisé comme l'une des composantes de la stratégie de gestion, soit de concert avec des mesures actives d'assainissement (p. ex. recouvrement *in situ* ou élimination), soit à titre de mesure de suivi. Par exemple, le RNS peut être utilisé après le dragage ou le recouvrement des zones fortement contaminées afin de gérer la faible contamination résiduelle dans les zones adjacentes. Il peut aussi être combiné efficacement avec le recouvrement et le pavage de lit dans les zones sujettes à l'érosion. L'encadré ci-dessous décrit d'autres obstacles possibles au choix du RNS comme approche d'assainissement.

Obstacles possibles à l'utilisation du RNS

- Risque inacceptable d'exposition de récepteurs humains ou écologiques associé au site
- Lit de sédiments instable ou sujet à une remise en suspension
- Forte bioaccumulation / bioamplification des contaminants

La faisabilité du RNS comme option de gestion devrait être étayée par des renseignements détaillés propres au site qui en démontrent l'efficacité. En règle générale, de multiples sources de données sont nécessaires pour démontrer la faisabilité et l'efficacité du RNS, notamment : preuves de contrôle de la source; preuves d'enfouissement ou de concentrations réduites dans les sédiments de surface; évaluation du mélange des sédiments de surface pour déterminer la profondeur de la contamination et les objectifs d'assainissement; mesure de la stabilité des sédiments; preuves de la transformation et l'atténuation du risque; modélisation du rétablissement à long terme de l'eau, des sédiments et du biote; prise en considération de l'utilisation future du site (Magar et Wenning 2006). Plusieurs outils d'évaluation, documents d'orientation et ressources supplémentaires pouvant être utilisés pour la sélection des approches et outils de surveillance appropriés, y compris le RNS, sont disponibles sur le site Web du [Naval Facilities Engineering Command des États-Unis](#).

Les progrès doivent être soigneusement surveillés à l'aide de stratégies d'échantillonnage appropriées et justifiables, et la production de rapports doit être effectuée selon un plan solide. En outre, le contrôle des sources et le suivi du rendement jouent un rôle fondamental dans l'approche du RNS. La section 4 décrit ces étapes plus en détail.

3 Processus de planification et de mise en œuvre du rétablissement naturel surveillé

La première étape de la planification du RNS, c'est-à-dire la **collecte d'information** (décrite dans la section 4), consiste à étudier l'occasion d'utiliser le RNS sur un site donné à l'aide d'une évaluation préliminaire des contraintes techniques et pratiques. L'objectif de cette étape (c'est-à-dire les étapes 3 et 5 du cadre décisionnel) est de caractériser le site contaminé et d'élaborer un MCS qui décrit les relations spécifiques entre les sources de contaminants, les voies d'exposition, l'interaction avec les récepteurs humains ou écologiques potentiels et les mécanismes de libération, de transport et de RN.

L'étape **d'élaboration de la stratégie d'AGR** (c'est-à-dire l'étape 7 du cadre décisionnel), telle que décrite à la section 5, consiste à étudier les processus de RN à l'aide de sources de données et de modèles qui évaluent quantitativement le devenir et le transport des contaminants ainsi que les taux de NR. L'objectif est de documenter et d'appuyer l'utilisation du RNS comme stratégie d'assainissement en se fondant sur des données scientifiques fiables. La modélisation doit produire des résultats scientifiquement défendables qui soutiennent l'utilisation des processus de RN comme méthode d'assainissement. Ensuite, les buts et les objectifs d'AGR sont établis. Dans le cadre de l'établissement des buts et objectifs d'AGR,

on tient compte des impacts potentiels du changement climatique et on intègre des mesures de durabilité réalisables. Un plan d'urgence pouvant être mis en œuvre au cas où le RNS n'atteindrait pas les buts et objectifs attendus en matière d'AGR est également élaboré à ce stade.

L'étape de mise en œuvre de la stratégie d'AGR (c'est-à-dire l'étape 8 du cadre décisionnel), telle que décrite à la section 6, repose sur l'exécution d'un plan d'assainissement (PA) ou d'un plan de gestion du risque (PGR), ainsi que la surveillance du rendement du RNS pour vérifier que les buts et objectifs d'AGR sont ou seront atteints. Le programme de surveillance du rendement comprend des règles pour la prise de décisions ou des déclencheurs d'actions, le détail des méthodes d'analyse des données et des objectifs de qualité des données, qui ont été clairement établis à l'avance.

L'étape d'échantillonnage de confirmation et de rapport final (c'est-à-dire l'étape 9 du cadre décisionnel), telle que décrite à la section 7, repose sur la confirmation de l'atteinte des objectifs d'AGR après la mise en œuvre de la stratégie d'AGR, y compris du RNS. Un échantillonnage de confirmation est effectué pour démontrer que la contamination a été éliminée ou stabilisée de manière efficace, et que les objectifs d'AGR ont été atteints. Un rapport de fermeture de site, documentant la réduction des risques à un niveau acceptable et décrivant l'utilisation d'approches durables sur le site, est préparé si aucune mesure supplémentaire n'est requise. Un exemple à suivre est présenté dans le document *Modèle de rapport de fermeture de site du PASCF* (PASCF 2022b).

Enfin, **l'étape de suivi à long terme (c'est-à-dire l'étape 10 du cadre décisionnel)** est décrite à la section 8. Le suivi à long terme ne fait pas nécessairement partie du RNS; cependant, lorsque le RNS est choisi pour être appliqué dans le cadre de l'approche d'assainissement, les concepts d'élaboration du plan et de mise en œuvre du suivi à long terme (PASCF 2013a) peuvent être consultés à la conception de la stratégie d'AGR.

La collaboration avec des ministères apportant un soutien d'experts du PASCF à chaque étape est recommandée pour vérifier que toutes les considérations ont été prises en compte pour déterminer si le RNS est une stratégie appropriée pour un site donné.

4 Renseignements recueillis avant le RNS

Avant d'envisager une mesure d'assainissement, y compris le RNS, il faut élaborer un robuste modèle conceptuel du site (MCS). Le MCS décrit les liens propres au site entre les sources de contaminants soupçonnées, les mécanismes de libération et de transport, les milieux contaminés, les voies d'exposition et les effets néfastes potentiels sur les récepteurs humains et écologiques. Il s'agit d'une description écrite et d'une représentation visuelle de ce que l'on sait ou soupçonne au sujet des sources, des mécanismes de libération, de la migration et du devenir des contaminants. Le MCS comprend également des hypothèses quant aux processus prédominants qui pourraient favoriser le rétablissement naturel et à la façon dont ces processus répondront aux objectifs d'assainissement.

Un MCS initial est élaboré à partir des renseignements recueillis au cours de l'étape 2 (*examen historique*), c'est-à-dire les rapports, l'imagerie, les documents des organismes de réglementation et les renseignements disponibles sur les sites adjacents (PASCF 2021c; ACO 2008). Pour perfectionner le MCS,

on recueille des données supplémentaires en fonction du temps et en trois dimensions spatiales afin d'acquérir une compréhension précise de la source des contaminants et de leur comportement dans le site. Voici les paramètres quantitatifs qui sont déterminés aux étapes 3 et 5 du processus du cadre décisionnel (c.-à-d. aux phases II et III des évaluations environnementales d'un site, EES) et qui contribuent à l'affinement du modèle :

- Contaminant(s) pertinent(s), masse des sources de contaminant(s), répartition horizontale et verticale.
- Récepteurs humains ou écologiques potentiellement préoccupants qui peuvent subir les effets nocifs des contaminants potentiellement préoccupants (CPP).
- Propriétés chimiques des sources de contaminant(s) :
 - solubilité;
 - volatilité;
 - taux de transformation biologique et non biologique.
- Répartition des contaminants entre les phases, partage entre les sédiments et l'eau interstitielle et potentiel de volatilisation.
- Caractéristiques climatiques dans les conditions actuelles et les projections futures.
- Caractéristiques géochimiques des sédiments :
 - porosité, résistance critique au cisaillement, perméabilité, densité, granulométrie, étendue du pavage, oxygène dissous, matière organique et potentiel redox;
 - présence de nutriments;
 - analyse microbiologique afin de déterminer la présence et la viabilité d'une population microbienne appropriée.
- Hydrologie :
 - conductivité hydraulique et connectivité avec l'eau souterraine;
 - gradient hydraulique et énergétique de la masse d'eau sus-jacente;
 - direction et vitesses d'écoulement de l'eau souterraine;
 - emplacement et type d'eau de surface;
 - zones d'alimentation et de décharge.

Les variations temporelles et spatiales de tous ces facteurs, et la façon dont ceux-ci interagissent entre eux, créent les processus qui régissent le comportement des contaminants, leur devenir et la dynamique de leur transport. C'est uniquement une fois ces processus bien compris que l'on peut envisager le RNS et l'appliquer adéquatement dans un site (Magar *et al.* 2009). Le MCS doit être suffisamment affiné à l'étape 7 (*élaboration d'une stratégie d'assainissement/de gestion du risque*) pour permettre de comprendre les mécanismes prédominants du comportement des contaminants et, notamment, de déterminer si les processus de rétablissement naturel sont appropriés à titre d'option d'assainissement. Puisque le RNS est susceptible de nécessiter davantage de temps comme stratégie d'assainissement, il faut aussi incorporer dans le MCS les effets des changements climatiques et la façon dont ils peuvent influencer sur le rétablissement. Le MCS sert de base aux analyses quantitatives qui seront menées pendant les étapes 8 et 9.

Il existe plusieurs exemples de MCS (ACO 2008; PASCF 2012) ainsi que de MCS expressément mis au point à des fins particulières, notamment la bioamplification du méthylmercure des sédiments le long de la chaîne alimentaire aquatique (PASCF 2021c), le RNS de sédiments contaminés par les biphényles polychlorés (BPC) dans le lac Hartwell, en Caroline du Sud (Magar *et al.* 2009), et la dynamique des contaminants organiques hydrophobes (U.S. EPA 2014).

L'évaluation du RNS comme option d'assainissement possible peut commencer dès l'étape 3 (*programme d'essais initiaux*/phase II de l'EES) et est effectuée plus en profondeur à l'étape 5 (*programme d'essais détaillés*/phase III de l'EES). Aux étapes 4 et 6, les gardiens ont le choix d'attribuer l'une de cinq classes à un site aquatique (PASCF 2021a) :

- Classe 1 (priorité élevée) : Les renseignements disponibles indiquent qu'une mesure (caractérisation du site, gestion du risque, assainissement, etc.) est requise pour régler les problèmes actuels. Généralement, les sites de classe 1 sont une source de grande préoccupation à l'égard de plusieurs facteurs, et des effets mesurés ou observés ont été documentés.
- Classe 2 (priorité moyenne) : Les renseignements disponibles indiquent que des effets néfastes sont très probables, bien que la menace pour la santé humaine et pour l'environnement ne soit généralement pas imminente. Aucune contamination hors site n'a été détectée; toutefois, les incidences potentielles à cette contamination ont été jugées élevées, il faut donc vraisemblablement prendre certaines mesures.
- Classe 3 (priorité faible) : Les renseignements disponibles indiquent que le site ne suscite pas actuellement de grandes préoccupations. Cependant, il conviendrait de mener d'autres travaux pour confirmer la classification du site, et certaines mesures pourraient être requises.
- Classe N : Les renseignements disponibles indiquent qu'il n'y a probablement pas de répercussions écologiques ou de menace importante pour la santé humaine. Vraisemblablement, aucune intervention ne sera nécessaire, à moins que de nouveaux renseignements ne révèlent un problème plus grave, auquel cas il faudrait réévaluer le site.
- Classe INS : Il n'y a pas assez de renseignements pour évaluer le site. Dans ce cas, il convient d'obtenir davantage d'information pour combler ce manque.

Le RNS peut être appliqué aux sites de classe 1, 2 et 3, et il est souvent appliqué en combinaison avec d'autres stratégies d'assainissement. Les données issues de toutes ces étapes, ainsi que de l'évaluation du risque pour la santé humaine (ERSH) et l'évaluation du risque écologique (ERE) des étapes 5 et 7, peuvent être combinées et utilisées pour contribuer à l'évaluation du RNS comme option d'assainissement. La confirmation du RNS comme mode d'action approprié et sa mise en œuvre dans un site sont déterminées au cours des étapes 7, 8 et 9 du cadre décisionnel.

5 Élaboration d'une stratégie d'assainissement ou de gestion des risques

Au cours de l'étape 7 (*élaboration d'une stratégie d'assainissement/de gestion des risques*), on étudie la viabilité de l'application de mesures d'assainissement, y compris le RNS, en se fondant sur le MCS; ce processus est également connu sous l'appellation d'analyse des options d'assainissement (AOA). L'un des principaux objectifs de cette étape consiste à établir des objectifs d'assainissement chiffrés propres au site en adaptant des recommandations génériques qui reflètent les conditions particulières du site ou qui

sont fondées sur l'évaluation du risque (PASCF 2021c). Dans la plupart des cas, une évaluation quantitative détaillée du risque est réalisée dans le cadre de l'étape 7 si elle n'a pas déjà été faite à l'étape 5. L'AOA débute après l'exécution des programmes d'essais relatifs au site (phases I, II et III de l'EES) conformément à l'étape 5, et après l'élaboration d'un MCS exhaustif. On fait appel à des contraintes d'ordre technique aussi bien que pratique afin de déterminer si le RNS peut être envisagé comme option d'assainissement isolément ou, plus souvent, de concert avec d'autres mesures dans le cadre d'un plan général d'assainissement.

Plusieurs exigences générales doivent être respectées pour que le RNS soit expressément envisagé dans le cadre d'une stratégie d'AGR, notamment :

- i) le contrôle de la source de contamination;
- ii) l'atteinte des objectifs d'assainissement dans un délai acceptable;
- iii) la protection des récepteurs potentiels.

i. Contrôle de la source de contamination :

Le contrôle, la réduction maximale ou l'isolement de la source de contaminants afin d'assurer un rétablissement efficace constituent l'une des exigences à respecter pour l'obtention de fonds d'AGR du PASCF (PASCF 2021b). Si l'on manque de preuves relatives au contrôle de la source, on peut envisager l'élimination ou l'isolement artificiel de la source par le recours à des techniques actives d'assainissement (p. ex. dragage ou recouvrement), soit avant le début du RNS, soit en parallèle. Les sources de données permettant de décrire le contrôle des sources de contaminants peuvent comprendre la documentation et les données historiques, la modélisation afin de relier les sources aux mécanismes probables de transport des substances chimiques dans les sédiments et vers les récepteurs, et l'examen de données propres au site, le cas échéant, indiquant la transformation chimique, la réduction de la biodisponibilité et de la mobilité, l'isolement physique ou la dispersion.

ii. Atteinte des objectifs d'assainissement :

Il faudrait que le RNS puisse atteindre les objectifs d'assainissement dans un délai raisonnable. Bien que les limites acceptables des délais relatifs à l'assainissement dépendent des conditions du site et des CPP concernés, il faut souligner qu'un rétablissement basé sur le RNS peut nécessiter entre 5 et 30 ans, ou plus dans le cas de certains contaminants récalcitrants (p. ex. résistants à l'assainissement) (Magar *et al.* 2009). L'analyse des options d'assainissement (AOA) requiert une estimation préliminaire du temps qu'il faudra pour que le RNS atteigne les objectifs d'assainissement (c.-à-d. les recommandations pour la qualité de l'environnement [RQE] générales ou les objectifs propres au site). Par la suite, on utilisera les données empiriques sur le site pour examiner la trajectoire de rétablissement estimée. On trouvera une discussion plus poussée sur les buts de l'assainissement à la section 5.4.

Lors des consultations des équipes de soutien d'expert et des parties intéressées, il faudrait prendre en compte les restrictions de financement du PASCF à l'égard de toute approche d'assainissement à long terme. Le gardien pourrait être appelé à fournir des fonds à même son propre budget de fonctionnement pour l'application de solutions à long terme à ses sites contaminés au-delà de l'horizon temporel du programme du PASCF.

iii. Protection des récepteurs potentiels :

Avant que le RNS ne puisse être sélectionné comme option d'assainissement, il faut évaluer le risque pour les récepteurs existants et les récepteurs futurs potentiels, notamment selon les paramètres suivants :

- l'hydrodynamique et les propriétés géophysiques des sédiments propres au site;
- le devenir et les mécanismes de transport des contaminants;
- les voies d'exposition potentielles pour les récepteurs humains et écologiques (p. ex. espèces en péril, aires protégées et habitats vulnérables);
- les changements qui pourraient être apportés à l'utilisation du site à l'avenir (p. ex. retrait des barrages, dragage pour la navigation).

5.1 Contaminants se prêtant bien au RNS

Une autre considération importante est la question de savoir si les contaminants présents dans le site se prêtent bien au RNS. Certains contaminants se prêtent mieux que d'autres à la réussite d'une approche basée sur le rétablissement naturel surveillé (RNS). Tandis que les orientations relatives à l'application de l'atténuation naturelle contrôlée aux sols sont principalement axées sur les polluants organiques, les contaminants, tant organiques qu'inorganiques, peuvent se prêter au RNS dans le cas des sédiments aquatiques. Par exemple, la déchloration des BPC fortement chlorés par réaction microbienne peut produire des congénères moins chlorés qui sont moins toxiques, mais plus mobiles (Abraham *et al.* 2002). Les hydrocarbures pétroliers et les nitrotoluènes sont potentiellement minéralisés dans l'environnement des sédiments (Haritash et Kaushik 2009; Walker *et al.* 2006). Pour les contaminants inorganiques (p. ex. métaux), les réactions de transformation sont dominées par les conditions géochimiques qui favorisent la sorption ou la complexation (p. ex. avec du carbone organique dissous ou comme précipités d'oxyde ou de sulfure métallique). Selon le métal, cette liaison peut être relativement stable et permanente (p. ex. chrome), ou peut conduire à la dissolution et à la remobilisation si les conditions redox changent dans les sédiments (p. ex. arsenic). Enfin, les métaux qui forment des complexes organométalliques peuvent se transformer de telle sorte que leur biodisponibilité s'accroît (p. ex. méthylation du Hg dans des conditions réductrices) ou diminue (p. ex. débutylation de l'étain dans des conditions principalement aérobies). Il importe donc de prendre en considération les caractéristiques de transformation du ou des contaminants préoccupants présents sur le site et de déterminer si ce ou ces contaminants se prêtent à une stratégie de RNS.

Les facteurs prédominants qui contribuent au rétablissement dépendent de la nature des contaminants ainsi que des caractéristiques physiques, biologiques et chimiques du site. Dans les cas où l'on détermine que l'immobilisation ou la dispersion sont des processus prédominants de rétablissement contribuant au RNS, il est particulièrement important d'examiner les conditions hydrodynamiques et les processus de transport des sédiments. En outre, puisque la dispersion peut entraîner une exposition sur une plus vaste superficie, le processus de dispersion pourrait nécessiter des travaux plus poussés et plus complets afin d'analyser le risque en aval et hors site. Par contre, si les principaux processus liés au RNS sont la transformation chimique ou la réduction de la biodisponibilité des contaminants, le modèle conceptuel du site (MCS) sera dominé par la géochimie, la microbiologie et les conditions physicochimiques propres

au site (Magar *et al.* 2009). Le tableau 4 donne des orientations générales sur la probabilité de réussite du recours au RNS pour différentes catégories de composés et en fonction des processus de rétablissement prédominants. Il faut prendre en compte ces processus de rétablissement afin d'affiner davantage le MCS élaboré pour un site donné.

Tableau 4 : *Processus de rétablissement prédominants pour divers composés organiques et inorganiques et probabilité de réussite de la mise en œuvre du RNS. Tableau adapté de Magar et al. 2009; U.S. EPA 2014; Chen et al. 2004; Brown et al. 2009.*

Type de contaminant	Processus de rétablissement prédominants	Probabilité de réussite dans un environnement aquatique
Hydrocarbures		
BTEX	Dispersion, dissolution, chasse, volatilisation	Élevée
Essence et mazout	Biotransformation	Modérée
Composés aliphatiques non volatils	Biotransformation, immobilisation	Faible
HAP	Biotransformation, immobilisation	Élevée pour les composés de faible poids moléculaire; faible pour les composés de poids moléculaire élevé
Créosote	Biotransformation, immobilisation	Faible
Hydrocarbures oxygénés		
Alcools, cétones et esters de faible poids moléculaire	Biotransformation	Élevée
MTBE	Biotransformation	Modérée

Composés aliphatiques chlorés		
Perchloroéthylène (PCE), trichloroéthylène (TCE), tétrachlorure de carbone	Biotransformation	Modérée
Trichloroéthane (TCA)	Biotransformation, dégradation abiotique	Modérée à élevée
Chlorure de méthylène	Biotransformation	Élevée
Chlorure de vinyle (VC)	Biotransformation	Modérée à élevée
Dichloroéthylène (DCE)	Biotransformation	Modérée
Aromatiques chlorés		
BPC, dioxines, furanes, benzènes polychlorés	Sorption avec du carbone organique, enfouissement, transformation lente des congénères plus fortement chlorés	Moyenne (peut nécessiter l'élimination)
Pentachlorophénol (PCP)	Sorption avec du carbone organique, enfouissement ^{1, 2}	Élevée
BPC moins fortement chlorés, dioxines	Biotransformation	Faible
Monochlorobenzène	Biotransformation	Élevée
Nitroaromatiques		
TNT et RDX (explosifs)	Transformation abiotique et biotique, sorption avec des matières organiques	Élevée
Métaux, métalloïdes et organométalliques		
Cations divalents (p. ex. Ni, Cu, Pb, Zn, Cd, Ag)	Précipitation comme hydroxydes et sulfures, sorption avec du carbone organique, enfouissement	Élevée
Arsenic	Complexation comme oxydes ou sulfures de fer	Moyenne : sujet à dissolution anaérobie et à remobilisation
Chrome	Réduction abiotique du Cr(IV) soluble en Cr(III) insoluble et moins toxique	Élevée
Mercure	Complexation avec COD, oxydes de fer, sulfures	Faible : potentiel de méthylation dans des conditions anaérobies ou mobilisation par réaction redox
Étain	Débutylation microbienne	Élevée dans les sédiments riches en matière organique
Radionucléides	Sorption, coprécipitation, complexion avec la matière organique. Ne changera pas l'exposition externe pour les émetteurs gamma.	Dépend de la demi-vie, de la sensibilité redox. Peut causer une concentration de contaminants sur le front d'oxydoréduction.

Les gestionnaires de sites contaminés peuvent aussi consulter le document [Guide d'orientation pour la sélection de technologies de décontamination \(GOST\)](#) pour obtenir davantage d'information. L'outil GOST recommande des technologies d'assainissement pour un certain nombre de contaminants. Les fiches d'information contiennent des renseignements sur les propriétés des contaminants, leurs sources, ainsi que les considérations relatives à la santé et à la sécurité; des fiches donnent également des renseignements sur les paramètres d'analyse et les essais sur le terrain pour les évaluations des phases II et III en vue de déterminer les technologies d'assainissement appropriées pour un site. [La fiche d'information sur la restauration naturelle et le rétablissement naturel assisté](#) contient des renseignements se rapportant directement à l'utilisation du RNS comme technique d'assainissement des sites contaminés.

5.2 Sources de données pour évaluer l'efficacité du RNS

Afin d'évaluer de façon plus poussée l'efficacité possible d'une stratégie de RNS, on doit utiliser un MCS perfectionné pour déterminer de multiples sources de données à l'appui de l'approche du RNS. Les sources de données sont axées sur quatre principaux mécanismes de rétablissement naturel des sédiments : la transformation chimique, la diminution de la biodisponibilité, l'isolement physique et la dispersion. Chaque mécanisme peut comprendre de multiples processus de rétablissement naturels indiqués aux tableaux 1 et 4. Le tableau 5 présente les types de données recueillies pour chaque mécanisme, ou source de données.

Tableau 5 : Sources de données et types de paramètres pour la démonstration du RNS Tableau adapté de Magar et al. 2009 et U.S. EPA 2014.

Sources de données	Paramètres
Transformation chimique	Changements dans les concentrations de contaminants au fil du temps en raison de la transformation : a) Tendances de la transformation des contaminants, en ciblant les processus de transformation prédominants. b) Indicateurs chimiques de la dégradation (p. ex. sous-produits d'altération ou de dégradation). c) Analyse des facteurs qui régissent la transformation, notamment : • solubilité, partage, volatilité; • potentiel redox; • communauté microbienne; • disponibilité de cofacteurs (p. ex. matières organiques, nutriments, donneurs/accepteurs d'électrons); • facteurs géochimiques et physicochimiques.

Sources de données	Paramètres
Réduction de la biodisponibilité	Changements dans les concentrations de contaminants disponibles pour absorption par le biote : a) Tendances démontrant la réduction de la biodisponibilité et de l'absorption. b) Concentrations réduites dans l'eau interstitielle. c) Solubilité chimique, hydrophobie ou volatilité. d) Démonstration de l'altération des contaminants. e) Preuves de séquestration ou de précipitation. f) Données démontrant des conditions géochimiques ou physicochimiques favorables.
Isolement physique	Confinement physique des contaminants dans une zone de sédiments : a) Profils verticaux des sédiments démontrant l'enfouissement et réduction des concentrations dans les sédiments de surface au fil du temps. b) Radiogéochimie (p. ex. plomb 210 ou césium 137) afin de démontrer les taux de dépôt de sédiments. c) Les preuves de l'enfouissement peuvent être étayées par les paramètres suivants : • conditions de flux hydrodynamique; • conditions géophysiques (p. ex. bathymétrie ou profils de sédiments); • pavage des sédiments et potentiel d'affouillement à une gamme de débits; • évaluations de la bioturbation.
Dispersion	Changements dans les concentrations localisées de contaminants par déplacement vers des zones adjacentes : a) Processus et cinétique de la désorption ou dissolution. b) Analyse des contaminants dans la colonne d'eau sur le site, dans les tronçons en aval et chez les récepteurs. c) Les preuves de la dispersion peuvent être étayées par les paramètres suivants : • conditions de flux hydrodynamique; • pavage des sédiments et potentiel d'affouillement à une gamme de débits; • démonstration du transport des contaminants ou sédiments.

5.3 Modélisation à l'appui de l'évaluation de l'efficacité du RNS

Il est possible d'avoir recours à la modélisation ou à la simulation à partir du MCS pour comprendre quantitativement les conditions actuelles du site et prédire les conditions futures en fonction des données recueillies sur le site. Les principaux objectifs de la modélisation consistent à déterminer les meilleurs endroits pour la surveillance, ainsi qu'à évaluer l'ampleur de la contamination et la disponibilité des contaminants au fil du temps, le risque d'exposition et les répercussions sur les récepteurs, et le temps requis pour atteindre les objectifs d'assainissement. Les modèles sont utilisés pour orienter la collecte et l'analyse des données de telle sorte que des hypothèses précises puissent être vérifiées.

La sélection du modèle et son niveau de complexité sont guidés par le MCS, lequel est un produit de la complexité hydrologique, biologique, chimique et physique du site. Le modèle initial ne devrait pas être plus complexe que ce qui est nécessaire pour répondre aux questions de gestion actuelles; cependant,

différents milieux (p. ex. zone humide, cours d'eau, lac, estuaire, milieu marin) nécessiteront l'examen et la collecte de différents types de données. Les modèles initiaux sont généralement fondés sur l'analyse statistique des tendances concernant les liens potentiels qui ont été définis au début de l'élaboration du MCS (p. ex. concentrations de contaminants dans l'eau et dans le biote résident). À mesure que de nouveaux renseignements sont recueillis, la complexité du modèle augmente, comme l'illustre la figure 2.

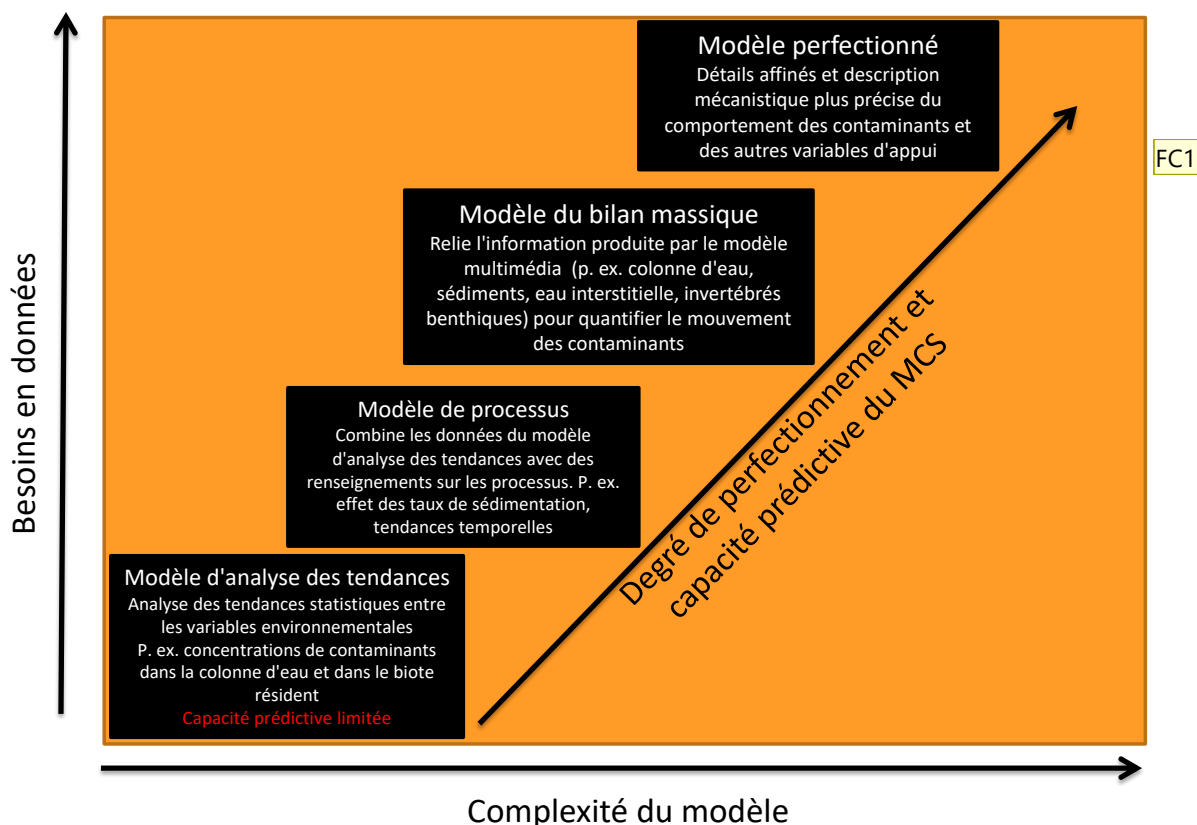


Figure 2 : Modèles mathématiques et informatiques utilisables aux fins du RNS (adapté de Magar et al. 2009).

En raison de la complexité progressive des modèles, il y a grosso modo quatre catégories de modèles qui sont appropriées pour le RNS. Par ordre croissant de complexité, ces modèles sont les suivants : modèles hydrodynamiques, modèles du lit de sédiments, modèles de transport des sédiments et modèles intégrés. Une brève description de chaque type de modèle est présentée ci-dessous. De plus, une liste des modèles disponibles, de leurs principales applications, de leurs avantages et de leurs limites est présentée dans U.S. EPA (2014) et à l'annexe B.

1. *Modèles hydrodynamiques*

Ces modèles intègrent des renseignements sur le mouvement de l'eau et prédisent comment les forces de cisaillement à l'interface sédiments/eau influenceront sur la répartition des contaminants.

2. *Modèles du lit de sédiments*

Ces modèles sont axés sur les facteurs physiques, biologiques et chimiques qui influent sur la répartition des contaminants entre les sédiments, l'eau interstitielle et la colonne d'eau sus-jacente.

3. *Modèles de transport des sédiments*

Ces modèles permettent une modélisation à plus long terme des forces hydrodynamiques et de la résistance au cisaillement du lit de sédiments.

4. *Modèles intégrés*

Ce sont des modèles qui intègrent les modèles hydrodynamiques, du lit de sédiments et de transport des sédiments et qui prennent également en compte la spéciation des contaminants et la cinétique de leur répartition.

Peu importe le modèle choisi, les hypothèses, variables et paramètres utilisés doivent être documentés, décrits et justifiés par des essais propres au site, des essais et vérifications sur le terrain ou en laboratoire ou de solides hypothèses techniques. Les mesures utilisées pour étalonner un modèle dépendent énormément du site, mais elles peuvent comprendre des mesures du transport de particules sédimentaires dans le système, de la résistance au cisaillement du lit de sédiments, des sources, des puits, du transport des contaminants et de la vitesse d'écoulement de l'eau de fond (Magar *et al.* 2009). On trouve dans le *Document d'orientation sur la planification du suivi à long terme du PASCF* (2013a) des renseignements additionnels sur les outils physiques, biologiques et chimiques utilisés pour le suivi et pour la collecte de données de modélisation. Il faut aussi définir clairement les limites du modèle sélectionné. On doit procéder à une analyse de sensibilité afin de déterminer les variables qui ont le plus d'incidence. Lorsqu'on utilise des données provenant de la documentation, il est impératif d'inclure des renseignements sur les sources et les justifications en ce qui concerne l'applicabilité au site ainsi que les limites. Lors de l'estimation du temps requis pour atteindre les niveaux cibles de contaminants propres au site, il faudrait présenter les calculs à l'appui confirmant que le RNS est l'option d'assainissement la plus rentable et la plus appropriée.

5.4 Objectifs d'assainissement

Le RNS est une approche d'assainissement qui nécessite habituellement de plus longues périodes pour l'atteinte des objectifs d'assainissement, souvent entre 5 et 30 ans ou même plus (Magar *et al.* 2009). L'estimation des taux de rétablissement liés aux contaminants est donc une fonction essentielle de l'approche de modélisation et un important facteur déterminant du caractère acceptable ou non du RNS comme stratégie d'assainissement. Le temps estimatif requis pour l'assainissement dépendra des objectifs d'AGR propres au site. Les objectifs d'AGR doivent être déterminés de concert avec l'équipe de soutien d'expert du PASCF, les organismes de réglementation fédéraux et provinciaux, les peuples autochtones et les parties intéressées pertinentes, et ils peuvent être fondés sur la réduction des concentrations de contaminants dans les sédiments jusqu'à des niveaux conformes aux lignes directrices environnementales en vigueur. Cependant, comme l'indique l'Accord Canada-Ontario (ACO 2008), en général, les buts de l'assainissement ne se fondent pas seulement sur les concentrations de contaminants dans les sédiments, mais prennent aussi en considération des buts propres au site définis au moyen d'une évaluation du risque.

Le Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME) a établi des protocoles pour l'élaboration de recommandations sur la qualité des sédiments à partir des renseignements toxicologiques disponibles pour un contaminant donné (CCME 1999). Cependant, jusqu'à présent, seules des recommandations provisoires pour la qualité des sédiments (RPQS) et des concentrations produisant un effet probable (CEP) ont été élaborées pour certains contaminants. La CEP représente la limite inférieure de la plage des concentrations de substances chimiques qui sont souvent ou toujours liées à des effets biologiques néfastes. S'il n'y a pas suffisamment de données pour formuler une ligne directrice complète sur la qualité des sédiments, on peut adopter provisoirement une valeur recommandée émanant d'une autre administration. Cependant, dans la plupart des cas, le gardien pourra établir une norme fondée sur le risque au lieu d'utiliser les valeurs numériques des recommandations du CCME pour la qualité des sédiments (ACO 2008). Les facteurs environnementaux qui influent sur la toxicité d'un contaminant peuvent être pris en compte dans le calcul ou l'affinement d'une norme fondée sur le risque. Par exemple, la teneur en carbone organique total (COT), les sulfures volatils acides (SVA) ou la dureté peuvent influencer sur la biodisponibilité des métaux et avoir une incidence sur les concentrations seuils de certains métaux (U.S. EPA 2014).

Afin d'élaborer des objectifs d'assainissement des sédiments pour un site, il pourrait être nécessaire d'effectuer une évaluation du risque pour la santé humaine (ERSH) ou une évaluation du risque écotoxicologique (ERE), selon que les récepteurs pertinents sont présents ou non et sont exposés ou non aux contaminants sur le site. On trouve des consignes sur la réalisation des ERE dans le document d'orientation principal du PASCf relatif aux ERE (PASCf 2012a) et dans plusieurs modules spécifiques d'orientation technique (PASCf 2013b, 2013c et 2012b). On peut également se procurer le document intitulé *Guide supplémentaire servant à élaborer l'énoncé des travaux (EDT) d'un contrat d'évaluation quantitative préliminaire des risques (EQPR) et d'évaluation quantitative détaillée des risques (EQDR) pour la santé humaine* auprès de Santé Canada (2010).

5.5 Plan d'urgence

Le plan d'intervention d'urgence établit une technologie d'assainissement de rechange, une méthode d'assainissement de rechange ou des mesures supplémentaires que l'on peut mettre en œuvre si le RNS est inefficace ou s'il est insuffisant pour que l'on puisse atteindre les objectifs d'assainissement (Magar *et al.* 2009). Il faut réévaluer ce plan durant la surveillance du rendement pour veiller à ce qu'il demeure pertinent.

Il est essentiel d'élaborer un plan d'intervention d'urgence lorsqu'on adopte le RNS en raison des incertitudes associées à cette démarche. Un tel plan peut prévoir, par exemple, des changements dans la méthode d'assainissement (p. ex. dragage ou recouvrement) ou d'autres mesures d'assainissement (p. ex. rétablissement naturel assisté); les mécanismes de financement peuvent également être décrits. Tout plan d'intervention d'urgence doit être souple et permettre l'intégration de nouveaux renseignements sur les risques associés au site et sur les technologies d'assainissement.

Lors de l'élaboration du plan d'assainissement à l'étape 7, on recommande d'inclure un ou plusieurs critères (« éléments déclencheurs »), s'il y a lieu, qui signaleront un rendement inacceptable du RNS comme option d'assainissement et qui indiqueront à quel moment la mise en œuvre de mesures d'urgence s'impose. Ces critères peuvent notamment comprendre les suivants :

- les concentrations de contaminants dans les sédiments ou l'eau interstitielle augmentent, indiquant une libération nouvelle ou renouvelée de contaminants;
- des contaminants sont décelés à des endroits situés à l'extérieur de la zone contaminée initiale, indiquant une reprise de la migration des contaminants;
- les concentrations de contaminants ne diminuent pas à un rythme suffisamment rapide pour permettre d'atteindre les objectifs d'assainissement ou de gestion du risque;
- des changements dans l'utilisation du site ou l'hydrologie ont une incidence négative sur le bien-fondé de l'utilisation du RNS.

Au moment d'établir les éléments déclencheurs ou les mesures d'urgence, il faut veiller à les concevoir soigneusement de telle sorte que la variabilité d'échantillonnage ou les fluctuations saisonnières ne déclenchent pas la prise de mesures inappropriées. Par exemple, une hausse anormale des concentrations de contaminants dans l'eau interstitielle qui active un critère déclencheur pourrait ne pas être une véritable indication d'un changement de tendance. Un ordinogramme peut aider à guider le processus d'évaluation de l'efficacité du RNS et à établir si le plan d'intervention d'urgence doit être mis en œuvre.

5.6 Intégration du RNS et des considérations relatives à l'assainissement durable

Dans certains cas, l'incertitude ou des risques inacceptables pour la santé humaine ou la salubrité de l'environnement empêchent de choisir le RNS comme stratégie réalisable d'assainissement; dans d'autres cas, en revanche, les répercussions des méthodes d'assainissement plus actives causeront probablement plus de dommages à l'environnement que le fait de laisser les contaminants en place (U.S. EPA 1998). Il est généralement admis qu'il n'y a pas de solution sans risque pour la gestion des sédiments contaminés. En conséquence, on doit procéder à la fois à une analyse des coûts et avantages financiers et à une analyse des coûts et avantages environnementaux afin de faciliter la détermination de la stratégie optimale de gestion du risque. En outre, il importe que les mesures d'assainissement ne causent pas plus de dommages à l'environnement qu'elles n'en corrigent (PASCFC 2021c). Le fait de se concentrer uniquement sur des mesures extrêmement prudentes de protection de l'environnement peut conduire à l'adoption de stratégies d'assainissement actives de grande ampleur, lesquelles sont susceptibles d'occasionner des coûts importants et des répercussions néfastes sur l'environnement (Sparrevik *et al.* 2011). Dans ce contexte, le RNS, en tant que partie intégrante d'une stratégie d'assainissement durable, peut contribuer à optimiser les trois piliers de la durabilité : les dimensions économique, sociale et environnementale. Le RNS est également vraisemblablement la solution la plus verte et la plus durable pour l'assainissement des sédiments, car elle n'exige qu'un équipement minimal et aucun roulage ou traitement de matériaux contaminés (ITRC 2014).

On peut utiliser un outil tel que l'analyse du cycle de vie (ACV) pour étudier de façon plus approfondie les coûts et avantages de différentes méthodes d'assainissement ou de méthodes combinées, y compris

l'utilisation du RNS. L'ACV prend en considération les impacts environnementaux de l'assainissement pour toute la durée de vie du projet, y compris l'effet immédiat de la mesure corrective, l'utilisation des ressources et de l'énergie pendant la mise en œuvre et la possibilité ou l'impossibilité d'utiliser la zone à des fins récréatives, pour la pêche et pour d'autres activités. Elle fournit également un cadre permettant d'évaluer les compromis entre les impacts primaires (risques de contamination de l'environnement local) et les impacts locaux, régionaux et mondiaux accrus attribuables aux options d'atténuation possibles (impacts secondaires) (Lemming *et al.* 2012). Récemment, à titre d'exemple, pour un site de sédiments contaminés en Norvège, on a utilisé l'ACV pour examiner l'empreinte écologique de différentes techniques actives et passives de confinement par recouvrement à couche mince, comparativement au rétablissement naturel. Les résultats ont montré que le recouvrement était préférable au rétablissement naturel lorsque l'analyse se limitait aux effets liés à la contamination du site. Toutefois, l'intégration des répercussions liées à l'utilisation des ressources et de l'énergie durant les activités d'assainissement faisait augmenter l'empreinte écologique de plus d'un ordre de grandeur, ce qui rendait le confinement moins souhaitable que le rétablissement naturel (Sparrevik *et al.* 2011). Cet exemple montre que la démarche du RNS peut être un excellent élément constitutif d'une stratégie d'assainissement durable si elle est bien intégrée et mise en œuvre, et qu'elle peut produire des résultats globaux positifs sur le plan de l'environnement tout en permettant une gestion efficace du risque de contamination sur le site. Ces évaluations du cycle de vie peuvent devenir de plus en plus importantes à mesure que les gardiens prennent des mesures pour atténuer les impacts du changement climatique (comme la réduction des émissions de gaz à effet de serre), ou d'autres impacts environnementaux de l'assainissement.

5.7 RNS et considérations relatives au changement climatique

Les effets du changement climatique peuvent être un paramètre important dans l'élaboration des objectifs de l'assainissement ou de la gestion du risque et le choix final de la démarche adoptée pour l'assainissement ou la gestion du risque qui devrait être la plus appropriée pour un site contaminé fédéral. Il existe de nombreux domaines où les considérations relatives au changement climatique peuvent jouer un rôle important dans la manière dont la gestion du site se déroule selon les dix étapes du cadre décisionnel. Par exemple, à l'étape 7, les gardiens doivent tenir compte de l'effet des changements climatiques futurs sur l'état actuel du site – incluant le milieu des contaminants, leurs trajectoires et leurs récepteurs – lorsqu'ils envisagent d'appliquer une ligne directrice ou une méthode de gestion du risque. Les répercussions à court, moyen ou long terme du changement climatique sur les types de contaminants, leurs concentrations, leur répartition ou leurs transformations dans le milieu de résidence doivent être incorporées dans l'évaluation du site dès l'étape 3 (PASCf 2022c). Des conseils supplémentaires sur la façon d'adapter les méthodes de gestion des sites contaminés pour y inclure les considérations relatives aux changements climatiques se trouvent dans le document d'orientation Intégration des considérations relatives aux changements climatiques dans la gestion des sites contaminés fédéraux (PASCf 2022a).

L'effet potentiel du changement climatique peut jouer un rôle important pour l'emploi de la méthode du RNS sur un site comportant des sédiments contaminés. Un RNS efficace est également tributaire d'autres facteurs comme les taux de sédimentation concrets, la séquestration et l'immobilisation de matériel sédimentaire contaminé. En raison de sa dimension temporelle prolongée associée au RNS, le

changement climatique peut représenter un enjeu particulier pour le succès du RNS et devrait être davantage pris en considération. Des changements futurs dans les cycles hydrologiques, sous forme de précipitations, de ruissellement, d'événements météorologiques dangereux et d'érosion, auront également une incidence sur les processus de transport, de dilution et de devenir de ces substances. Les trajectoires importantes qui pourraient être modifiées comprennent la volatilisation, l'adsorption, l'hydrolyse, la biodégradation, la photodégradation, la toxicité renforcée par la lumière, l'absorption et le métabolisme. Comme les rythmes de certains de ces processus augmentent avec l'augmentation de la température, la prévision quantitative et l'évaluation des interactions sont des tâches complexes (Schiedek *et al.* 2007). Ces facteurs associés au changement climatique pourraient, à leur tour, avoir des répercussions sur l'efficacité du RNS à long terme; il faut donc les considérer de manière plus approfondie durant l'étape 7.

6 Mise en œuvre de la stratégie d'assainissement/de gestion du risque

Si les contaminants se prêtent bien à l'option du RNS, que le contrôle de la source et la protection des récepteurs sont acceptables et que l'AOA indique que le RNS peut être approprié pour le site, appliqué seul ou de concert avec d'autres mesures d'assainissement, la stratégie de gestion du risque élaborée à l'étape 7 peut alors être mise en œuvre à l'étape 8. La mise en œuvre de la stratégie de gestion du risque comprend la réalisation d'un PA ou d'un PGR et d'un plan de gestion de l'environnement. Cette étape comprend également la surveillance du rendement du RNS tel que prévu dans le contexte de la gestion adaptative et la mise en œuvre d'un plan d'intervention d'urgence, au besoin. Des orientations additionnelles et des ressources supplémentaires sont fournies dans le Cadre d'évaluation et de gestion des sites aquatiques contaminés (FCSAP 2021c).

6.1 Suivi du rendement

En raison de la période potentiellement longue d'assainissement inhérente à l'approche du RNS, il existe un potentiel élevé de migration des contaminants et d'autres incertitudes inhérentes à l'approche de RNS. Par conséquent, une surveillance rigoureusement conçue est impérative pour réussir à mettre en œuvre le RNS. La conception du plan de surveillance et d'échantillonnage aux fins de l'évaluation du rendement ainsi que l'élaboration d'un plan d'intervention d'urgence sont des éléments clés du processus de RNS. La surveillance du rendement à l'étape 8 n'est pas considérée comme un suivi à long terme (SLT); toutefois, les principes de base de l'élaboration d'un programme de surveillance du rendement peuvent être tirés du document d'orientation sur le SLT (PASCF 2013a).

La surveillance du rendement doit reposer sur les données provenant 1) d'emplacements de référence en amont du site contaminé, 2) d'emplacements au cœur de la contamination, 3) d'emplacements situés près de la périphérie et 4) d'emplacement en aval de la zone contaminée. En choisissant soigneusement les emplacements à surveiller et en choisissant les types d'échantillons à inclure, un plan de surveillance du rendement idéal devrait :

- démontrer que le rétablissement naturel s'effectue ou non selon les attentes;

- déceler en temps opportun les changements dans les conditions physiques et chimiques du site qui pourraient réduire l'efficacité du RNS;
- déceler des produits de transformation toxiques et/ou mobiles;
- vérifier l'absence d'effets inacceptables sur les récepteurs;
- détecter les nouveaux rejets de contaminants dans l'environnement susceptibles d'engendrer un risque ou de réduire l'efficacité du RNS;
- vérifier si les objectifs d'assainissement ont été atteints;
- vérifier que la zone de contamination ne s'étend pas;
- démontrer l'efficacité de la protection des récepteurs;
- fournir des données étayant une décision de mettre fin aux activités ou de mettre en œuvre le plan d'intervention d'urgence, au besoin;
- d'intervenir en prenant les mesures appropriées si le RNS s'avère inadéquat.

Les buts et objectifs du plan de surveillance du rendement doivent être clairs. En outre, facteur important, des mécanismes institutionnels et financiers pour le maintien du programme de surveillance doivent être établis dans le plan d'assainissement ou dans d'autres documents relatifs au site, s'il y a lieu. La collecte des données doit être effectuée selon une compréhension préétablie de la façon dont on utilisera l'information pour évaluer l'atteinte des objectifs d'assainissement et la réussite de l'approche de RNS. Les principales composantes du programme de surveillance comprennent le nombre et le type d'échantillons, les emplacements des activités de surveillance, la fréquence d'échantillonnage et les paramètres surveillés.

Le cadre de surveillance du rendement devrait prévoir l'établissement d'un ensemble solide et défendable de méthodologies et de paramètres permettant de mesurer les progrès accomplis dans l'atteinte des objectifs d'assainissement. Le programme de surveillance du rendement doit définir l'efficacité statistique souhaitée, ainsi que la nature des tests statistiques qui doivent être effectués. Il est ensuite possible de s'appuyer sur l'efficacité souhaitée pour déterminer le nombre minimal d'échantillons requis afin d'atteindre ce niveau de confiance dans les données (Magar *et al.* 2009).

Dans le cas de l'eau interstitielle et de la matrice de sédiments, le nombre d'échantillons et d'emplacements d'échantillonnage doit être suffisant pour permettre d'analyser la distribution horizontale et verticale des contaminants et de prédire les déplacements des contaminants et leur répartition spatiale au fil du temps. La surveillance la plus courante des contaminants dans les sédiments et l'eau interstitielle s'effectue dans l'horizon biologiquement actif des sédiments, qui a habituellement de 5 à 10 cm d'épaisseur dans les systèmes d'eau douce, mais qui peut avoir jusqu'à 1 m d'épaisseur dans les estuaires et les milieux marins (U.S. EPA 2014). On devrait envisager de procéder au carottage des sédiments afin de déterminer la stratigraphie aux emplacements de surveillance. Il faut assurer une surveillance des sédiments et/ou de l'eau interstitielle non contaminés à proximité de la zone contaminée pour veiller à ce qu'une tendance à la baisse des concentrations de contaminants ne résulte pas d'une migration horizontale ou verticale à partir de la zone contaminée initiale. La stratégie d'échantillonnage doit comprendre l'échantillonnage des sédiments à des emplacements de référence permettant d'établir des concentrations de fond, dans la zone contaminée et à des emplacements en périphérie de cette

dernière; cela permettra d'évaluer de manière exhaustive les profils de dispersion ou de migration des contaminants. Un guide technique pour la planification et la mise en œuvre d'un programme d'échantillonnage sur le terrain des sédiments et de l'eau interstitielle a été élaboré (EC 2002a, 2002b).

Les échantillons de sédiments peuvent être obtenus au moyen de plusieurs techniques (p. ex. EC 2010, CCME 2016). EC (2010) décrit les critères de sélection des dispositifs d'échantillonnage des sédiments (p. ex. benne de prélèvement ou carottier) selon la profondeur et le volume des échantillons de sédiments souhaités, la résolution stratigraphique requise et les méthodes de manutention et d'analyse des échantillons. Il est également possible d'obtenir des consignes sur les méthodes d'échantillonnage de l'eau interstitielle, par exemple l'utilisation de cellules de dialyse (Teasdale *et al.* 1995), la filtration par succion, la dialyse, l'utilisation d'échantillonneurs à résine et à gel et la centrifugation (U.S. EPA 2001). Veuillez consulter la section suivante, 6.2 pour plus de renseignements sur les paramètres d'échantillonnage.

6.2 Paramètres d'échantillonnage

Les paramètres choisis pour l'échantillonnage de confirmation dans le contexte du RNS sont propres à chaque site et à chaque contaminant et ils dépendent des objectifs d'AGR. Les paramètres mesurés doivent pouvoir décrire le comportement des contaminants d'intérêt, déterminer s'il y a exposition inacceptable des récepteurs humains ou écologiques, fournir des données directement liées à des hypothèses afin de permettre le perfectionnement du MCS, et vérifier si le rétablissement s'effectue dans les délais prévus. À titre d'exemple, les paramètres appropriés pour analyser un site contaminé par l'arsenic sont présentés au tableau 6.

Tableau 6 : Exemple de paramètres applicables à l'analyse des sédiments ou de l'eau interstitielle contaminés par de l'arsenic.

Milieu	Fréquence des activités de surveillance	Nombre et emplacement des échantillons	Paramètres de surveillance
Eau interstitielle	Saisonnnière, rajustement en fonction des résultats	Nombre statistiquement significatif d'échantillons permettant de délimiter l'ensemble de la zone de contamination et provenant d'emplacements de référence	Renseignements à l'appui • Fe, Mn dissous • Oxygène dissous • Potentiel redox • Carbone inorganique dissous
		Eau interstitielle obtenue des strates appropriées (p. ex. à des intervalles de 1 à 2 cm de l'interface sédiments/eau) pour la démonstration du front redox	Arsénite et arséniate • pH • SO_4^{2-} • NO_3^- • Fe^{2+} • CH_4 • CO_2 • Mn^{2+} • Apports d'eau souterraine • Apport de nutriments (P total et biodisponible) • Carbone organique total • pH
Matrice de sédiments	Analyse saisonnière, rajustement en fonction des résultats	Nombre statistiquement significatif de carottes couvrant la totalité de la zone de contamination. Sédiments obtenus des strates appropriées (p. ex. à des intervalles de 1 à 2 cm de l'interface sédiments/eau) pour la démonstration du front redox	Renseignements à l'appui • Fe, Mn totaux • Sulfures et phosphore totaux • Carbone organique total • Granulométrie Arsénite et arséniate

Milieu	Fréquence des activités de surveillance	Nombre et emplacement des échantillons	Paramètres de surveillance
Récepteurs écologiques	Fréquence d'échantillonnage en fonction de l'analyse du risque	Nombre statistiquement significatif d'échantillons pour permettre l'évaluation du gradient de contamination	Arsenic total (eau) Renseignements à l'appui (eau de surface) : • Fe, Mn totaux • Sulfures et phosphore totaux • Carbone organique total Spéciation de l'arsenic (biote) Renseignements à l'appui (biote) : • Abondance et diversité (invertébrés benthiques) • Mesures de la santé des poissons

6.3 Durée et fréquence de l'échantillonnage

La surveillance du rendement se poursuit tant que la contamination demeure supérieure aux niveaux acceptables, jusqu'à ce que les objectifs d'AGR propres au site soient atteints. La fréquence de l'échantillonnage dépend d'un éventail de facteurs, notamment les types de contaminants et le niveau de risque occasionné par les concentrations restantes sur le site. Le plan de surveillance du rendement doit permettre une certaine souplesse quant à la fréquence d'échantillonnage : cette fréquence peut être réduite lorsque la situation est stable, ou accrue lorsque les conditions changent (c.-à-d. prise en compte des principes de la gestion adaptative). Lors de chaque activité d'échantillonnage, il est possible d'évaluer le rendement du RNS en comparant les résultats de la surveillance aux prédictions faites dans le MCS et la stratégie d'AGR. Si l'assainissement progresse comme prévu, la mise en œuvre du RNS peut se poursuivre. Si, à un moment quelconque pendant les activités de surveillance, les données montrent que le RNS ne permet pas de faire progresser l'assainissement dans les délais prévus, il faut mettre en application un plan d'intervention d'urgence.

Pour les sédiments contaminés, la première année de surveillance du rendement devrait comporter un échantillonnage saisonnier permettant d'évaluer le rendement des processus de RNS qui sont en action sur l'ensemble de l'année. La fréquence d'échantillonnage peut être réduite à une fois par année ou aux deux ans lorsque les processus de RNS sont les plus actifs, une fois que les variations saisonnières du rétablissement naturel sont suffisamment comprises. Si les objectifs ne sont pas atteints, il pourrait être justifié de prendre des mesures d'assainissement additionnelles et d'envisager de modifier la stratégie d'AGR.

7 Échantillonnage de confirmation

Une fois les objectifs d'AGR atteints, il convient d'effectuer un échantillonnage supplémentaire de confirmation (faisant partie de l'étape 9) qui devrait se poursuivre pendant une période prédéterminée

afin de vérifier que les concentrations sont stables et demeurent en deçà du seuil des niveaux acceptables, et que le site ne présente aucun autre risque pour l'environnement ou pour la santé humaine. L'échantillonnage de confirmation pendant cette période ne peut pas être plus fréquent qu'au cours de la surveillance du rendement et il devrait être établi en fonction des résultats de la surveillance du rendement. La dernière activité d'échantillonnage (étape 9) dans le processus de RNS est axée sur l'établissement de critères de sortie et la décision de gestion connexe de fermeture du site (PASCf 2013a).

8 Surveillance à long terme et fermeture du site

Lorsque l'échantillonnage de confirmation a démontré que le niveau de contamination est stable et égal ou inférieur à l'objectif d'AGR, un SLT (étape 10) peut aussi être mis en œuvre comme partie intégrante de la décision générale relative à la gestion du site avant sa fermeture. Dans les cas où le suivi du rétablissement naturel surveillé (RNS) est choisi pour être appliqué dans le cadre de l'approche d'assainissement, les concepts d'élaboration du plan et de mise en œuvre du SLT, tels qu'ils sont décrits dans le document d'orientation sur le SLT du PASCf, peuvent être consultés durant la conception de la surveillance du rendement du RNS (PASCf 2013a). Comme dans le cas des autres stratégies d'assainissement, il est possible de mettre fin au SLT pour un site lorsqu'on peut démontrer clairement que les objectifs d'AGR ont été atteints, et qu'il est certain que la contamination ne posera pas de risque inacceptable pour les récepteurs humains ou écologiques dans un avenir prévisible et qu'aucune autre mesure de gestion n'est nécessaire (PASCf 2021c).

Dans les cas où l'on a eu recours à des processus d'isolement physique ou d'enfouissement pour réduire les niveaux de contaminants, le site peut être fermé après qu'il a été démontré que les sédiments sont stables pendant de longues périodes, même après des événements à énergie élevée (PASCf 2013a). Comme dans le cas des autres mesures d'assainissement ou de gestion du risque, la fermeture classique d'un site sans prise de mesures supplémentaires ne sera pas toujours réalisable dans tous les sites où le RNS a été appliqué (Magar *et al.* 2009). En conséquence, il se peut que l'on doive mettre en œuvre un plan d'intervention d'urgence et établir une stratégie de SLT complémentaire. Actuellement, les consignes relatives à la fermeture d'un site sont données dans le Document d'orientation pour l'outil de fermeture des sites dans le cas des sites contaminés fédéraux (PASCf 2022a).

9 Réussite de la mise en application du RNS

Le recours au RNS comme approche officielle d'AGR a été limité jusqu'à présent, mais Magar *et al.* (2009) donnent plusieurs exemples d'utilisation du RNS dans des environnements d'eau douce et d'eau de mer aux États-Unis. Depuis la parution de cette étude, d'autres publications soumises à l'examen des pairs ont examiné l'efficacité du RNS dans des ports de mer du Canada. Par exemple, le potentiel d'utilisation du RNS dans un environnement de port maritime a été examiné pour le port de Sydney, en Nouvelle-Écosse. Le port a été contaminé par des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), des biphényles polychlorés (BPC) et des métaux provenant d'une usine de cokéfaction et d'acier dont les contaminants étaient rejetés dans les étangs de goudron de Sydney et atteignaient le port par la suite (Walker *et al.* 2013). Après la confirmation du contrôle de la source et la mise en œuvre de mesures physiques d'assainissement, les concentrations de HAP et de BPC ont été modélisées (Smith *et al.* 2009) et il a été démontré que les processus de RN avaient entraîné une réduction des concentrations de contaminants

dans les sédiments superficiels (Walker *et al.* 2013). La réduction correspondante du risque a été documentée par la diminution des concentrations de contaminants dans le biote résident (Walker *et al.* 2013b; 2013c).

Nadeau (2008) a examiné trois études de cas effectuées aux États-Unis où le RNS avait été utilisé, généralement de concert avec d'autres mesures correctives. Le RNS a été appliqué à la suite d'une contamination par le mercure dans la baie Bellingham (État de Washington), d'une contamination par les BPC dans la rivière Grasse (État de New York) et d'une contamination par des HAP dans la baie Commencement (État de Washington).

Au Canada, il est possible de citer au moins deux autres cas importants, où le suivi est toujours en cours, pour illustrer l'efficacité du RNS dans des environnements portuaires. Ces deux cas, à savoir la baie Saglék (Labrador) et le port d'Halifax (Nouvelle-Écosse), sont présentés ci-dessous; des sources additionnelles à consulter à leur sujet sont également indiquées.

Étude de cas sur le RNS – la baie Saglek (Labrador)

La baie Saglek, au Labrador, a été l'un des lieux où une station radar militaire a été en activité à partir de la fin des années 1950; elle a été contaminée par des biphényles polychlorés (BPC) à la suite d'activités de démolition de la station (Brown *et al.* 2013). Les études initiales du site ont révélé des concentrations élevées de BPC dans les sédiments, les invertébrés, les poissons et les oiseaux, ce qui indiquait un risque potentiel de contamination par les BPC du réseau trophique marin (Brown *et al.* 2009). En 1997, on a entrepris des travaux d'élimination active et d'assainissement des sols contaminés à proximité des sédiments marins afin de supprimer la source ponctuelle et de permettre ensuite aux processus de rétablissement naturel de faire diminuer les risques pour la santé humaine et pour l'environnement (Brown *et al.* 2009; Fortune 2011).

On a effectué le suivi des concentrations de BPC dans les sédiments marins de l'Arctique, le chaboisseau à épines courtes (*Myoxocephalus scorpius*) et le guillemot à miroir (*Cepphus grylle*) de la baie Saglek (Brown *et al.* 2009). Ces espèces indicatrices ont été sélectionnées parce que l'évaluation des impacts les avait désignées comme étant des espèces susceptibles de subir des effets néfastes en raison de la contamination par les BPC. Une évaluation du risque écologique a été menée entre 1997 et 1999 en vue d'établir des concentrations seuils produisant un effet et des objectifs d'assainissement (étape 7). Cela a coïncidé avec l'enlèvement des sols contaminés sur la plage, ce qui faisait partie de la stratégie de gestion proposée pour la zone (étape 8). Dans le cadre de cette étude, des activités d'échantillonnage ont été répétées de 2006 à 2007 pour évaluer le changement dans les risques présentés par les BPC après une période de huit ans de rétablissement naturel (étape 9). Les auteurs ont signalé que les concentrations dans les sédiments littoraux en 2006 étaient inférieures d'un ordre de grandeur à celles de 1998-1999, les valeurs moyennes étant passées de 1 120 ng/g (poids sec) à 100 ng/g (poids sec). Les concentrations de BPC dans les zones plus éloignées des sols contaminés (de la source) ont aussi enregistré des réductions importantes au cours de la période de rétablissement, et se sont rapprochées du seuil de concentration dans les sédiments fixé en fonction des oisillons du guillemot à miroir (77 ng/g). Des concentrations moindres ont également été mesurées dans les deux espèces indicatrices biotiques, ce qui laissait entendre une diminution du risque d'altération de la reproduction et du risque pour la survie. Dans l'ensemble, les données indiquent que le rétablissement naturel est en cours dans la baie Saglek, probablement grâce au transport et à l'accumulation des sédiments dans le bassin vaseux profond où la dilution avec des sédiments « propres » a lieu simultanément (Brown *et al.* 2009). Une modélisation poussée du site indique que l'écoulement gravitaire des sédiments est un mécanisme important du transport de ceux-ci vers les parties plus profondes du port (Bentley et Kahlmeyer 2012).

Actuellement, un suivi terrestre à long terme de l'intégrité des zones recouvertes est en cours dans la zone adjacente à la baie. On effectue également un suivi dans le milieu aquatique afin de s'assurer que les teneurs dans les sédiments continuent à diminuer ou demeurent sous les concentrations seuils entraînant des effets qui ont été fixées pour le site (étape 10). Les concentrations de BPC chez le chabot et le phoque annelé font aussi l'objet d'un suivi dans le cadre du plan de RNS de ce site (Brown *et al.* 2013).

Autres lectures :

Brown, T.M., T.A. Sheldon, N.M. Burgess et K.J. Reimer (2009). Reduction of PCB contamination in an Arctic coastal environment: A first step in assessing ecosystem recovery after the removal of a point source. *Environmental Science and Technology* 43: 7635–7642.

Étude de cas sur le RNS – le port d’Halifax

Bien qu’il ne s’agisse pas de travaux de RNS réalisés dans le cadre du PASCF, Yang *et al.* (2008) ont étudié les processus de rétablissement naturel (RN) à titre d’option d’assainissement pour des sédiments marins contaminés par des dinitrotoluènes (DNT) dans un site de munitions explosives non explosées près du port d’Halifax, en Nouvelle-Écosse. Plus précisément, les objectifs de cette étude étaient les suivants : 1) évaluer la capacité des communautés microbiennes indigènes à dégrader les DNT dans des conditions anaérobies; 2) étudier comment la sorption du 2,4-DNT et du 2,6-DNT peut avoir une incidence sur leur dégradabilité dans les milieux marins; 3) déterminer les effets des conditions aérobies ou anaérobies sur le comportement des DNT et de leurs produits de transformation. Des études de laboratoire antérieures avaient indiqué la possibilité d’une dégradation des DNT par oxydation et dans des conditions anaérobies, mais le 2,4-DNT et le 2,6-DNT ainsi que leurs produits de transformation n’avaient pas été bien étudiés, en particulier dans des conditions anaérobies avec des populations microbiennes indigènes. La dégradation potentielle et l’absence de caractérisation antérieure ont amené les chercheurs à étudier l’utilité du RNS pour le site du port d’Halifax.

Les sédiments du site contaminé ont été échantillonnés et des études ont été réalisées avec des microorganismes indigènes dans des conditions de laboratoire. La biotransformation du 2,4-DNT et du 2,6-DNT a fait l’objet d’un suivi sur 50 jours; une diminution considérable (plus de 95 %) du composé parent a été notée au cours des 10 premiers jours en présence des microorganismes et une augmentation correspondante, suivie d’une diminution, des produits de transformation a été observée entre le jour 10 et le jour 40 environ. Après 50 jours, la masse finale des produits de transformation du 2,4-DNT dans la phase aqueuse était inférieure à 2 µmol et les produits de transformation du 2,6-DNT s’étaient complètement dissipés. La dissipation des DNT a suivi une tendance en deux étapes : dissipation rapide d’environ 30 % de la concentration initiale des DNT pendant la première phase et dissipation plus lente pendant la deuxième phase. Cette deuxième phase est vraisemblablement attribuable à la biotransformation, puisqu’elle a été observée uniquement en présence de microorganismes, alors que la première phase était le résultat de la sorption. Les chercheurs ont conclu que les bactéries indigènes dans les sédiments du port d’Halifax étaient en mesure de biotransformer les DNT dans des conditions aérobies à des températures relativement basses (10 °C). Ces résultats montrent qu’un rétablissement naturel *in situ* des systèmes marins froids peut survenir à la suite d’une contamination par les DNT, ce qui fournit des indications de l’applicabilité potentielle du RNS à d’autres groupes de contaminants.

Autres lectures :

Yang, H., A. Halasz, J-S. Zhao, F. Monteil-Rivera et J. Hawari (2008). Experimental evidence for in situ natural attenuation of 2,4- and 2,6-dinitrotoluene in marine sediment. *Chemosphere* 70: 791–799.

10 Résumé du processus de RNS

On trouvera ci-après un résumé des éléments faisant partie intégrante d'un processus de RNS efficace.

Faisabilité

On peut appliquer le RNS dans les cas suivants :

- lorsque la source de contamination est contrôlée;
- lorsque les essais sur le site montrent que des processus de rétablissement naturel sont en cours;
- lorsqu'il est possible de gérer les risques pour les récepteurs. Si ce n'est pas possible, le RNS pourrait être combiné à d'autres techniques;
- lorsqu'un long délai d'assainissement est acceptable dans les circonstances entourant le site contaminé.

Temps d'assainissement

- Le temps nécessaire pour l'assainissement doit être évalué avant le choix du RNS comme démarche d'assainissement. Le RNS devrait pouvoir permettre d'atteindre les objectifs d'assainissement dans un délai maximal de 20 ans.

Caractérisation du site

- Une caractérisation poussée du site est nécessaire dans le cadre de toute évaluation ou démonstration du RNS.

Modèle conceptuel du site

- Il faut élaborer un modèle conceptuel détaillé propre au site aux fins de la démonstration du RNS, pour établir que l'on a une compréhension claire de la contamination, de la migration, des voies d'exposition et des récepteurs, ainsi que pour définir les risques. Lorsqu'on procède à la modélisation, il faut utiliser les données propres au site, en particulier pour des éléments clés tels que les taux de sédimentation ou de sorption. Il faudrait aussi prendre en considération les répercussions du changement climatique sur l'un ou l'autre de ces facteurs dans le MCS. La modélisation peut servir à perfectionner le MCS sur le plan quantitatif, à déterminer la trajectoire des processus de rétablissement naturel à l'œuvre et à prévoir avec plus d'exactitude le temps requis pour l'assainissement.

Source de données

- De multiples sources de données sont nécessaires pour étayer l'utilisation du RNS sur un site. Le RNS est généralement étayé par quatre sources de données : la transformation chimique, la diminution de la mobilité ou de la biodisponibilité, l'isolement physique et la dispersion.

Plan de surveillance

- Le plan de surveillance est propre au site et aux contaminants présents. Le cadre de surveillance devrait permettre une analyse statistique de l'évolution des conditions du site et des progrès réalisés par rapport aux objectifs d'assainissement. La surveillance doit reposer sur les données provenant d'emplacements de référence en amont du site contaminé, d'emplacements au cœur de la contamination et d'emplacements situés près de la périphérie et en aval de la zone contaminée. Il faut déterminer la répartition horizontale et verticale des contaminants afin de prédire leur déplacement et la répartition spatiale de la contamination au fil du temps. Un échantillonnage saisonnier devrait être jugé nécessaire jusqu'à ce que l'on parvienne à une compréhension adéquate des variations saisonnières. La fréquence d'échantillonnage peut être réduite si les résultats montrent qu'il convient de le faire. La SLT ne fait pas partie du RNS, mais

on élabore un plan de SLT lorsque le RNS est choisi comme mesure corrective, afin d'assurer des échantillonnages de suivi post-confirimation destinés à démontrer la stabilité du site.

11 Conclusion

Le rétablissement naturel surveillé (RNS) peut être une démarche efficace et durable pour l'assainissement des sédiments contaminés dans les cas où la source de contamination est contrôlée, où les processus de rétablissement naturel sont solides et où les risques potentiels pour les récepteurs humains et écologiques peuvent être gérés de façon acceptable. Le RNS est le plus souvent combiné avec d'autres stratégies d'assainissement, et son application est la plus appropriée lorsque les sédiments sont stables et ne sont pas susceptibles d'être remis en suspension. Le RNS est particulièrement approprié dans le cas des habitats vulnérables où la mise en œuvre d'autres activités d'assainissement pourrait causer des dommages environnementaux supplémentaires inacceptables, ce dernier facteur étant déterminé à l'aide d'outils tels que l'analyse du cycle de vie (ACV). Le RNS est pertinent pour les étapes 7 à 9 du cadre décisionnel en dix étapes (PASCf, sous presse), après la caractérisation du site et l'élaboration d'un MSC complet, mais il peut également être considéré comme une option d'assainissement dès l'étape 3 (*programme d'essais initiaux*/phase II de l'EES). Bien que les coûts associés au RNS puissent être plus ou moins comparables à ceux d'autres méthodes d'assainissement comme le dragage ou le recouvrement, cette option nécessite que l'on déploie des efforts importants pour la caractérisation du site ainsi que pour la planification et la mise en œuvre d'une surveillance du rendement et d'une surveillance de confirmation. En règle générale, de multiples sources de données sont utilisées pour étayer le recours au RNS dans un site, notamment les quatre principaux mécanismes de rétablissement : la transformation chimique, la diminution de la mobilité ou de la biodisponibilité, l'isolement physique et la dispersion. Au cours de l'élaboration du RNS comme stratégie d'assainissement, il faut envisager et élaborer comme il se doit des plans d'intervention d'urgence (à appliquer si les buts de l'assainissement ne sont pas atteints) et des plans de surveillance à long terme. L'applicabilité du RNS comme méthode d'assainissement a été prouvée dans plusieurs situations réelles, et de plus en plus de données indiquent que cette méthode peut être utilisée dans le cadre d'une approche d'assainissement efficace dans l'environnement aquatique.

12 Références

- Abraham, W.R., B. Nogales, P.N. Golyshin, D.H. Pieper et K.N. Timmis (2002). « Polychlorinated Biphenyl-Degrading Microbial Communities in Soils and Sediments », *Current Opinion in Microbiology*, vol. 5, p. 246-255.
- Bentley, S.J., et E. Kahlmeyer (2012). « Patterns and Mechanisms of Fluvial Sediment Flux and Accumulation in Two Subarctic Fjords: Nachvak and Saglek Fjords, Nunatsiavut, Canada », *Canadian Journal of Earth Sciences*, vol. 49, p. 1200-1215.
- Groupe de travail sur les sédiments de l'Accord Canada-Ontario (ACO) (2008). *Cadre décisionnel pour Canada-Ontario concernant l'évaluation des sédiments contaminés des Grands Lacs*, Golder

- Associates Ltd, 84 p. Sur Internet : <https://publications.gc.ca/site/fra/9.634244/publication.html> (consulté en juillet 2021).
- Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME) (1999). *Recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments : protection de la vie aquatique*. Sur Internet : <https://ccme.ca/fr/resources> (consulté en juillet 2021).
- Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME) (2016). *Guide sur la caractérisation environnementale des sites dans le cadre de l'évaluation des risques pour l'environnement et la santé humaine – Volume 1 : Orientations*. Sur Internet : https://ccme.ca/fr/res/guidancemanual-environmentalsitecharacterization_vol1_fpn1552.pdf (consulté en juillet 2021).
- Chen, Y-X., H-L. Chen, Y-T. Xu et M-W. Shen (2004). « Irreversible Sorption of Pentachlorophenol to Sediments: Experimental Observations », *Environmental International*, vol. 30, p. 31-37.
- Groupe de travail sur la gestion des lieux contaminés (GTGLC) (1999). *Approche fédérale en matière de lieux contaminés*, Comité fédéral sur les systèmes de gestion de l'environnement, gouvernement du Canada. Sur Internet : <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/sites-contaminees-federaux/approche-federale.html> (consulté en juillet 2021).
- Davis, J.W., T. Dekker, M. Erickson, V. Magar, C. Patmont et M. Swindoll (2004). *Framework for Evaluating the Effectiveness of Monitored Natural Recovery (MNR) as a Contaminated Sediment Management Option*, Remediation Technologies Development Forum (RTDF), ébauche du document de travail. Sur Internet : <https://rtdf.clu-in.org/public/sediment/mnrapapers.htm> (consulté en juillet 2021).
- Dekker, T., J. Davis, V.S. Magar, C.R. Patmont et M. Swindoll (2004). *Numerical Models as Tools to Allow Prediction of MNR*, Remediation Technologies Development Forum (RTDF), ébauche du document de travail. Sur Internet : <https://rtdf.clu-in.org/public/sediment/mnrapapers.htm> (consulté en mars 2015).
- DiToro, D.M. (2001). *Sediment Flux Modeling*, New York (New York), J. Wiley and Sons.
- Environnement Canada (EC) (2002a). *Guide d'échantillonnage des sédiments du Saint-Laurent pour les projets de dragage et de génie maritime – Volume 1 : directives de planification*, rapport de la Direction de la protection de l'environnement, région de Québec, Section Innovation technologique et secteurs industriels, 92 p. Sur Internet : <https://publications.gc.ca/site/fra/9.630833/publication.html> (consulté en juillet 2021).
- Environnement Canada (EC) (2002b). *Guide d'échantillonnage des sédiments du Saint-Laurent pour les projets de dragage et de génie maritime – Volume 2 : manuel du praticien de terrain*, rapport de la Direction de la protection de l'environnement, région du Québec, Section Innovation technologique et secteurs industriels, 93 p. Sur Internet : <https://publications.gc.ca/site/fra/9.630834/publication.html> (consulté en juillet 2021).
- Environnement Canada (EC) (2010). *Guide technique pour l'Étude de suivi des effets sur l'environnement (ESEE) des pâtes et papiers : mesure des variables environnementales d'appui*, 556 p. Sur Internet : https://publications.gc.ca/collections/collection_2012/ec/En14-71-2010-fra.pdf (consulté en juillet 2021).

Erickson, M.J., J.W. Davis, T. Dekker, V. Magar, C. Patmont et M. Swindoll (2004). *Sediment Stability Assessment to Evaluate Natural Recovery as a Viable Remedy for Contaminated Sediments*, Remediation Technologies Development Forum (RTDF), ébauche du document de travail. Sur Internet : <https://rtdf.clu-in.org/public/sediment/mnrpapers.htm> (consulté en juillet 2021).

Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCf) (2012a). *Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCf) : document d'orientation sur l'évaluation du risque écotoxicologique*, Azimuth Consulting Group, 242 p.

Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCf) (2012b). *Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCf) : document d'orientation sur l'évaluation du risque écotoxicologique – Module 3 : uniformisation des caractéristiques des récepteurs fauniques*, 103 p. Sur Internet : <https://publications.gc.ca/site/fra/9.641916/publication.html> (consulté en juillet 2021).

Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCf) (2013a). *Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCf) : document d'orientation sur la planification du suivi à long terme du PASCf*.

Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCf) (2013b). *Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCf) : document d'orientation sur l'évaluation du risque écotoxicologique – Module 1 : sélection et interprétation des essais de toxicité*, 95 p. Sur Internet : <https://publications.gc.ca/site/fra/9.641914/publication.html> (consulté en juillet 2021).

Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCf) (2013c). *Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCf) : document d'orientation sur l'évaluation du risque écotoxicologique – Module 2 : sélection ou élaboration de valeurs toxicologiques de référence propres à un site*, 44 p. Sur Internet : <https://publications.gc.ca/site/fra/9.641915/publication.html> (consulté en juillet 2021).

Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCf) (2021a). *Système de classification des sites aquatiques du PASCf, version 3.4 – Guide d'orientation détaillé*, 76 p.

Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCf) (2021b). *Directive du PASCf sur l'admissibilité des sites et des coûts de la phase IV*, Environnement et changement climatique Canada.

Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCf) (2021c). *Cadre d'évaluation et de gestion des sites aquatiques contaminés, conformément au Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCf)*.

Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCf) (2021d) *Document d'orientation sur l'atténuation naturelle surveillée pour l'assainissement des sols et des eaux souterraines*.

Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCf) (2022a). *Guide d'orientation pour le rapport de fermeture de site*, version 2.0.

Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCf) (2022b). *Modèle de rapport de fermeture de site*, version 2.0.

Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCf) (2022c). *Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCf) : intégration des considérations en matière d'adaptation aux changements climatiques dans la gestion des sites contaminés fédéraux*.

Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCF). *Cadre décisionnel (CD) pour les sites contaminés fédéraux*, version 4.0. Sous presse.

Haritash, A.K., et C.P. Kaushik (2009). « Biodegradation Aspects of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs): A Review », *Journal of Hazardous Materials*, vol. 169, p. 1-15.

Santé Canada (2010). *L'évaluation quantitative préliminaire des risques (ÉQPR) pour la santé humaine*.

Loi sur l'évaluation d'impact (L.C. 2019, ch. 28, art. 1). Sur Internet : <https://laws.justice.gc.ca/fra/lois/i-2.75/index.html> (consulté en juillet 2021)

Loi sur les Indiens (L.R.C. [1985], ch. I-5). Sur Internet : <https://laws-lois.justice.gc.ca/fra/lois/i-5/> (consulté en juillet 2021).

Interstate Technology & Regulatory Council (ITRC) (2014). *Contaminated Sediment Remediation Remedy Selection for Contaminated Sediments*. Sur Internet : <https://clu-in.org/download/contaminantfocus/sediments/Sediment-ITRC-CS-2.pdf> (consulté en juillet 2021).

Lavery, P.S., C.E. Oldham et M. Ghisalbert (2001). « The Use of Fick's First Law for Predicting Porewater Nutrient Fluxes Under Diffusive Conditions », *Hydrological Processes*, vol. 15, p. 2435-2451.

Lemming, G., J.C. Chambon, P.J. Binning et P.L. Bjerg (2012). « Is There an Environmental Benefit from Remediation of a Contaminated Site? Combined Assessments of the Risk Reduction and Life Cycle Impact of Remediation », *Journal of Environmental Management*, vol. 112, p. 392-403.

Letter Jr., J.V., L.C. Roig, B.P. Donnell, W.A. Thomas, W.H. McAnally et S.A. Adamec Jr. (1998). *Users Manual for SED2D-WES Version 4.3 Beta, A Generalized Computer Program for Two-dimensional, Vertically Averaged Sediment Transport*, US Army Corps of Engineers Waterways Experiment Station Coastal Hydraulics Laboratory.

Lick, W., C. Jones et J. Lick (2004). « Long-Term Sediment-Water Fluxes of Hydrophobic Organic Chemicals », *Estuarine and Coastal Modeling* (2003), p. 804-818.

Magar, V.S., C.B. Chadwick, T.S. Bridges, P.C. Fuchsman, J.M. Conder, T.J. Dekker, J.A. Steevens, K.E. Gustavson et M.A. Mills (2009). *Technical Guide: Monitored Natural Recovery at Contaminated Sediment Sites*, U.S. Department of Defence, Environment Security Technology Certification Program, ESTCP Project ER-0622. Sur Internet : <https://serdp-estcp.org/Program-Areas/Environmental-Restoration/Contaminated-Sediments/In-place-Remediation/ER-200622/ER-200622-TR> (consulté en juillet 2021).

Magar, V.S., J. Davis, T. Dekker, M. Erickson, D. Matey, C. Patmont, M. Swindoll, R. Bremner et C. Zeller (2004). *Characterization of Fate and Transport Processes: Comparing Contaminant Recovery with Biological Endpoint Trends*, Remediation Technologies Development Forum (RTDF), ébauche de document de travail. Sur Internet : <https://rtdf.clu-in.org/public/sediment/mnrpapers.htm> (site consulté en juillet 2021).

[Magar, V.S., et R.J. Wenning \(2006\). « The Role of Monitored Natural Recovery in Sediment Remediation », *Integrated Environmental Assessment Management*, vol. 2, p. 66-74.](#)

- Menzie, C. (2010, 29-30 avril). *Monitored Natural Recovery and In-Situ Treatment as Remedies for Contaminated Sediments*, Northeast Waste Management Officials' Association (NEWMOA). Sur Internet : <http://www.newmoa.org/cleanup/cwm/sediments10/menziemnrandin-situ.pdf> (consulté en juillet 2021).
- Merrit, K., L. Condor, V. Magar, V.J. Kirtay et D.B. Chadwick (2009). *Enhanced Monitored Natural Recovery (EMNR) Case Studies Review*, Technical Report 1983, SPAWAR.
- Mulligan, C.N., M. Fukue et Y. Sato, éd. (2010). *Sediments Contamination and Sustainable Remediation*, Boca Raton (Floride), CRC Press, 320 p.
- Nadeau, S.C. (2008). *Understanding Remediation At Contaminated Sediment Sites: Advantages, Limitations, And Risks Associated With Sediment Management Options*, 24th Annual International Conference on Soils, Sediments and Water, Université du Massachusetts, Amherst. Conférence tenue du 20 au 23 octobre 2008.
- Palermo, M., S. Maynard, J. Miller et D. Reible (1998). *Guidance for In-Situ Subaqueous Capping of Contaminated Sediments*, Chicago (Illinois), Bureau du Programme National des Grands Lacs. EPA 905-B96-004.
- Patmont, C., J. Davis, T. Dekker, M. Erickson, V. Magar et M. Swindoll (2004). *Natural Recovery: Monitoring Declines in Sediment Chemical Concentrations and Biological Endpoints*, Remediation Technologies Development Forum (RTDF), ébauche de document de travail. Sur Internet : <https://rtdf.clu-in.org/public/sediment/mnrpapers.htm> (consulté en juillet 2021).
- Perelo, L.W. (2010). « Review: In situ Bioremediation of Organic Pollutants in Aquatic Sediments », *Journal of Hazardous Materials*, vol. 177, p. 81-89.
- Ruiz, C.E., P.R. Schroeder et N.M. Aziz (2000, février). *Recovery: A Contaminated Sediment-Water Interaction Model*, U.S. Army Corps of Engineers. ERDC-EL SR-D-00-1.
- Schiedek, D., B. Sundelin, J.W. Readman et R.W. Macdonald (2007). « Interactions Between Climate Change and Contaminants », *Marine Pollution Bulletin*, vol. 54, p. 1845-1856.
- Smith, J.N., K. Lee, C. Gobeil et R.W. Macdonald (2009). « Natural Rates of Sediment Containment of PAH, PCB and Metal Inventories in Sydney Harbour, Nova Scotia », *Science of the Total Environment*, vol. 407, p. 4858-4869.
- Sparrevik, M., T. Saloranta, G. Cornelissen, E. Eek, A.M. Fet, G.D. Breedveld et I. Linkov (2011). « Use of Life Cycle Assessments to Evaluate the Environmental Footprint of Contaminated Sediment Remediation », *Environmental Science & Technology*, vol. 45, p. 4235-4241.
- Teasdale, P.R., G.E. Batley, S.C. Apte et I.T. Webster (1995). « Porewater Sampling with Sediment Peepers », *Trends in Analytical Chemistry*, vol. 14, p. 250-256.
- Environmental Protection Agency des États-Unis (USEPA) (1998). *Guidelines for Ecological Risk Assessment*. EPA/630/R-95/002F. Sur Internet : <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockey=30004XFR.txt> (consulté en juillet 2021).

- Environmental Protection Agency des États-Unis (USEPA) (2001, octobre). « Chapter 6 – Collection of Interstitial Water », dans *Methods for Collection, Storage and Manipulation of Sediments for Chemical and Toxicological Analyses — Contaminated Sediments in Water*. EPA-823-B-01-002. Sur Internet : <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockey=20003PLT.txt> (consulté en juillet 2021).
- Environmental Protection Agency des États-Unis (USEPA) (2005, décembre). *Contaminated Sediment Remediation Guidance for Hazardous Waste Sites*. EPA-540-R-05-012. Sur Internet : <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockey=P1000R7F.txt> (consulté en juillet 2021).
- Environmental Protection Agency des États-Unis (USEPA) (2008). *Use of Sediment Core Profiling in Assessing Effectiveness of Monitored Natural Recovery*. Sur Internet : <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockey=P1001I0S.txt> (consulté en août 2021).
- Environmental Protection Agency des États-Unis (USEPA) (2014). *Technical Resource Document on Monitored Natural Recovery*. EPA/600/R-14/083. Sur Internet : <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockey=P100JDQX.txt> (consulté en juillet 2021).
- National Research Council des États-Unis (2000). *Natural Attenuation for Groundwater Remediation*, Washington (D.C.), National Research Council des États-Unis et National Academy Press.
- Viana, P., K.Y. Yin, X. Zhao et K. Rockne (2007). « Active Sediment Capping for Pollutant Mixtures: Control of Biogenic Gas Production Under Highly Intermittent Flows », *Land Contamination & Reclamation*, vol. 15, p. 413-425.
- Walker, T.R., D. MacAskill, T. Rushton, A. Thalheimer et P. Weaver (2013). « Monitoring Effects of Remediation on Natural Sediment Recovery in Sydney Harbour, Nova Scotia », *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 185, p. 8089-8107.
- Walker, T.R., D. MacAskill et P. Weaver (2013a). « Legacy Contaminant Bioaccumulation in Rock Crabs in Sydney Harbour During Remediation of the Sydney Tar Ponds, Nova Scotia, Canada », *Marine Pollution Bulletin*, vol. 77, p. 412-417.
- Walker, T.R., D. MacAskill et P. Weaver (2013b). « Blue Mussels (*Mytilus edulis*) as Bioindicators of Stable Water Quality in Sydney Harbour During Remediation of the Sydney Tar Ponds, Nova Scotia, Canada », *Water Quality Research Journal of Canada*, vol. 48, p. 358-371.
- Walker, S.W., C.L. Osburn, T.J. Boyd, L.J. Hamden, R.B. Coffin, M.T. Montgomery, J.P. Smith, Q.X. Li, F. Monteil et J. Hawari (2006). *Mineralization of 2,4,6-Trinitrotoluene (TNT) in Coastal Waters and Sediments*, rapport du Naval Research Laboratory Washington D.C., 44 p. NRL/FR/6114--06-10,135. Sur Internet : <https://apps.dtic.mil/sti/citations/ADA456842> (consulté en juillet 2021).
- Ziegler, C.K., et B. Nisbet (1994). « Fine-Grained Sediment Transport in Pawtuxet River, Rhode Island », *Journal of Hydraulic Engineering*, vol. 120, p. 561-576.
- Ziegler, C.K., et B. Nisbet (1995). « Long-Term Simulation of Fine-Grained Sediment Transport in Large Reservoir », *Journal of Hydraulic Engineering*, vol. 121, p. 773-781.

ANNEXE A

Guides techniques et protocoles existants concernant le RNS

ANNEXE A – Guides techniques et protocoles existants concernant le RNS

N°	Titre	Source	Organisme ou auteur
1	Technical Guide: Monitored Natural Recovery at Contaminated Sediment Sites	https://semspub.epa.gov/work/HQ/175402.pdf	U.S. Department of Defense: Environment Security Technology Certification Program (Magar <i>et al.</i> 2009)
2	Technical Resource Document on Monitored Natural Recovery	https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockkey=P100JDQX.txt	United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA) 2014
3	Contaminated Sediment Remediation Guidance for Hazardous Waste Sites (chapitre 4 : Monitored Natural Recovery)	https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockkey=P1000R7F.txt	U.S. EPA 2005
4	Cinq titres sont présentés : 1. Framework for Evaluating the Effectiveness of Monitored Natural Recovery (MNR) as a Contaminated Sediment Management Option (Davis <i>et al.</i> 2004) 2. Characterization of Fate and Transport Processes: Comparing Contaminant Recovery with Biological Endpoint Trends (Magar <i>et al.</i> 2004) 3. Sediment Stability Assessment to Evaluate Natural Recovery as a Viable Remedy for Contaminated Sediments (Erickson <i>et al.</i> 2004) 4. Natural Recovery: Monitoring Declines in Sediment Chemical Concentrations and Biological Endpoints (Patmont <i>et al.</i> 2004) 5. Numerical Models as Tools to Allow Prediction of MNR (Dekker <i>et al.</i> 2004)	https://rtdf.clu-in.org/public/sediment/mnrpapers.htm	Remediation Technology Development Forum
5	Use of Sediment Core Profiling in Assessing Effectiveness of Monitored Natural Recovery	https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockkey=P1001I0S.txt	EPA des États-Unis
6	The Role of Monitored Natural Recovery in Sediment Remediation	Integrated Environmental Assessment and Management 2: 66–74	Magar et Wenning 2006

ANNEXE A – Guides techniques et protocoles existants concernant le RNS

N°	Titre	Source	Organisme ou auteur
7	Enhanced Monitored Natural Recovery (EMNR) Case Studies Review	SPAWAR Technical report 1983	Merritt <i>et al.</i> 2009
8	Sediments Contamination and Sustainable Remediation (chapitre 5 : Natural Recovery of Contaminated Sediments)	CRC Press, Boca Raton (Floride)	Mulligan <i>et al.</i> 2010

ANNEXE B

Modèles informatiques choisis pouvant être utilisés dans le cadre du RNS

ANNEXE B – Modèles informatiques choisis pouvant être utilisés dans le cadre du RNS (liste basée sur U.S. EPA 2014)			
Modèles hydrodynamiques (avec ressources)	Demande	Avantages	Limites
SMS – RMA2 (http://www.aquaveo.com/software/sms-rma2)	Modèle 2-D pour les milieux côtiers et fluviaux.	Modèle vérifié, ayant une interface conviviale, qui permet des rendus dans des applications logicielles accessibles. Permet l'analyse de l'écoulement hypocritique, y compris avec les modèles humectation-séchage et de porosité des marais.	Difficile de relier la modélisation aux modèles les plus courants de transport des contaminants.
EFDC (https://www.epa.gov/exposure-assessment-models/efdc)	Modèle hydrodynamique 3-D aux différences finies pour les environnements côtiers et intérieurs.	Modèle du domaine public largement utilisé, avec interface conviviale.	Les applications personnalisées du modèle présentent des difficultés pour les non-spécialistes. Le préprocesseur est toujours en voie de mise au point à l'EPA.
MIKE 3 et MIKE 21 (http://www.mikebydhi.com/products/mike-21/hydrodynamics)	Modélisation 2-D et 3-D côtière, océanographique et lacustre.	Modèle solide avec interface conviviale. Largement utilisé dans le commerce. Hydrodynamique 3-D bien vérifiée. Souplesse de choix quant aux grilles.	Trousse de modélisation relativement coûteuse. Le code source n'est pas ouvert et il n'est donc pas facile de mettre au point des applications personnalisées.
CH3D (http://aces.coastal.ufl.edu/CH3D/CH3D-FAQ.pdf)	Modèle 3-D à grille curvilinéaire généralisée (« grille ajustée aux limites ») pour les estuaires, lacs et eaux côtières, avec résolution très fine de la grille.	Combine les données sur la circulation hydrodynamique à long terme avec les paramètres de qualité de l'eau comme la température, la salinité et les concentrations de nutriments. A été utilisé pour modéliser des événements à haute énergie comme des ondes de tempête côtières et des ouragans.	Il faut posséder des connaissances considérables en hydrodynamique pour pouvoir utiliser le modèle efficacement.

Water Quality Analysis Simulation Program (WASP) (https://www.epa.gov/exposure-assessment-models/water-quality-analysis-simulation-program-wasp)	Un modèle 2-D ou 3-D pour les eaux côtières et intérieures.	Modèle à source ouverte appuyé par l'U.S. EPA avec renseignements à l'appui et formation. Le modèle est largement vérifié.	Flux des sédiments trop simplifié, processus de transport des sédiments non liés aux contraintes de cisaillement.
Modèles hydrodynamiques (avec ressources)	Demande	Avantages	Limites
RÉTABLISSEMENT (Ruiz <i>et al.</i> 2000)	Rétablissement à long terme des lits de sédiments contaminés et effet sur la colonne d'eau.	Modèle standardisé de transport des sédiments et des substances chimiques couvrant une grande variété d'espèces chimiques.	Ne fournit pas un traitement mécaniste détaillé des processus de sorption des contaminants. Présuppose un partage à l'équilibre.
Palermo <i>et al.</i> 1998	Transport des contaminants dans les lits de sédiments après l'installation d'un recouvrement aux fins d'assainissement.	Modèle standardisé pour la conception du recouvrement, ainsi que le transport des contaminants dans les sédiments et dans les matières de recouvrement.	Adapté spécifiquement à la pénétration des contaminants dans les recouvrements installés aux fins d'assainissement. Ne fournit pas un traitement mécaniste détaillé des processus de sorption des contaminants. Présuppose un partage à l'équilibre.
Di Toro 2001	Modèles multiples de flux d'espèces chimiques des sédiments.	Équations pour le flux de la plupart des espèces chimiques des sédiments. Les techniques sont faciles à appliquer à différents systèmes.	Simplification excessive potentielle de mécanismes importants. Présuppose un partage à l'équilibre.
Lick <i>et al.</i> 2004	Modèle de transport de substances chimiques hydrophobes.	Modélisation détaillée du transport de substances chimiques hydrophobes. Prend en compte les partages non à l'équilibre.	Limité aux contaminants hydrophobes. N'a pas été largement appliqué. Modèle de propriété exclusive non disponible dans le domaine public.

SED2D (Lettre Jr. <i>et al.</i> 1998)	Modèle de transport de sédiments cohésifs et de granulométries représentatives de sédiments non cohésifs.	Intégré au modèle hydrodynamique RMA2. Environnement convivial. Appuyé par l'U.S. Army Corps of Engineers.	Permet un seul calibre granulométrique par simulation. N'est généralement pas applicable aux applications relatives au transport des contaminants.
SEDZL (Ziegler et Nisbet 1994; 1995)	Modèle de transport des sédiments cohésifs et non cohésifs.	Intégré au modèle hydrodynamique SEDZL 2-D. Basé sur des données relatives aux sédiments propres au site. A été vérifié dans un certain nombre de sites de sédiments contaminés.	Limité à l'hydrodynamique 2-D. Basé sur les mesures des sédiments de surface seulement.

ÉBAUCHE