Environnement et Changement climatique Canada
Environment and Climate Change Canada

Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCF) : Document d'orientation sur l'évaluation du risque écotoxicologique

Module 7 :
Valeurs toxicologiques de référence par défaut propres à la faune recommandées pour les sites contaminés fédéraux

Version 1.0
avril 2021

Canada

CATALOGAGE AVANT PUBLICATION DE BIBLIOTHÈQUE ET ARCHIVES CANADA

Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCF) : Document d'orientation sur l'évaluation du risque écotoxicologique - Module 7 : Valeurs toxicologiques de référence par défaut propres à la faune recommandées pour les sites contaminés fédéraux. Version 1.

Publié aussi en anglais sous le titre : Module 7: Default Wildlife Toxicity Reference Values (TRVs) Recommended for Federal Contaminated Sites

No de cat. : En14-92/7-2021F-PDF
ISBN : 978-0-660-38448-1
EC21023

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 d'une négligence ou de toute autre faute dans l'utilisation des renseignements contenus dans la présente publication ou le présent produit.

Les renseignements présentés dans le présent document ne constituent en aucune façon un avis ayant valeur juridique et 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* ou les règlements pris en vertu de ces lois, ces lois et règlements ont préséance. Nonobstant toute autre exigence réglementaire ou concernant l'obtention de permis, le lecteur doit savoir que tout dépôt, émission ou rejet associé à ses activités ou à ses opérations doit être conforme à toutes les lois et à tous les règlements fédéraux applicables.

DROIT D'AUTEUR

Le contenu de cette publication ou de ce produit peut être reproduit, en tout ou en partie et par quelque moyen que ce soit, sous réserve que la reproduction soit effectuée uniquement à des fins personnelles ou publiques, mais non commerciales, sans frais ni autre permission, à moins d'avis contraire.

Nous vous demandons :

- De faire preuve de diligence raisonnable en assurant l'exactitude du matériel reproduit;
- D'indiquer le titre complet du matériel reproduit, ainsi que le nom de l'organisation auteure;
- D'indiquer que la reproduction est une copie d'un document officiel publié par le gouvernement du Canada et que la reproduction n'a pas été faite en association avec le gouvernement du Canada ni avec l'appui de celui-ci.

La reproduction et la distribution à des fins commerciales sont strictement interdites sans l'autorisation écrite de l'administrateur des droits d'auteur du gouvernement du Canada, Services publics et Approvisionnement Canada (SPAC). Pour de plus amples renseignements, veuillez communiquer avec TPSGC au 613-996-6886 ou à droitdauteur.copyright@tpsgc-pwgsc.gc.ca.

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, représentée par les ministres de l'Environnement, 2021.

Also available in English

Inscription-référence :

Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCF) : Document d'orientation sur l'évaluation du risque écotoxicologique - Module 7 : Valeurs toxicologiques de référence (VTR) par défaut propres à la faune recommandées pour l'utilisation aux sites du PASCF; préparé par Environnement et Changement climatique Canada, 1er avril 2021, 184 pages.

No de cat. : En14-92/7-2021F-PDF
ISBN : 978-0-660-38448-1
EC21023

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
12e étage, édifice Fontaine
200, boulevard Sacré-Cœur
Gatineau (Québec) K1A 0H3
Téléphone : 819-938-3860
Ligne sans frais : 1-800-668-6767 (au Canada seulement)
Courriel : ec.enviroinfo.ec@canada.ca

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, représentée par le ministre de l'Environnement et du Changement climatique, 2021

Also available in English

TABLE DES MATIÈRES

Table des matières ..... **i**

Liste des tableaux ..... **iv**

Remerciements ..... **v**

Glossaire ..... **vi**

Liste des sigles ..... **x**

Préface ..... **xii**

1 Contexte **1**

1.1 Valeurs toxicologiques de référence propres à la faune dans les évaluations des risques pour l'environnement *2*

1.2 Portée du module *3*

1.3 Les valeurs toxicologiques de référence propres à la faune envisagées pour ce module *5*

2 Orientation **6**

2.1 Comment interpréter les cotes attribuées aux les valeurs toxicologiques de référence sélectionnées *7*

2.2 Les valeurs toxicologiques de référence par défaut pour le PASCF *10*

2.3 Vers aux valeurs toxicologiques de référence améliorées propres à la faune dans les évaluation des risques écotoxicologique *13*

3 Références **14**

Annexe A : Justification à l'appui des évaluations aux valeurs toxicologiques de référence individuelles **27**

A.1. Présentation *27*

A.2. Les valeurs toxicologiques de référence sélectionnées pour les mammifères : Justification scientifique à l'appui 30

Arsenic [métalloïde] 30
Baryum [métal] 33
Cadmium [métal] 36
Chrome (hexavalent) [métal] 39
Chrome (total) [métal] 42
Cuivre [métal] 45
Cyanure libre [inorganique] 48
Plomb [métal] 50
Mercure inorganique [métal] 52

Nickel [métal] 55
Sélénium [métalloïde] 57
Thallium [métal] 60
Uranium [métal] 62
Vanadium [métal] 65
Zinc [métal] 68
Anthracène [HAP à poids moléculaire faible] 71
Fluorène [HAP à poids moléculaire faible] 72
Naphtalène [HAP à poids moléculaire faible] 74
Phénanthrène [HAP à faible poids moléculaire] 76
Hydrocarbures aromatiques polycycliques à poids moléculaire faible (HAP PMF) 78
Benzo[a]anthracène [HAP à poids moléculaire élevé] 80
Benzo[a]pyrène [HAP à poids moléculaire élevé] 82
Pyrène [HAP à poids moléculaire élevé] 85
Hydrocarbures aromatiques polycycliques à poids moléculaire élevé (HAP PME) 87
Benzène [composé organique volatil] 89
Éthylbenzène [composé organique volatil] 91
Toluène [composé organique volatil] 93
Xylène [composé organique volatil] 95
Hydrocarbures pétroliers [HCP] 97
Biphényles polychlorés [BPC] 100
Dibenzodioxines polychlorées (DDPC) et dibenzofuranes polychlorés (DFPC) [dioxines et furanes] 103

A.3. Les valeurs toxicologiques de référence sélectionnées pour les oiseaux : Justification scientifique 106
Arsenic [métalloïde] 106
Baryum [métal] 108
Cadmium [métal] 110
Chrome (hexavalent) [métal] 113
Chrome (total) [métal] 115
Cuivre [métal] 117
Cyanure libre [inorganique] 120
Plomb [métal] 122
Mercure inorganique [métal] 124
Nickel [métal] 127
Sélénium [métalloïde] 129
Thallium [métal] 131
Uranium [métal] 133
Vanadium [métal] 135
Zinc [métal] 137
Anthracène [HAP FPM] 139
Fluorène [HAP FPM] 140
Naphtalène [HAP FPM] 141
Phénanthrène [HAP FPM] 143
Hydrocarbures aromatiques polycycliques de faible poids moléculaire (HAP FPM) 144
Benzo[a]anthracene [HAP HPM] 146
Benzo[a]pyrène [HAP HPM] 148

Pyrène [HAP HPM] 150
Hydrocarbures aromatiques polycycliques de poids moléculaire élevé (HAP PME) 152
Benzène [composé organique volatil] 154
Éthylbenzène [composé organique volatil] 155
Toluène [composé organique volatil] 156
Xylène [composé organique volatil] 157
Hydrocarbures pétroliers [HCP] 160
Biphényles polychlorés [BPC] 163
Dibenzodioxines polychlorées (DDPC) et dibenzofuranes polychlorés (DFPC) [dioxines et furanes] 166

Annexe B : Méthodes d'évaluation et de sélection AUX valeurs toxicologiques de référence 169

B.1. Sources et compilation aux valeurs toxicologiques de référence 169

B.2. Méthodologie d'évaluation aux valeurs toxicologiques de référence 169

Annexe C : Sources aux valeurs toxicologiques de référence potentielles 179

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Valeurs de référence de toxicité pour la faune (VTR) basées sur les doses recommandées par le Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCF) comme valeurs par défaut à utiliser dans les évaluations des risques pour l'environnement. (Consultez l'annexe A pour savoir comment utiliser chaque VTR[1]) 11

Tableau B.1. : Méthode et critères utilisés pour évaluer les VTR par rapport aux lignes directrices et aux objectifs du PASCF. 172

Tableau C.1. : Aperçu des sources des principales valeurs toxicologiques de référence publiées qui ont été consultées pour trouver des valeurs qui pourraient être recommandées à titre de valeurs par défaut aux fins du PASCF (adaptation du tableau 1 dans PASCF, 2010b). En plus des sources répertoriées dans ce tableau, d'autres VTR ont été obtenues auprès de spécialistes des ERE, dans la littérature spécialisée et dans des rapports publics. 179

REMERCIEMENTS

Environnement et Changement climatique Canada désire remercier les nombreux évaluateurs du gouvernement et du secteur privé au Canada et aux États-Unis qui ont formulé des commentaires utiles dans le cadre du processus d'examen par des pairs.

GLOSSAIRE

Aigu – Se rapporte à une faible augmentation du temps nécessaire pour obtenir une réponse environnementale indésirable. En ce qui concerne les essais de toxicité, ce terme décrit les essais réalisés durant une courte période, généralement durant moins de dix pour cent de la durée de vie de l'organisme. Il convient toutefois de noter que certains essais de courte durée peuvent être qualifiés de « chroniques » au lieu d'« aigus » s'ils se fondent sur une étape de la vie critique. Les définitions des termes « chronique » et « aigu » varient grandement d'une autorité à l'autre.

Ampleur de l'effet – Ampleur absolue ou relative de la réponse d'un paramètre de mesure à un stresseur.

Ajustement allométrique – Calculs mathématiques réalisés afin de réduire ou d'augmenter la dose de contaminant selon la variation de la taille du corps entre différentes espèces. En effet, cette méthode repose sur le principe que la sensibilité des espèces est tributaire du taux métabolique basal, qui se rapporte à la masse corporelle.

Bioaccumulation – Processus par lequel des substances s'accumulent dans les tissus des organismes vivants. La bioaccumulation se produit lorsque la concentration d'un contaminant préoccupant (CP) dans l'organisme est supérieure à celle dans l'environnement environnant. La plupart des substances se bioaccumulent dans une certaine mesure, alors qu'un petit nombre se bioamplifie.

Bioamplification – Processus par lequel les concentrations chimiques dans les plantes ou les animaux augmentent par l'alimentation, soit par le transfert par l'intermédiaire du réseau trophique (p. ex. les prédateurs présentent de plus grandes concentrations d'une substance chimique donnée que leurs proies).

Chronique – Se rapporte à une durée prolongée. Dans le contexte des essais de toxicité, ce terme est utilisé pour décrire les essais qui exposent les organismes pendant une partie substantielle de leur cycle de vie, par exemple plus de 10 % du cycle de vie ou tout au long d'une étape sensible de la vie. Les définitions du terme "chronique" varient considérablement.

Concentration-réponse – Relation entre une concentration d'exposition (mesurée en tant que concentration) et l'effet mesuré dans une fourchette de concentrations d'exposition.

Dose minimale avec effet nocif observé (DMENO) – Plus faible quantité, dose ou concentration d'un agent qui – à la lumière d'une expérience ou de l'observation – cause une altération indésirable de la morphologie, de la capacité fonctionnelle, de la croissance ou de l'accroissement de la durée de vie chez un organisme, un système, une population ou une sous-population. Les méthodes pour établir une DMENO varient, mais reposent souvent sur l'application du critère de signification statistique.

Dose-réponse – La relation entre une dose d'exposition (mesurée en tant que dose) et l'effet mesuré dans une fourchette de doses d'exposition.

Dose sans effet nocif observé (DSENO) – Niveau d'exposition auquel aucune augmentation importante d'un point de statistique ou biologique de la fréquence ou de la sévérité des effets indésirables n'est constatée entre la population ou les organismes exposés, et les membres du groupe témoin. Certains effets peuvent se manifester à ce niveau, mais ils ne sont pas considérés comme indésirables. Les méthodes pour établir une DSENO varient, mais reposent souvent sur l'application du critère de signification statistique.

Estimation ponctuelle – Valeur numérique unique utilisée pour représenter la situation d'une variable aléatoire. Une estimation ponctuelle élimine (ou ignore) la variabilité et l'incertitude associées à un paramètre ou à une variable.

Évaluation du risque écotoxicologique (ERE) – Processus consistant à évaluer les effets indésirables éventuels sur des populations, des communautés et des organismes non humains causés par des stresseurs chimiques découlant de l'activité humaine. L'ERE a recours à un cadre formel, à une analyse ou à une modélisation pour estimer l'effet des actions anthropiques sur les populations, les communautés et les organismes naturels, et interpréter l'importance de ces effets au regard des incertitudes relevées dans chacun des volets de l'étude.

Extrapolation – Inférence ou estimation qui consiste à généraliser ou à projeter de l'information connue à un domaine (spatial, temporel, biologique ou chimique) qui n'a pas encore été étudié. En statistique, l'extrapolation implique de réaliser une estimation (de la valeur d'une variable à l'extérieur d'une fourchette connue) à partir de valeurs dans une fourchette connue. Elle repose sur l'hypothèse que la valeur estimée suit logiquement les valeurs connues.

Facteur d'application – voir facteur de sécurité.

Facteur d'extrapolation – voir facteur de sécurité.

Facteur d'incertitude – voir facteur de sécurité.

Facteur de sécurité – Aussi appelé « facteur d'application », « facteur d'incertitude » et « facteur d'extrapolation ». Facteur numérique qui est parfois utilisé dans les évaluations des effets. Il est appliqué à des paramètres observés afin de calculer la concentration d'exposition sous laquelle des effets indésirables sont peu susceptibles de se produire. Le facteur est appliqué en raison de l'incertitude et vise à ne pas sous-estimer les risques. L'importance du facteur d'extrapolation diminue à mesure qu'augmentent la quantité et la qualité des données expérimentales ainsi que leur pertinence en regard des organismes d'intérêt. Cette ligne directrice condamne l'utilisation indiscriminée des facteurs de sécurité et recommande d'autres techniques pour évaluer l'incertitude.

Faune – Dans le contexte d'une ERE, ce terme se réfère habituellement à l'ensemble des oiseaux et des mammifères, et parfois aux reptiles et aux amphibiens. Cette catégorie exclut généralement les poissons et les invertébrés.

Interpolation – Estimation d'une valeur (une fonction ou des séries) entre deux valeurs connues. Ce terme peut désigner plus généralement l'attribution de caractéristiques à des membres d'un groupe à la

lumière des observations d'autres membres du même groupe. L'interpolation repose sur l'hypothèse voulant que les membres d'un groupe soient influencés de manière semblable par les processus étudiés.

Limité (dans le sens contraire de « non-limité ») – Se rapporte à un niveau d'exposition dans une étude toxicologique qui n'a entraîné aucun effet dans au moins un groupe de traitement expérimental en plus du groupe témoin, et qui a entraîné des effets dans un autre groupe expérimental. Les valeurs limitées sont généralement préférées aux valeurs non limitées lors de l'établissement d'une VTR.

Masse corporelle - Masse de l'organisme entier. Dans l'usage quotidien, la masse et le "poids" sont souvent utilisés de manière interchangeable, mais pour être scientifiquement cohérents et conformément au Système international d'unités (SI), ce document utilise la masse corporelle (mc) au lieu du poids corporel (p.c.).

Niveau d'effet acceptable (NEA) – Ampleur (ou le taux) de l'effet qui serait considérée comme acceptable pour un paramètre de mesure ou d'évaluation donné. Le NEA opérationnalise un objectif de protection.

Non limité – Se rapporte à un niveau d'exposition (p. ex. une DSENO) dans une étude toxicologique qui n'a entraîné aucun effet dans aucun des groupes expérimentaux ou qui a entraîné des effets dans l'ensemble de ceux-ci. Voir l'entrée sur les valeurs limitées : Les valeurs limitées sont généralement préférées aux valeurs non limitées lors de l'établissement d'une VTR.

Objectif de protection – Énoncé descriptif définissant le niveau de protection souhaité d'un récepteur ou d'un groupe de récepteurs (voir également « niveau d'effet acceptable »).

Pertinence écologique – Mesure dans laquelle un type d'information utilisé dans une ERE (c.-à-d. un paramètre de mesure ou une source de données) peut être légitimement extrapolé à l'échelle d'intérêt biologique (c.-à-d. un paramètre d'évaluation).

Qualitatif – Adjectif se référant à une approche descriptive, c'est-à-dire qui cherche à faire connaître les caractéristiques d'une chose au moyen d'une description au lieu de mesures numériques.

Quantitatif – Adjectif décrivant une approche numérique (application de résultats, de probabilité ou de paramètres mathématiques) au calcul ou à l'analyse des estimations des risques.

Quotient de risque (QR) – Valeur numérique du rapport qui divise une concentration environnementale estimée ou toute autre mesure d'une exposition par un indicateur de réponse. L'indicateur de réponse est habituellement une valeur qui assurerait une protection du récepteur préoccupant. Les CR inférieurs à un (1,0) indiquent un risque négligeable, alors que des CR supérieurs à un signalent qu'une réponse indésirable est possible et qu'une évaluation plus précise ou plus juste des risques devrait être réalisée pour résoudre l'incertitude.

Récepteur préoccupant (RP) – Tout organisme autre que les humains, toute espèce, toute population, toute communauté, ou encore tout habitat ou tout écosystème susceptible d'être exposé à des contaminants potentiellement préoccupants et dont il est question dans l'ERE. L'identification d'un

organisme comme un RP ne signifie pas qu'il subit un préjudice, mais plutôt qu'il existe une voie par laquelle un préjudice peut lui être porté.

Recommandations pour les résidus dans les tissus (RRT) – Critères ou lignes directrices réglementaires qui se rapportent à une concentration corporelle ou tissulaire interne dans un récepteur.

Résidu corporel critique (RCC) – Concentration corporelle ou tissulaire interne qui est associée à une réponse toxicologique chez un récepteur.

Seuil – Ligne de séparation (en unités de concentration ou de dose d'exposition) entre une zone de réponse potentielle et une zone de réponse négligeable. On peut estimer les seuils de manière théorique, au moyen de données ou par une combinaison des deux approches. En raison des variations entre les différents individus et des facteurs environnementaux influant sur les réponses, les seuils sont rarement précis ou invariables. Ainsi, ils expriment généralement l'estimation la plus précise du niveau offrant une protection à la majorité de la population. Une marge de sécurité est souvent intégrée au calcul des seuils.

Toxicité – Observation d'une réponse physiologique ou biologique d'origine chimique qui nuit à la santé d'un organisme.

Toxicologie – Domaine scientifique qui étudie la relation entre des substances posant une préoccupation environnementale et des réponses au sein d'organismes.

Valeur toxicologique de référence (VTR) – Concentration ou dose d'exposition qui ne devrait pas entraîner un niveau d'effet inacceptable chez les récepteurs exposés au contaminant potentiellement préoccupant. Une VTR est une forme de seuil, suivant la définition fournie ci-dessus.

LISTE DES SIGLES

AA	Aucune adéquate
AD	Aucune disponible
AEP	Alberta Environment and Parks
BCMOE	British Columbia Ministry of Environment
BPC	Biphényles polychlorés
BTAG	Biological Technical Assistance Group (région 9 de l'USEPA)
BTEX	Benzène, toluène, éthylbenzène, xylène
CCME	Conseil canadien des ministres de l'environnement
CEAEQ	Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (gouvernement du Québec)
CE_x	Concentration effective ayant des effets sur un pourcentage x d'organismes (p. ex. CE 50)
CI_x	Concentration inhibitrice
CL_x	Concentration létale pour un pourcentage x d'organismes (p. ex. CL 50)
CPP	Contaminant potentiellement préoccupant
COV	Composé organique volatile
DMENO	Dose minimale avec effet nocif observé
DSENO	Dose sans effet nocif observé
ERE	Évaluation du risque écologique
ET	Écart type
F1 F2 F3 F4	Fractions 1, 2, 3, et 4 des mélanges d'hydrocarbures pétroliers, telles que définies par le CCME (2008), qui se distinguent par le nombre d'atomes de carbone
FET	Facteur équivalent toxique
HAP	Hydrocarbures aromatiques polycycliques
HCP	Hydrocarbures pétroliers
MC	Masse corporelle
MEO	Ministère de l'Environnement de l'Ontario
PASCF	Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux
PCDD	Polychlorodibenzo-p-dioxine
PCDF	Polychlorodibenzofurane
QR	Quotient de risque
RCC	Résidus corporels critiques

RP	Récepteur préoccupant
SP	Standard pancanadien
USEPA	United States Environmental Protection Agency
VTR	Valeur toxicologique de référence

PRÉFACE

Les valeurs toxicologiques de référence (VTR) par défaut du plan d'action pour les sites contaminés (PASCF) de ce module ne visent pas à remplacer les VTR sélectionnées ou calculées pour une utilisation propre à un site.

Les VTR sont utilisées en association avec des mesures d'exposition de la faune spécifique à un site comme élément de preuve dans de nombreuses évaluations du risque écotoxicologique. Cependant, la plupart des évaluations du risque écotoxicologique reposent sur plusieurs éléments de preuve. Ainsi, d'autres éléments de preuve pertinents à la faune, comme les observations sur la présence ou l'absence, la densité ou d'autres caractéristiques, sont aussi importantes.

Aussi, les VTR par défaut du PASCF ne remplacent pas les Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement (RCQE). Les VTR par défaut du PASCF de ce module s'appliquent uniquement à la faune, alors que les RCQE utilisées dans le cadre d'une évaluation environnementale de site ou d'une évaluation des risques doivent s'appliquer non seulement à la faune, mais aussi aux invertébrés du sol, aux végétaux, à la migration du sol aux eaux souterraines, à la santé humaine et à d'autres récepteurs. Les VTR ne sont pas basées sur le milieu mais sur le récepteur.

Finalement, les VTR par défaut du PASCF ne sont pas destinées à des fins de mesures correctives (p.ex., pour être utilisées comme objectif de réhabilitation). L'information obtenue par les VTR génériques peut être utilisée pour élaborer des VTR propres à un site (Module 2 (PASCF, 2010b)). Les VTR peuvent être transformées pour obtenir dans certains milieux des objectifs de réhabilitation. Toutefois, il faut comprendre qu'un tel objectif de réhabilitation protégera uniquement les espèces pour lesquelles la VTR a été développée. Par contre, les RCQE ou RFQE (Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement) visent à protéger les espèces les plus sensibles.

1 CONTEXTE

Le Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCF) est un programme dont l'objectif principal est de réduire les risques pour l'environnement et la santé humaine liés aux sites contaminés fédéraux et aux passifs financiers fédéraux associés en évaluant et en assainissant les sites présentant les risques les plus élevés. Le PASCF fournit aux ministères fédéraux, aux organismes et aux sociétés d'État consolidées responsables des sites contaminés (également appelés gardiens) l'orientation, les outils et les ressources nécessaires pour atteindre cet objectif.

Dans le cadre du PASCF, les évaluations des risques pour l'environnement (ERE) sont couramment utilisées comme outil de gestion des sites dans le cas des sites contaminés fédéraux. Le PASCF a élaboré des directives sur l'ERE qui viendront compléter les documents d'orientation existants du CCME (1996a, 1997a). Les directives sur l'ERE du PASCF consistent en un document d'orientation principal et complet sur l'ERE (PASCF, 2012a) et en plusieurs modules particuliers d'orientation technique (PASCF 2010a, 2010b, 2012b, 2013, 2019a, 2019b).

Le présent document est un module d'orientation technique qui recommande des valeurs à utiliser comme VTR par défaut propres à la faune dans l'examen des effets des ERE. Dans ce document, les expressions « faune » et « faunique » s'appliquent aux oiseaux et aux mammifères. Étant donné que les VTR pour d'autres groupes récepteurs fauniques (c.-à-d. les reptiles et les amphibiens) ne sont pas couramment disponibles, elles ne sont pas considérées dans le présent document. Cependant, une base de renseignements toxicologiques plus étendue propres aux amphibiens et aux reptiles est disponible (PASCF, 2019, Document d'orientation pour l'évaluation du risque écotoxicologique - Module 6 : Évaluation des risques écotoxicologiques pour les amphibiens sur les sites contaminés fédéral). Le présent module présente une série de VTR pour des contaminants ou groupes de contaminants qui sont souvent une préoccupation dans les sites contaminés partout au Canada. En fournissant aux gardiens fédéraux et à leurs consultants une liste de VTR par défaut applicables à la faune pour la tenue des ERE, on souhaite conférer une meilleure uniformité et transparence nationales à la gestion des sites contaminés fédéraux. Dans ce module, les VTR par défaut propres à la faune sont sélectionnées afin de fournir un degré très prudent de protection qui correspond au maximum à un niveau d'effet sur les espèces communes allant de minimal à faible, ainsi que le degré de protection inhérente aux recommandations du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) pour la qualité des sols (CCME, 2006; Section 7.5.5). Ces VTR par défaut propres à la faune sélectionnées sont destinées à être utilisées pour les ERE aux sites contaminés fédéraux lorsque la portée du projet ne permet pas l'élaboration de VTR propres au site ou l'application d'une approche fondée sur le poids de la preuve. Les VTR par défaut sélectionnées dans ce module ne sont pas destinées à des fins d'objectif de réhabilitation. Les VTR peuvent être transformées pour obtenir une concentration dans certains milieux à utiliser comme objectif de réhabilitation. Toutefois, il faut comprendre qu'un tel objectif de réhabilitation protégera uniquement les espèces pour lesquelles la VTR a été développée. Par contre, les RCQE ou RFQE (Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement) visent à protéger les espèces les plus sensibles.

1.1 Valeurs toxicologiques de référence propres à la faune dans les évaluations des risques pour l'environnement

Les VTR sont sélectionnées et/ou élaborées à l'étape de la détermination des effets d'une ERE, et sont définies comme des concentrations d'exposition ou doses pour un contaminant potentiellement préoccupant (CPP) qui ne devraient pas causer d'effets à un niveau inacceptable chez un récepteur préoccupant (RP). Les VTR sont propres à un contaminant ainsi qu'à un récepteur, et peuvent aussi être personnalisées pour des situations propres à un site. Les VTR peuvent être réparties en trois catégories selon le mode de calcul et d'application : i) VTR fondée sur la dose (unités de mg de produit chimique/kg de masse corporelle /j), ii) VTR fondée sur la concentration dans le milieu d'exposition (unités de mg de produit chimique/kg de substance du milieu ou mg/L), ou iii) VTR fondée sur la concentration dans les tissus du RP (unités de mg de produit chimique/kg de tissu). Le Module 2 (PASCF, 2010b) fournit des indications détaillées sur l'utilisation de ces trois catégories différentes de VTR dans les ERE.

Les VTR propres à la faune sont souvent fondées sur la dose (unités de mg de produit chimique/kg de masse corporelle /j) lors de l'évaluation des risques via l'ingestion alimentaire de contaminants. Les risques pour la faune sont souvent évalués à l'aide de modèles de chaîne alimentaire qui comprennent toutes les sources par voie orale (p. ex., les aliments, l'eau, l'ingestion accidentelle de particules du sol ou de sédiments). Les VTR fondées sur la concentration dans les tissus (unités de mg de produit chimique/kg de tissu) peuvent aussi être utilisées afin d'évaluer les risques pour la faune, le plus fréquemment s'il s'agit de contaminants qui s'accumulent dans les organismes récepteurs par l'alimentation et/ou le contact avec les milieux d'exposition. Les VTR fondées sur la concentration dans les tissus sont aussi couramment désignés comme résidus corporels critiques (RCC), la concentration corporelle interne ou tissulaire qui provoque une réaction toxicologique chez un récepteur (McCarty et Mackay, 1993).

Dans la détermination des effets d'une ERE, les VTR propres à la faune seraient sélectionnées et/ou élaborées pour la plupart des combinaisons de RP ou CPP. Les principales exceptions incluraient :

1. Les situations pour lesquelles il n'existe aucune donnée de toxicité pertinente publiée, et où la réalisation d'essais de toxicité propres au site n'est pas une option.
2. Les RP comportant des paramètres de mesure qui dépendent de mesures directes des effets sur le terrain ou en laboratoire (p. ex., à l'aide d'une étude de densité, de biomasse ou de migration nette chez les petits mammifères pour évaluer les effets potentiels sur la faune d'une exposition à un mélange de CPP).
3. Les cas où aucun niveau d'effet acceptable n'a été choisi *a priori*. Dans ce cas cependant, bon nombre de procédures décrites dans le Module 2 (PASCF, 2010b) seraient encore utilisées pour générer un profil de réponse (c.-à-d., seulement la dernière étape de la détermination d'une seule VTR associée à une grandeur précise de réponse serait sautée. Veuillez consulter la section 4 du document d'orientation principal sur l'ERE – PASCF, 2012a).

En combinaison avec une estimation de l'exposition pour un récepteur du site à l'étude (exprimée avec les mêmes unités que la VTR), les VTR sont souvent utilisées pendant la phase de caractérisation du risque d'une ERE pour établir les quotients de risque (QR). Le QR est le rapport entre le niveau d'exposition estimé et la VTR. Un QR de 1 est généralement utilisé comme point de repère dans l'ERE pour déterminer si le risque pourrait être inacceptable (c.-à-d., QR supérieur à 1) ou acceptable (c.-à-d., QR inférieur à 1). Risque acceptable ou inacceptable signifie que les effets sur la population ciblée sont négligeables ou important pour l'évaluation des risques. Plus particulièrement, si les niveaux d'exposition des récepteurs au site d'étude ne dépassent pas les VTR, alors aucun risque inacceptable n'est prévu pour ces récepteurs. Si les niveaux d'exposition des récepteurs au site d'étude dépassent les VTR, il est possible, mais non certain, que des effets inacceptables soient observés. Dans le dernier cas, d'autres renseignements sont généralement nécessaires pour réduire l'incertitude et raffiner les estimations de risque. Veuillez consulter le document d'orientation principal de l'ERE du PASCF (PASCF, 2012a) pour une orientation plus complète sur l'utilisation des VTR dans une ERE.

Les VTR ne constituent qu'un outil, qui combinés à des mesures de l'exposition de la faune réalisées sur le site peuvent tenir lieu d'éléments de preuve dans le cadre d'une approche complète selon le « poids de la preuve » de l'ERE. Le fait de recommander l'utilisation de VTR par défaut dans ce module ne suppose pas que les quotients de risque représentent la seule option pour évaluer le risque dans les sites contaminés. Le PASCF (2010b) décrit diverses méthodes et éléments à prendre en considération dans l'analyse des données sur la relation dose-réponse (selon la disponibilité des données pour des combinaisons de RP ou CPP propres à un site) qui vont au-delà de l'analyse préliminaire des quotients de risque. Des publications scientifiques récentes (Allard *et al*., 2010; Hill *et al*., 2014) font aussi état de recommandations pour l'analyse des données sur la relation dose-réponse dans le cadre d'une évaluation des risques pour la faune. Par ailleurs, la recommandation d'une VTR par défaut dans le présent module n'empêche pas l'utilisation d'autres sources de données au cours d'une ERE. Par exemple, d'autres évaluations et modélisations des effets au niveau de la population, ainsi que des observations de la présence ou de l'absence de la faune sur le terrain, de la densité, d'autres attributs ou effets possibles offrent un contexte écologique pour l'application de VTR dans le cadre d'une évaluation du risque. Surtout dans le cas des contaminants et des récepteurs où les VTR disponibles présentent plusieurs limites, d'autres sources de données peuvent offrir des renseignements supplémentaires importants. Veuillez consulter le principal document d'orientation sur l'ERE du PASCF (PASCF, 2012a) pour une orientation plus complète sur l'application d'une approche de type « poids de la preuve » dans le cas des ERE.

1.2 Portée du module

Ce document sélectionne les VTR fondées sur la dose (unités de mg de produit chimique/kg de masse corporelle /j) propre à la faune qui sont recommandées comme valeurs par défaut à l'échelle nationale par le praticien de l'ERE, surtout pour les évaluations préalables et dans les cas où des VTR propres au site n'ont pas encore été élaborées ou sélectionnées. Les VTR par défaut propres à la faune pour le sont sélectionnées afin de fournir un niveau prudent de protection qui correspond au niveau de protection inhérente aux recommandations du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) pour la

qualité des sols (CCME, 2006). Aux fins de sélection des valeurs par défaut, le niveau de protection descriptif visé a été considéré comme atteint lorsqu'il n'y a au maximum que des effets de minimes à faibles sur les espèces communes, ainsi que l'absence d'effets nuisibles à long terme sur les populations locales ou les fonctions des écosystèmes. De même, les VTR pour lesquelles il pouvait être démontré qu'elles sont fondées sur un niveau d'effet de 25 % ou moins (c.-à-d. Concentration effective (CE_{25})/ Concentration inhibitrice (CI_{25}); CCME, 2006, section 7.5.5) ont été considérées comme représentant des effets allant de minimes à faibles sur les espèces communes.

D'autres critères comme les effets sur les individus ou les espèces protégées n'ont pas été pris en considération explicitement dans le cadre de la portée du projet et restent à être examiné selon les particularités du site. Les VTR par défaut pour le PASCF ne sont pas destinées à être utilisées pour des décisions de gestion quant aux mesures correctives (p. ex., niveaux de décontamination), qui exigeraient d'autres considérations propres au site, y compris, par exemple, les concentrations de fond, la biodisponibilité des contaminants, et les caractéristiques détaillées des récepteurs.

Le module 7 présente les VTR génériques par défaut pour les oiseaux ou les mammifères, mais pas pour des récepteurs en particulier. S'il y a des récepteurs préoccupants plus spécifiques à un site, il est toujours possible d'élaborer une nouvelle VTR qui tient compte d'un plus grand nombre de caractéristiques propres au site et au récepteur. Le module 2 de l'ERE du PASCF (FCSAP, 2010b) offre des directives détaillées sur l'élaboration de nouvelles VTR.

Le document d'orientation du PASCF publié décrit la méthodologie de calcul recommandée pour l'élaboration de nouvelles VTR et de valeurs propres au site (PASCF, 2010b), ce qui est la démarche privilégiée pour les sites contaminés fédéraux. Cependant, le PASCF reconnaît que l'élaboration de VTR propres au site n'est pas toujours réalisable, dans lequel cas on peut utiliser les VTR par défaut sélectionnées dans le présent document. Les VTR par défaut propres aux mammifères et aux oiseaux sont offerts pour une liste de 31 contaminants ou groupes de contaminants, y compris une sélection de métaux, d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), de composés organiques volatils ([COV]; benzène, toluène, éthylbenzène, xylènes), d'hydrocarbures pétroliers (HCP), de biphényles polychlorés (BPC) et de dioxines et de furanes (dibenzo-*p*-dioxines polychlorées [PCDD] et dibenzofuranes polychlorées [PCDF]). Ces contaminants ont été choisis pour faire partie du présent module, car ils sont fréquents sur les sites fédéraux contaminés. Pour les contaminants qui ne sont pas dans le présent module, il convient de consulter le document d'orientation existant du gouvernement fédéral sur les VTR (module 2; [PASCF, 2010b]) pour sélectionner et élaborer des VTR propres au site, et un processus de sélection semblable à celui qui a été utilisé dans l'élaboration du présent module devrait être considéré. Qu'il choisisse une VTR par défaut du PASCF, ou qu'il élabore une valeur propre à un site pour l'utiliser dans une ERE, l'évaluateur de risque doit ultimement prendre une décision basée sur une justification défendable.

Chacune des VTR par défaut recommandées dans le présent module reçoit une cote de qualité fondée sur les avantages, les limites et les incertitudes de la VTR individuelle. La mise en évidence de ces avantages, limites et incertitudes vise à aider les gardiens des sites fédéraux à déterminer les cas où

l'élaboration de VTR propres au site pourrait être justifiée. Le niveau attribué à des VTR par défaut sélectionnées pour le PASCF aidera les gardiens à déterminer là où une évaluation du risque peut être influencée par une VTR comportant une incertitude et des limites considérables, et où une évaluation du risque est influencée par une VTR qui est appuyée par un ensemble étendu de données, et respecte la méthodologie de calcul de la VTR recommandée par le PASCF (2010b). Les niveaux attribués aideront aussi à offrir une base uniforme de discussion dans l'examen des conséquences possibles des incertitudes des VTR pour l'évaluation des effets et dans l'ensemble de l'ERE.

1.3 Les valeurs toxicologiques de référence propres à la faune envisagées pour ce module

Les VTR propres à la faune sont disponibles dans une vaste gamme de sources publiées ou non, et peuvent varier considérablement en raison de différences dans la qualité et la diversité des données toxicologiques de base, les objectifs de protection, et/ou les méthodes de calcul. Ce projet n'a pas élaborées de nouvelles VTR, mais a plutôt examiné des valeurs existantes provenant de sources utilisées couramment. Après une évaluation individuelle, les VTR par défaut potentielles propres à la faune ont reçu un niveau d'appréciation d'après leur conformité globale à l'orientation du PASCF pour le calcul des VTR (PASCF, 2010b), et d'après le niveau de confiance dans leur pertinence globalement comme valeur par défaut pour les sites contaminés fédéraux.

Il y avait des limites aux critères utilisés pour sélectionner les VTR par défaut propres à la faune pour le PASCF, y compris ce qui suit :

i. La protection de la santé humaine lors de la consommation de mammifères et d'oiseaux n'a pas été prise en considération. Veuillez consulter Santé Canada pour obtenir les recommandations concernant la protection de la santé humaine pour la consommation de la faune.
ii. La sélection de VTR par défaut n'a généralement pas tenu compte de l'impact cumulatif des mélanges de produits chimiques sur la faune réceptrice (à l'exception des VTR associées au groupes de contaminants partageant le même mode d'action toxique). La faune peut être exposée à un vaste ensemble de contaminants (p. ex., plusieurs métaux) dans des sites contaminés fédéraux. Présentement, les VTR qui représentent explicitement les effets combinés de contaminants agissant par divers modes d'action toxiques ne sont pas généralement disponibles. Les VTR pour les mélanges de contaminants sont limitées à quelques groupes de contaminants qui agiraient grâce à un mode partagé d'action toxique (p. ex., les hydrocarbures aromatiques polycycliques ont en commun une narcose non polaire comme mode d'action).
iii. La sélection des VTR a été axée sur les expositions par voie orale (p. ex., l'exposition par l'alimentation), qui sont généralement considérées comme les voies d'exposition dominantes dans les évaluations du risque chez la faune. Cependant, dans certains cas, il pourrait être justifié d'envisager d'autres voies comme l'inhalation ou l'exposition dermique (CCME, 2006).

iv. La sélection de VTR a été axée sur les VTR fondées sur la dose (unités de mg chimique /kg masse corporelle /j). Il peut être justifié dans certains cas d'inclure d'autres catégories de VTR afin d'évaluer les risques pour la faune, telles que les VTR fondées sur la concentration dans les aliments ou le milieu d'exposition (unités de mg de produit chimique/kg de milieu ou mg de produit chimique/L). Les VTR fondés sur la concentration dans les tissus (unités de mg de produit chimique/kg de tissu) sont un autre type de VTR utilisé communément pour les contaminants bioaccumulables (PASCF, 2010a). Par exemple, le ministère de l'Environnement de Colombie-Britannique (BCMOE) a élaboré une ligne directrice pour le sélénium dans les tissus d'œufs d'oiseau, à des fins de protection de la faune (BCMOE, 2014).

v. Module 7 était axé sur les VTR calculées à partir de paramètres toxicologiques pour la survie, la croissance et la reproduction. Cependant, d'autres paramètres peuvent être pertinents pour les ERA spécifiques à un site pour les mammifères et les oiseaux, y compris les espèces protégées. Par exemple, certains contaminants examinés dans ce rapport, tels que les HAP, ont aussi été associés au cancer chez la faune (McAloose et Newton, 2009). Le cancer n'a pas été pris en considération directement comme paramètre d'effets dans cette évaluation. Cependant, cela pourrait constituer une considération dans les ERE propres à un site pour les mammifères et les oiseaux, y compris les espèces protégées.

2 ORIENTATION

Cette section présente les valeurs par défaut recommandées pour le PASCF, ainsi que les cotes (A, B ou C) attribuées à chaque VTR par défaut du PASCF, propre à chaque récepteur et contaminant. La cote de VTR par défaut pour le PASCF est fondé sur une évaluation de la conformité globale de cette VTR à l'orientation du PASCF concernant le calcul de la valeur, et sur le degré de confiance dans sa pertinence à titre de valeur par défaut pour les sites contaminés fédéraux. Des renseignements détaillés et une justification à l'appui de la sélection de chaque VTR par défaut pour le PASCF sont présentés à **l'annexe A**. Nous recommandons fortement à l'utilisateur du présent module d'examiner l'**annexe B**, qui décrit les méthodes et les critères utilisés pour sélectionner les VTR par défaut du PASCF. Ces méthodes sont tirées du document d'orientation du PASCF (2010b) sur l'élaboration des VTR. Les méthodes d'évaluation comprenaient un ensemble de dix caractéristiques évaluées pour chacune des VTR potentielles : i) nombre d'études ayant servi à calculer la VTR, ii) méthodes de calcul de la dose minimale avec effet nocif observé (DMENO), de la dose sans effet nocif observé (DSENO) ou de la relation dose-réponse, iii) données de toxicité avec ou sans limite (pour des VTR fondées sur la DMENO/DSENO), iv) recours à l'ajustement allométrique, v) recours à des facteurs d'incertitude, vi) espèces étudiées dans les essais toxicologiques sous-jacents, vii) critères d'effets (paramètres), viii) pertinence des conditions expérimentales d'exposition et voies d'exposition, ix) degré de protection, et x) toute autre grande préoccupation relevée pour une VTR potentielle. On peut consulter l'**annexe B** pour obtenir plus de détails sur l'évaluation de chacune des caractéristiques. Les sources qui ont été examinées pour trouver des VTR par défaut potentielles à des fins d'évaluation sont décrites dans **l'annexe C**. D'autres instructions sur le mode d'utilisation des VTR pour une ERE sont offertes dans le principal document

d'orientation sur l'ERE du PASCF (PASCF, 2012a). Toutes les VTR présentées dans le présent module étaient à jour au moment de la rédaction du module 7. Il en va de la responsabilité de l'utilisateur de vérifier que les VTR sont à jour au moment de leur utilisation et qu'elles sont adéquates pour le site visé par l'évaluation des risques.

2.1 Comment interpréter les cotes attribuées aux les valeurs toxicologiques de référence sélectionnées

Les VTR évaluées dans ce projet présentent une vaste gamme d'avantages et de limites pour les différents groupes de récepteurs et de contaminants, produisant ultimement divers degrés de confiance dans l'ensemble des VTR sélectionnées en termes de niveau d'harmonisation avec l'orientation du PASCF pour le calcul des VTR. L'utilisation d'un système de classification des VTR par défaut du PASCF aidera les gardiens, les conseillers et les évaluateurs du gouvernement à reconnaître clairement les sources d'incertitude et les limites relatives aux VTR sélectionnées utilisées pour l'évaluation des effets dans les ERE. L'analyse présentée dans ce rapport facilitera aussi la compréhension et la prise en considération uniformes dans l'ensemble des sites fédéraux, des conséquences possibles des limites des VTR sélectionnées sur l'évaluation des risques aux sites contaminés fédéraux. Le degré de confiance associé à une VTR par défaut est indiqué par l'une des trois classes (A, B ou C). Dans certains cas, aucune VTR par défaut du PASCF n'a été sélectionnée. Soit qu'il n'y avait aucune VTR disponible à évaluer au moment de la rédaction (c.-à-d., A.D. = aucune disponible), soit que les VTR disponibles et évaluées étaient jugées insuffisantes ou inadéquates comme valeurs par défaut pour le PASCF (A.A. = aucune adéquate). Chacune des cinq classes possibles (A, B, C, A.D. et A.A.) sont décrites de façon détaillée ci-dessous.

CLASSE A

Les VTR dans cette catégorie sont recommandées comme valeurs par défaut pour le PASCF parce qu'elles respectent l'orientation du PASCF en matière de VTR, et qu'il existe un degré élevé de confiance dans leur pertinence globalement comme valeur par défaut pour les sites contaminés fédéraux. Pour les VTR de classe A, il y avait suffisamment de renseignements sur les données toxicologiques de base, la méthodologie de calcul respectait généralement l'orientation recommandée du PASCF (PASCF, 2010b), et les VTR étaient susceptibles de fournir un niveau prudent de protection associé à un niveau d'effet allant, au maximum, de faible à minimal sur les espèces communes (c.-à-d. CE_{25}/CI_{25}; CCME, 2006, Section 7.5.5).

Ces VTR par défaut sélectionnées ne sont toutefois pas sans limites. Par exemple, dans certains cas, il y a un manque de quantification de l'ampleur de l'effet associé à la VTR sélectionnée. Afin d'atténuer ces limites, le calcul de futures VTR devrait utiliser la méthodologie précisée dans le PASCF (2010b), qui est plus conforme aux recommandations scientifiques actuelles (p. ex., Allard *et al.*, 2010). Par exemple, la compilation et l'analyse des données sur la relation dose-réponse dans un large ensemble d'études toxicologiques pertinentes pourraient mener à l'établissement de VTR avec un niveau quantitatif de protection associé. Cependant, ces mesures sont une faible priorité en ce moment pour les récepteurs

et les contaminants avec des VTR de classe A, car il est peu probable qu'elles modifient le résultat de l'évaluation utilisée dans ce module pour sélectionner les VTR par défaut du PASCF.

Des VTR propres à un site particulier, qui seraient élaborées selon l'orientation du PASCF (PASCF, 2010b), peuvent toujours être utilisées au lieu des VTR par défaut. Même si l'élaboration de VTR propres au site peut prendre du temps, elle est généralement avantageuse parce qu'elle permet d'intégrer des conditions et des objectifs propres au site et, par conséquent, mener à une évaluation du risque plus adaptée au site.

CLASSE B

Même si les VTR de cette catégorie sont recommandées comme VTR par défaut pour le PASCF, comme elles présentent certaines incohérences relativement à l'orientation du PASCF en matière de VTR, le degré de confiance est modéré à l'égard de leur pertinence globale à titre de valeur par défaut pour les sites contaminés fédéraux. Parmi les limites des VTR de classe B, on compte les ensembles de données toxicologiques de base limités, ou l'absence d'une quantification de l'importance de l'effet (p. ex., une VTR fondée sur une DSENO).

Si l'évaluation du risque à un site est liée à une VTR de classe B :

- consultez l'évaluation propre au récepteur et au contaminant dans l'**annexe A** afin d'examiner les limites et la justification pour le niveau modéré attribué à la VTR par défaut du PASCF;
- considérez les conséquences des limites des VTR relativement au site et les mesures possibles pour améliorer ou corriger ces limites (y compris possiblement calculer des VTR propres au site); ou
- recherchez d'autres sources de données pour contribuer à l'évaluation de risque.

CLASSE C

Même si les VTR de cette catégorie sont recommandées comme VTR par défaut pour le PASCF, comme elles présentent des incohérences considérables relativement à l'orientation du PASCF en matière de VTR, le degré de confiance est faible à l'égard de leur pertinence globale à titre de valeur par défaut pour les sites contaminés fédéraux. Le calcul à partir d'une seule étude toxicologique est un exemple de limite d'une VTR de classe C. Même si une VTR de classe C répond à très peu de critères servant à sélectionner les valeurs par défaut, elle représente dans bien des cas la seule VTR disponible pour un contaminant et un récepteur, et les limites qui ont été déterminées n'empêchent pas son utilisation comme valeur par défaut pour le PASCF. En conséquence, les VTR de cette catégorie peuvent être appliquées à titre de valeur par défaut aux sites contaminés fédéraux en raison de l'absence d'un substitut plus approprié. Cependant, il est important de reconnaître leurs limites considérables ainsi que les conséquences possibles de l'incertitude associée aux VTR de classe C dans une ERE.

Si l'évaluation du risque à un site est liée à une VTR de classe C :

- consultez l'évaluation propre au récepteur et au contaminant dans l'**annexe A** afin d'examiner les limites précises et la justification pour le faible niveau attribué à la VTR par défaut du PASCF;

- considérez les conséquences des limites de la VTR relativement au site et déterminez les mesures possibles pour améliorer ou corriger ces limites;
- considérez l'élaboration de VTR propres au site, et/ou l'application de la méthodologie de calcul de la VTR décrite au Module 2 (PASCF, 2010b) en utilisant les données toxicologiques existantes disponibles;
- envisagez une recherche dans les principales publications pour découvrir des données toxicologiques supplémentaires afin de les inclure dans l'élaboration de VTR propres au site, qui appliquent la méthodologie actuelle recommandée (PASCF, 2010b);
- envisagez l'utilisation d'autres approches pertinentes pour régler le problème lié aux données toxicologiques limitées dans une évaluation des effets (p. ex., Hill *et al*., 2014); ou
- recherchez d'autres sources de données afin de les intégrer à l'évaluation de risque.

A.A. Aucune adéquate

Certains contaminants et récepteurs étaient associés à des VTR potentielles qui, après avoir été évaluées, ont été jugées inadéquates ou insuffisantes à titre de valeur par défaut pour les sites contaminés fédéraux d'après les critères de sélection appliqués dans ce module. Il a été déterminé que les limites et les incertitudes associées aux VTR disponibles pour ces contaminants et récepteurs étaient suffisantes pour empêcher leur sélection comme valeur par défaut pour le PASCF. En particulier, les VTR soupçonnées d'être associées à un niveau d'effet supérieur à celui allant de minimal à faible (p. ex., les VTR calculées à partir d'une CL_{50} ou de la DMENO la plus faible associée à une ampleur d'effet non quantifiée) n'ont pas été sélectionnées comme valeur par défaut pour le PASCF. D'autres exemples incluent les VTR fondées sur une seule étude d'exposition à une dose unique; les VTR fondées sur des données de paramètres de mesures dont la pertinence biologique est incertaine (p. ex., l'immunosuppression); d'importants écarts non résolubles entre les VTR potentielles; des données toxicologiques limitées; ou des VTR fondées sur une seule DSENO sans limites.

Si l'on soupçonne qu'un risque à un site est lié à un contaminant pour lequel aucune VTR par défaut n'est adéquate :

- les VTR évaluées mais non sélectionnées (voir l'**annexe A** pour les VTR non sélectionnées) ne seront pas acceptées comme utilisation par défaut sur les sites du PASCF;
- consultez l'évaluation propre au récepteur et au contaminant à l'annexe A afin d'examiner les limites précises et la justification qui expliquent pourquoi aucune valeur potentielle disponible n'a été choisie comme valeur par défaut;
- considérez les conséquences des limites de la VTR propre à un site, et déterminez les mesures possibles pour améliorer ou corriger ces limites;
- évaluez les VTR disponibles en fonction des considérations propres au site afin de déterminer leur pertinence par rapport aux circonstances du site.
- considérez l'élaboration de VTR propres à un site, et/ou l'application de la méthodologie de calcul de la VTR décrite au Module 2 (PASCF, 2010b) en utilisant les données toxicologiques existantes disponibles;

- envisagez une recherche dans les principales publications pour découvrir des données toxicologiques supplémentaires afin de les inclure dans l'élaboration de VTR propres au site, qui appliquent la méthodologie actuelle recommandée (PASCF, 2010b);
- envisagez l'utilisation d'autres approches pertinentes pour régler le problème lié aux données toxicologiques limitées dans une évaluation des effets (p. ex., Hill *et al*., 2014); ou
- recherchez d'autres sources de données afin de les intégrer à l'évaluation de risque.

A.D. Aucune disponible

Aucune source de VTR consultée n'a permis d'obtenir de VTR ou de données toxicologiques à évaluer. Si l'on soupçonne qu'un risque à un site est lié à un contaminant pour lequel il n'existe pas de valeurs disponibles :

- envisagez potentiellement un examen plus approfondi des principales publications afin d'obtenir d'autres données toxicologiques auxquelles peuvent être appliquées la méthodologie du PASCF et/ou d'autres approches pertinentes pour régler le problème lié aux données toxicologiques limitées dans une évaluation des effets (p. ex., Hill *et al*., 2014); ou
- recherchez d'autres sources de données et/ou justifications pour évaluer le risque d'effets nocifs produits par ces contaminants.

2.2 Les valeurs toxicologiques de référence par défaut pour le PASCF

Le tableau 1 ci-dessous résume les VTR par défaut recommandées pour le PASCF ainsi que la cote qui leur a été attribué. Pour certains récepteurs et contaminants, aucune VTR n'a pu être recommandée comme valeur par défaut pour le PASCF au moment de la rédaction, soit parce que i) aucune VTR n'était disponible à des fins d'évaluation (c.-à-d., A.D., aucune disponible), ou ii) aucune des VTR potentielles disponibles n'a été jugée adéquate comme valeur par défaut pour le PASCF (c.-à-d., A.A., aucune adéquate). Il est fortement recommandé de lire l'**annexe A** pour comprendre les avantages, les limites et les conséquences possibles de chaque VTR en fonction des particularités d'un site, avant d'utiliser une VTR par défaut recommandée du PASCF pour évaluer les risques pour l'environnement.

Tableau 1 : Valeurs de référence de toxicité pour la faune (VTR) basées sur les doses recommandées par le Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCF) comme valeurs par défaut à utiliser dans les évaluations des risques pour l'environnement. (Consultez l'annexe A pour savoir comment utiliser chaque VTR[1])

Produit chimique	Mammifères			Oiseaux		
	Classe[2]	VTR (mg/kg mc/j)	Source[3]	Classe[2]	VTR (mg/kg mc/j)	Source[3]
Métaux et substances inorganiques						
Arsenic (inorganique)	A	1,04	USEPA, 2005a	A	4,4	CEAEQ, 2012
Baryum	C	51,8	USEPA, 2005b	B	51,3	CEAEQ, 2012
Cadmium	A	0,77	USEPA, 2005c	B	2,1	CEAEQ, 2012
Chrome (hexavalent)	B	9,24	USEPA, 2008	C	16	Condor *et al.*, 2009
Chrome (total)	C	2,4	USEPA, 2008	C	2,66	USEPA, 2008
Cuivre	A	5,6	USEPA, 2007a	A	4,5	CEAEQ, 2012
Cyanure libre ($HCN+CN^-$)	A.A.			A.A.		
Plomb	B	4,7	USEPA, 2005d	B	1,63	USEPA, 2005d
Mercure (inorganique)	B	5,8	CEAEQ, 2012	B	0,8	CEAEQ, 2012
Nickel	B	1,7	USEPA, 2007b	B	6,71	USEPA, 2007b
Sélénium	B	0,143	USEPA, 2007c	B	0,29	USEPA, 2007c
Thallium	B	0,015	Williams *et al.*, 2015	A.A.		
Uranium	B	6,13	Sample *et al.*, 1996	A.A.		
Vanadium	B	4,16	USEPA, 2005e	B	0,344	USEPA, 2005e
Zinc	B	75,4	USEPA, 2007e	B	66,1	USEPA, 2007e
Hydrocarbures aromatiques polycycliques à poids moléculaire faible (HAP PMF)						
Anthracène	A.A.			A.D.		
Fluorène	A.A.			A.D.		
Naphtalène	B	14,3	LANL, 2014	C	7,7	Klasing, 2007
Phénanthrène	A.A.			A.D.		
HAP PMF	B	65,6	USEPA, 2007d	C	7,7	Parametrix *et al.*, 2010
Hydrocarbures aromatiques polycycliques à poids moléculaire élevé (HAP PME)						
benzo[*a*]anthracène	A.A.			C	0,107	LANL, 2014
Benzo[*a*]pyrène	C	3,6	CEAEQ, 2012	C	0,001	USEPA, 1999
Pyrène	A.A.			C	20,5	LANL, 2014
HAP PME	B	0,615	USEPA, 2007d	A.A.		
Composés organiques volatils (COV)						
Benzène	B	2,62	Sanexen, 2002	A.D.		
Éthylbenzène	C	0,7	Sanexen, 2002	A.D.		
toluène	C	26	Sample *et al.*, 1996	A.D.		
Xylène	A.A.			C	107	LANL, 2014
Hydrocarbures pétroliers (HCP)						

Produit chimique	Mammifères			Oiseaux		
	Classe[2]	VTR (mg/kg mc/j)	Source[3]	Classe[2]	VTR (mg/kg mc/j)	Source[3]
Total de HCP; Fractions SP CCME	C C	210; F1: 48,7; F2: 44,7; F3: 72,5; F4: 38,2	CCME, 2008 AEP, 2010 et CCME, 2008	C	125 A.D.	Szaro, 1977
Biphényles polychlorés (BPC) et dibenzo-*p*-dioxines/furanes polychlorées (DDPC/DFPC)						
FET du total de BPC	C	FET de 0,19 ng/ kg mc/j	CCME, 2001a	C	FET de 2,3 ng/ kg mc/j	CCME, 2001a
FET du total des DDPC/DFPC	C	0,17 ng FET/kg mc/j	CCME, 2001b	C	4,47 ng FET/kg mc/j	CCME, 2001b

Abréviations du tableau1 :

A.A. = aucune adéquate; **A.D.** = aucune disponible; **AEP** = Alberta Environment and Parks; **BPC** = biphényles polychlorés; **CCME** = Conseil canadien des ministres de l'Environnement; **CEAEQ** = Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec; **COV** = composé organique volatils; **DDPC** = dibenzo-*p*-dioxines**/DFPC** = furanes polychlorés; **FET** = facteurs d'équivalence toxique; **HAP** = hydrocarbures aromatiques polycycliques; **HCP** = hydrocarbures pétroliers; **LANL** = Los Alamos National Laboratory; **PME** = poids moléculaire élevé; **PMF** = poids moléculaire faible; **USEPA** = United States Environmental Protection Agency; and **VTR** = valeurs toxicologiques de référence.

Notes en bas de page du tableau 1

1. Veuillez consulter l'**annexe A** pour obtenir une description détaillée des avantages et des limites associés à chaque paire de contaminant et récepteur. L'annexe A offre aussi une liste complète de toutes les VTR potentielles pour tous les contaminants et récepteurs qui ont été évalués à titre de VTR par défaut potentielles pour le PASCF.

2. On a attribué à chaque paire de contaminant et récepteur l'une des cinq classes suivantes en s'appuyant sur la conformité à l'orientation du PASCF pour le calcul des VTR, et sur un degré de confiance dans la pertinence globale comme valeur par défaut pour les sites contaminés fédéraux (voir la **section 2.2** du présent rapport pour connaître d'autres répercussions en lien avec chaque classe) :

A = Recommandée comme VTR par défaut pour le PASCF, généralement conforme à l'orientation du PASCF en matière de VTR, et haut degré de confiance dans sa pertinence globale à titre de valeur par défaut pour les sites contaminés fédéraux.

B = Recommandée comme VTR par défaut pour le PASCF, mais comportant certaines incohérences relativement à l'orientation du PASCF en matière de VTR, et degré de confiance modéré dans sa pertinence globale à titre de valeur par défaut pour les sites contaminés fédéraux.

C = Recommandée comme VTR par défaut pour le PASCF, mais comportant des incohérences considérables relativement à l'orientation du PASCF en matière de VTR, et faible degré de confiance dans sa pertinence globale à titre de valeur par défaut pour les sites contaminés fédéraux.

A.A. = Aucune adéquate. Aucune VTR n'a été recommandée comme valeur par défaut pour le PASCF parce qu'aucune des VTR disponibles n'était considérée comme adéquate pour répondre aux critères du PASCF.

A.D. = Aucune disponible. Aucune VTR n'a été recommandée pour le PASCF parce qu'aucune n'était disponible à des fins d'évaluation.

3. La source de la VTR cite la référence principale associée à la première publication de la VTR. Les VTR sélectionnées pourraient aussi avoir été choisies ou citées par d'autres sources qui ne sont pas indiquées dans ce tableau (p. ex., Allaway et Stodola, 2011; Dillon, 2013).

2.3 Vers des valeurs toxicologiques de référence améliorées propres à la faune dans les évaluation du risque écotoxicologique

Diverses limites sont associées aux VTR existantes qui peuvent être utilisées actuellement dans les ERE (Mayfield et Fairbrother, 2012; Mayfield *et al.*, 2013), y compris les limites liées aux VTR qui ont été sélectionnées dans ce module comme valeurs par défaut pour le PASCF. En conséquence, il y a encore place à l'amélioration des futures VTR propres à la faune (tant les VTR propres au site que toutes les VTR futures ou génériques par défaut pour le PASCF), en utilisant la méthodologie recommandée pour le calcul des VTR tel que décrit dans le PASCF (2010b). Certains des points clés généraux à considérer pour l'évaluation et l'élaboration de futures VTR comprennent les éléments suivants :

- Compilation des données sur la relation dose-réponse dans les études toxicologiques
- Quantification de l'ampleur de l'effet associée aux données toxicologiques
- Quantification de l'incertitude associée aux données sur la dose-réponse toxicologique (p. ex., l'intervalle de confiance autour d'une CE_{20} calculée à partir de données sur la relation dose-réponse)
- Intégration de renseignements obtenus dans plusieurs études, plutôt que dans une seule étude toxicologique
- Prise en considération d'un examen des VTR calculées pour la protection de la santé humaine, qui sont souvent fondés sur des données toxicologiques obtenues chez les rongeurs et qui sont donc potentiellement pertinentes pour le calcul de nouvelles VTR chez les mammifères sauvages.

Divers produits pourraient être élaborés à partir des processus d'évaluation et d'élaboration de futures VTR incluant la compilation d'une base de données complète sur la relation dose-réponse (telle que recommandée dans Allard *et al*., 2010). Cette dernière faciliterait considérablement le travail de la communauté élargie des praticiens de l'ERE et pourrait contribuer à réduire les efforts de chevauchement de plusieurs organismes qui utilisent des données semblables aux mêmes fins, soit d'évaluer les risques de l'exposition aux contaminants pour la faune.

Lorsque les nouvelles VTR seront calculées (soit les futures valeurs par défaut pour le PASCF, ou les valeurs propres au site), l'attribution en matière de priorité devra tenir compte des classes des VTR par défaut existantes, et accorder la priorité aux paires de récepteur et contaminant, soit sans valeur par défaut sélectionnée, soit avec des VTR ayant une cote faible.

3 RÉFÉRENCES

[AEP] Alberta Environment and Parks. 2016. Alberta Tier 1 Soil and Groundwater Remediation Guidelines. Edmonton (Alberta) : Alberta Environment and Parks, Land Policy Branch. Consulté en fev 2019 à partir de : https://open.alberta.ca/dataset/842becf6-dc0c-4cc7-8b29-e3f383133ddc/resource/1b851705-0622-485d-beee-752a627bdfc4/download/2016-albertatier1guidelines-feb02-2016a.pdf

Allard, P., Fairbrother, A., Hope, B.K., Hull, R.N., Johnson, M.S., Kapustka, L., Mann, G., McDonald, et Sample, B.. 2010. Recommendations for the development and application of wildlife toxicity reference values. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 6(1), 28-37.

Allaway, C., et Stodola, J. (2011). Recommended matrix of terrestrial Toxicity Reference Values for FCSAP projects. Ottawa : Bureau national des recommandations et des normes, Environnement Canada Rapport interne non publié.

Allcroft, R. N., Burns, K., et Lewis, G. (1961). Effect of high levels of copper in rations for pigs. *Veterinary Record,* 73: 714.

Ambrose, A. M., Larson, P., Borzelleca, J. F., et Hennigar Jr., G. R. (1976). Long-term toxicologic assessment of nickel in rats and dogs. *Journal of Food Science and Technology, 13*, 181-187.

Asmatullah, Noreen, M.A. 1999. Effect of oral administration of hexavalent chromium on total body weight, chromium uptake and histological sturcutre of mouse liver. As cited in USEPA 2008.

Aulerich, R. J., Ringer, R. K., et Iwamoto, S. (1974). Effects of dietary mercury on mink. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 2(1),* 43-51.

Azar, A., Trchimowicz, H.J., and Maxfield, M.E. 1973. Review of lead studies in animals carried out at Haskell Laboratory – Two year feeding study and response to hemorrhage study. In: Barth D., A. Berlin, R. Engel, P. Recht and J. Smeets, Ed. Environmental health aspects of lead: Proceedings International Symposium; October 1972; Amsterdam, The Netherlands. Commission of the European Communities, Luxemberg. p. 199-208.

[BC MoE] Ministère de l'Environnement de Colombie-Britannique. (2014). Ambient water quality guidelines for selenium. Rapport technique mettre à jour. Victoria (Colombie-Britannique) : Ministry of Environment, Water Protection and Sustainability Branch. 257 p. Consulté en Avril 2019 à partir de : https://www2.gov.bc.ca/assets/gov/environment/air-land-water/water/waterquality/wqgs-wqos/approved-wqgs/bc_moe_se_wqg.pdf

Beall, B. N. 2007. Acute, sub-acute, and sub-chronic effects of polycyclic aromatic hydrocarbons in northern bobwhite quail (*Colinus virginianus*). (thèse de doctorat). Texas Tech University.

Brown, K.G. et Erdreich, L.S.. 1989. Statistical uncertainty in the no-observed adverse effect level. *Fundamental and Applied Toxicology, 13,* 235-244.

Brunstrom, B., Broman, D. et Näf, C. 1991. Toxicity and EROD-inducing potency of 24 polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in chick embryos. *Archives of Toxicology*, 65, 485-489.

Butkauskas, D. and Sruoga, A. 2004. Effect of lead and chromium on reproductive success of Japanese quail. Enviornmental toxicology. 19. 412-5.10.1002/tox.20021. As cited in Condor *et al.*, 2009.

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 1996a. Cadre pour l'évaluation du risque écotoxicologique : Orientation générale. Conseil canadien des ministres de l'environnement. Winnipeg, Manitoba.

CCME. 1996b *Canadian Soil Quality Guidelines for Free Cyanide: Environmental and Human Health – Supporting Document.* Et, *Canadian Soil Quality Guidelines for Cadmium: Environmental and Human Health – Supporting Document*" – Versions définitives – Décembre 1996. Telles que citées dans Allaway et Stodola (2011), et MEO (2011). Il existe d'autres versions plus récentes de ces documents à partir de mars 2015 (1997 pour Cyanide; 1999 pour Cadmium). Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg (Man.)

CCME. 1997a. Cadre pour l'évaluation du risque écotoxicologique : Annexes techniques. Conseil canadien des ministres de l'environnement. Winnipeg, Manitoba.

CCME. 1997b *Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : environnement et santé humaine - Arsenic; Cyanure; Cuivre* (telles que citées dans Allaway et Stodola, 2011; MEO, 2011; en date de mars 2015, la plus récente version du document sur le cuivre est celle de 1999). Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg, Manitoba.

CCME. 1999a. Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : Environnement et santé humaine — cadmium (1999), dans Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, 1999, Winnipeg, le Conseil. [consulté le 2 décembre 2019] http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/fr/173

CCME. 1999b. Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : Environnement et santé humaine — chrome (total 1997) (VI 1999), dans Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, 1999, Winnipeg, le Conseil. [consulté le 2 décembre 2019] http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/fr/174

CCME. 1999c. Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : Environnement et santé humaine — cuivre (1999), dans Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, 1999, Winnipeg, le Conseil. [consulté le 2 décembre 2019] http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/fr/175

CCME. 1999d. Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : Environnement et santé humaine — mercure (inorganique) (1999), dans Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, 1999, Winnipeg, le Conseil. [consulté le 2 décembre 2019] http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/fr/182

CCME. 1999e. Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : Environnement et santé humaine — thallium (1999), dans Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, 1999, Winnipeg, le Conseil. [consulté le 2 décembre 2019] http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/fr/194

CCME. 2000. *Recommandations canadiennes pour les résidus dans les tissus : protection des espèces fauniques consommant le biote aquatique - Méthylmercure.* Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg, Manitoba.

CCME. 2001a. *Recommandations canadiennes pour les résidus dans les tissus : protection des espèces fauniques consommant le biote aquatique - Biphényles polychlorés (BPC).* Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg, Manitoba.

CCME. 2004. Recommandations canadiennes pour les résidus dans les tissus vivant la protection des espèces fauniques qui consomment le biote aquatique : polychlorodibenzo-p-dioxines et polychlorodibenzo-furannes (PCDD et PCDF). Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg, Manitoba

CCME. 2004. *Canadian soil quality guidelines for the protection of environmental and human health: Ethylbenzene.* [les plus récentes en date de mars 2015 Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg, Manitoba.

CCME. 2006. Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé humaine. Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg (Man.) PN 1333, 213 p.

CCME. 2007. Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : Environnement et santé humaine – uranium. Dans : Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, 1999, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg. [consulté le 2 décembre 2019] http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/fr/197

CCME. 2008. *Canada-wide Standard for petroleum hydrocarbons (PHC) in Soil: Scientific Rationale.* Supporting Technical Document (en anglais seulement; sommaire en français) PN 1399. Consulté en mars 2015 à partir de : http://www.ccme.ca/files/Resources/csm/phc_cws/pn_1399_phc_sr_std_1.2_e.pdf

CCME. 2009. *Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : environnement et santé humaine - Selenium.* (les plus récentes en date de mars 2015) Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg (Man.) [consulté le 2 décembre 2019] http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/fr/245

CCME. 2010. *Canadian Soil Quality Guidelines: Carcinogenic and other polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) - Environmental and Human Health Effects*. Scientific Criteria Document (révisé) (en anglais seulement). PN 1445. 215 p. Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg (Man.)

CCME. 2013. *Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : environnement et santé humaine - Baryum* (les plus récentes en date de mars 2015) Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg (Man.)

CCME. 2018. Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : protection de l'environnement et de la santé humaine - zinc (2018). Dans : Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg, 1999. [consulté le 2 décembre 2019] http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/fr/256

[CEAEQ] Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. (2000). Valeurs de référence intérimaires pour les récepteurs terrestres. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. Québec : Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 129 p.

CEAEQ. 2012. Valeurs de référence pour les récepteurs terrestres. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. Québec : Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. 28 p.

Clawson, A. B., Bunyea, H., et Couch, J. F. (1934). Remedies for cyanide poisoning in sheep and cattle. *Journal of the Washington Academy of Sciences, 24* (9), 369-385.

Condor, J.M., Sorensen, M.T., Leitman, P., Martello, L.B., et Wenning, R.J. 2009. Avian ecological risk potential in an urbanized estuary: Lower Hackensack River, New Jersey, U.S.A. *Science of the Total Environment, 407*: 1035-1047.

Coppock, R.W et Campbell, C.A.J., 1997. *Risk Assessment*. Chapitre 16, dans G.E.Chalmers, dir. de publ. A Literature Review and Discussion of the Toxicological Hazards of Oilfield Pollutants in Cattle. Alberta Research Council, Vegreville. p. 363-381.

Culp, S. J., Gaylor, D. W., Sheldon, W., Goldstein, L., et Beland, F. A. 1998. A comparison of the tumors induced by coal tar and benzo(a)pyrene in a 2-year bioassay. *Carcinogenesis, 19*(1), 117-124.

Czarnecki, G. L., Baker, D. H., et Garst, D. H. 1984. Arsenic-sulfur amino-acid interactions in the chick. *Journal of Animal Science, 59*, 1573-1581.

De Caprio, A.P., McMartin, D.N., O'Keefe, P.W., Rej, R., Silkworth, J.B., et Kaminsky, L.W. 1986. Subchronic oral toxicity of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*dioxin in the guinea pig: Comparisons with a polychlorinated biphenyl-containing transformer fluid pyrolysate. *Fundamental and Applied Toxicology, 6*(3), 454-463.

Dillon Groupe Conseil Limitée. (2013). Recommended Default Terrestrial Toxicity Reference Values for FCSAP Projects. Dillon Groupe Conseil Limitée. Rapport interne non publié.

Domingo, J. L., Paternain, J. L., Llobet, J. M., et Corbella, J. 1986. Effects of vanadium on reproduction, gestation, parturition and lactation in rats upon oral administration. *Life Sciences*, 39(9), 819-824.

Donato, D. B., Nichols, A., Possingham, H., Moore, M., Ricci, P.F., et Noller, B.N. 2007. A critical review of the effects of gold cyanide-bearing tailings solutions on wildlife. *Environment International, (33)*, 974-984.

Edens, F. W., et Garlich, J. D. 1983. Lead-induced egg production decrease in leghorn and Japanese quail hens*. Poultry Sciences*, 62(9), 1757-1763.

Edwards, D. A., Andriot, M. D., Amoruso, M. A., Tummey, A. C., Bevan, C. J., Tveit, A., et Hayes, L. A. (1997). *Development of fraction specific reference doses (RfDs) and reference concentrations (RfCs) for total petroleum hydrocarbons (TPH).* Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group Series: Volume 4. [Amherst, Massachusetts]: Amherst Scientific Publishers.

Eisler, R. 1987. Polycyclic aromatic hydrocarbon hazards to fish, wildlife and invertebrates: A synoptic review. Biological Report Publication No. 85(1.11). Contaminant Hazard Reviews Report No. 11. U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Patuxent Wildlife Research Center, Laurel, MD.

El-Begearmi, M. M., et Combs, G. F., Jr. 1982. Dietary effects on selenite toxicity in the chick. *Poultry Science, 61* (4), 770-776.

Environnement Canada. 2001. Canadian Soil Quality Guidelines for Polychlorinated Biphenyls (PCBs): Environmental Health. Scientific Supporting Document. Ecosystem Health: Science-based Solutions Report No. 1-2. National Guidelines and Standards Office, Environmental Quality Branch, Environment Canada. Ottawa. [accessed December 2, 2019] http://publications.gc.ca/collections/Collection/En40-236-1-2001E.pdf

Environnement Canada. 2005a. Canadian Soil Quality Guidelines for the Protection of Environmental and Human Health: Benzene. Scientific Supporting Document. Ecosystem Health: Science-based Solutions Report No. 1-10. National Guidelines and Standards Office, Water Policy and Coordination Directorate, Environment Canada. Ottawa. [accessed December 2, 2019] http://publications.gc.ca/collections/Collection/En13-1-10-2005E.pdf

Environnement Canada. 2005b. Canadian Soil Quality Guidelines for the Protection of Environmental and Human Health: Toluene, Ethylbenzene and Xylenes (TEX). Scientific Supporting Document. Ecosystem Health: Science-based Solutions Report No. 1-9. National Guidelines and Standards Office, Water Policy and Coordination Directorate, Environment Canada. Ottawa.[accessed December 2, 2019] http://publications.gc.ca/collections/Collection/En1-34-9-2005E.pdf

Fitzhugh, O. G., Nelson, A. A., Laug, E. P., et Kunze, F. M. 1950. Chronic oral toxicities of mercuri-phenyl and mercuric salts. *AMA Archives of Industrial Hygeine and Occupational Medicine, 2*, 433-442.

Formigli. L., Scelsi, R., Poggi, P. 1986. Thallium-induced testicular toxicity in the rat. *Environ Res, 40, 531-539.*

Fuchsman, P.C., Brown, L.E., Henning, M.H., Bock, M.J., and Magar, V.S. 2017. Toxicity reference values for methylmercury effects on avian reproduction: Critical review and analysis. *Environmental Toxicology and Chemistry, 25*(2): 294-319.

Garner, R.J. 1963. Environmental contamination and grazing animals. *Health Phys., 9, 597*.

Gettler, A. O., et Baine, J. O. 1938. The toxicology of cyanide. *American Journal of the Medical Sciences, 195*, 182.

Gilman, A.P., D.C. Villeneuve, V.E. Secours, A.P. Yagminas, B.L. Tracy, J.M. Quinn, V.E. Valli, and M.A. Moss. 1998. Uranyl nitrate: 91-day toxicity studies in the New Zealand white rabbit. *Toxicological Science, 41(1), 129-137.*

Griffiths, S.R., Donato, D.B., Lumsden, L.F. and Coulson, G. 2014. Hypersalinity reduces the risk of cyanide toxicosis to insectivorous bats interacting with wastewater impounments at gold mines. *Ecotoxicology and Environmental Safety, 99, 28-34.*

Harr, J.R., Bone, J.F., Tinsley, I.J., Weswig, P.H. and Yamamoto, R.S. 1967. Selenium toxicity in rats. II. Histopathology. In: Selenium in Biomedicine, O.H. Muth, Ed. AVI, Westport, CT. p. 153-178.

Harvey, S., Sharp, P.J., et Phillips, J.G. 1982. Influence of ingested petroleum on the reproductive performance and pituitary-gonadal axis of domestic ducks (*Anas platyrhynchos*). *Comparative Biochemistry and Physiology, 72C*(1), 83-89.

Haseltine, S. D., et Sileo, L. 1983. Response of American black ducks to dietary uranium: A proposed substitute for lead shot. *Journal of Wildlife Management*, 47(4), 1124-1129.

Henny, C. J., Hallock, R. J., et Hill, E. F. 1994. Cyanide and migratory birds at gold mines in Nevada, USA. *Ecotoxicology, 3*, 45-58.

Hill, C. H. 1979. The effect of dietary protein levels on mineral toxicity in chicks. *Journal of Nutrition, 109*(2), 501-507.

Hill, E.F., and J.H. Soares. 1984. Subchronic mercury exposure in *Coturnix* and a method of hazard evaluation. *Environ. Toxicol. Chem., 3, 489–502.* As cited in CCME 1999.

Hill, E. F., et Camardese, M. B. 1986. Lethal dietary toxicities of environmental contaminants and pesticides to Coturnix. United States Fish and Wildlife Service: Fish and Wildlife Tech Rep 2. (NTIS PG86-176914) Laurel, MD. 154 p.

Hill, R.A., Pyper, B.J., Lawrence, G.S., Mann, G.S., Allard, P., et Mackintosh, C.E. 2013. Using sparse dose-response data for wildlife risk assessment. *Integrated Environmental Assessment and Management, 10*(1), 3-11.

Hough, J.L., Baird, M.B., Sfeir, G.T., Pacini, C.S., Darrow, D., and Wheelock, C. 1993. Benzo(a)pyrene enhances atherosclerosis in White Carneau and show racer pigeons. *Arteriosclerosis, Thrombosis and Vascular Biology, 13*(12), 1721-1727.

Howard, J. W., & Hanzal, R. F. 1955. Chronic toxicity for rats of food treated with hydrogen cyanide. Journal of Agricultural and Food Chemistry, 3, 325-329.

Hudson, R.H., Tucker, R.K., and Haegele, M.A. 1984. Handbook of Toxicity of Pesticides to Wildlife. USFWS Resources Handbook Pub. #153. Washington D.C.

International Cyanide Management Institute. 2015. *Cyanide Facts*. Consulté en mars 2015 à l'adresse : http://www.cyanidecode.org/cyanide-facts

Jensen, L.S., and Maurice, D.V. 1980. Dietary Chromium and Interior Egg Quality. *Poultry Science, 59 (2), 341-346.* As cited in USEPA 2008.

Johnson, D. M., et Titus, H. W. 1960. Tolerance of chickens for barium. *Experimental Biology and Medicine, 104* (3), 436-438.

Kimmel, C. A., Grant, L. D., Sloan, C. S., et Gladen, B. C. 1980. Chronic low level lead toxicity in the rat. 1. Maternal toxicity and peri natal effects. *Toxicology and Applied Pharmacology, 56*(1), 28-41.

Klasing, K. C. 2007. Effects of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) ingestion on Japanese quail. Rapport final, le 4 janvier 2007. University of California, Davis, Department of Animal Science. http://www.dfg.ca.gov/ospr/report/ssep/final_reports/naphthalene_in_quail_SSEP_2006- xx.pdf

Kupsh, C. C., Julian, R. J., Valli, V.E. O., et Robinson, G. A. 1991. Renal damage induced by uranyl nitrate and estradiol-17ß in Japanese quail and Wistar rats. *Avian Pathology, 20*(1), 25-34.

[LANL] Los Alamos National Laboratory. 2014. *ECORISK Database*. Version 3.2, LA-UR-14-28010. Los Alamos, New Mexico: Los Alamos National Laboratory.

Lillie, R.J., Cecil, H.C., Bitman, J. et G.F. Fries. 1974. Differences in response of caged white leghorn layers to various polychlorinated biphenyls (PCBs) in the diet. *Poultry Science, 53*, 726–732.

McAloose, D., et Newton, A.L. 2009. Wildlife cancer: a conservation perspective. *Nature Reviews, 9*, 517-526.

McCarty L.S., et Mackay, D. 1993. Enhancing ecotoxicological modeling and assessment: Body residues and modes of toxic action. *Environmental Science & Technology, 27*, 1719–1728.

Mackenzie., K.M., and Angevine, D.M. 1981. Infertility in mice exposed in utero to benzo(a)pyrene. *Biology of Reproduction, 24 (1), 183-191.*

Mahan, D. C., et Moxon, A. L. 1984. Effect of inorganic selenium supplementation on selenosis in postweaning swine. *Journal of Animal Science, 58* (5), 4722-4725.

Mayfield, D. B., et Fairbrother, A. 2012. Efforts to standardize wildlife toxicity values remain unrealized. *Integrated Environmental Assessment and Management, 9*(1), 114-123.

Mayfield, D. B., Johnson, M. S., Burris, J. A., et Fairbrother, A. 2013. Furthering the derivation of predictive wildlife toxicity reference values for use in soil cleanup decisions*. Integrated Environmental Assessment and Management, 10*(3), 358-371.

Mehring Jr, A.L., Brumbaugh, J.H., Sutherland, A.J., and Titus, H.W. 1960. The tolerance of growing chickens for dietary copper. *Poultry Science, 39 (3), 713-719.*

[MEO] Ministère de l'Environnement de l'Ontario. 2009. *Rationale for the development of soil and ground water standards for use at contaminated sites in Ontario* (Explication et exposé du fondement pour le développement des normes de l'Ontario sur les sols, l'eau souterraine pour usage dans les sites contaminés). Document disponible en anglais seulement. 22 décembre 2009. Direction de l'élaboration des normes. Ministère de l'Environnement de l'Ontario

[NAS] National Academy of Sciences. 1976. *Selenium.* Washington, D.C.: National Academy of Sciences. (Cité dans ATSDR 2003).

NAS. 1980. Recommended dietary allowances. 9th Revision. Washington, DC: Food and Nutrition Board, National Academy of Sciences. pp. 162-164. (Cité dans ATSDR 2003).

Nawrot, P. S., et Staples, R. E. 1979. Embryofetal toxicity and teratogenicity of benzene and toluene in the mouse*. Teratology, 19*, 41A.

Neiger, R. D., et Osweiler, G. D. 1989. Effect of subacute low level dietary sodium arsenite on dogs. *Fundamental Applied Toxicology, 13*, 439-451.

Nosek, J.A., Craven, S.R., Sullivan, J.R., Hurley, S.S., and Peterson, R.E. 1992. Toxicity and reproductive effects of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin in ring-necked pheasant hens. *Journal of Toxicology and Environmental Health, 35*: 187-198.

[NTP] National Toxicology Program. (1986). Toxicology and carcinogenesis studies of xylenes (mixed). Technical Series Report No. 327. NIH Publication No. 87-2583 NTP, Research Triangle Park, NC.

Packhurst, C.R., and Thaxton, P. 1973. Toxicity of mercury to young chickens: 1. Effect on growth and mortality. Poultry Science, 52 (1), 273-276. As cited in CEAEQ, 2012.

Pandey, R., et Srivastava, S. P. 2000. Spermatotoxic effects of nickel in mice. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 64*(2), 161-167.

Parametrix, Integral Consulting Inc., Exponent, and HydroQual. 2010. Screening-Level Ecological Risk Assessment (SLERA) for the Upper Columbia River. February 2010. Prepared for Teck American Incorporated. Spokane, WA.

[PASCF] Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux. 2010a. *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*; préparé par Golder Associates Ltd., et pour Environnement Canada, mars 2010, 95 p.

PASCF. 2010b *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;* préparé par Azimuth Consulting Group Inc., et pour Environnement Canada, juin 2010, 29 p.

PASCF. 2012a. *Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCF) : Document d'orientation sur l'évaluation du risque écotoxicologique ;* Environnement Canada, mars 2012, 242 p.

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*; Environnement Canada, mars 2012, 103 p.

PASCF. 2013. *Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCF) : Document d'orientation sur l'évaluation du risque écotoxicologique - Module 4 : L'évaluation de Causalité. Déterminer les causes de dégradation des sites contaminés : les effets observés sont-ils dus à l'exposition aux produits chimiques présents sur le site ou sont-ils plutôt causés par d'autres agents de stress?* Pêches et Océans Canada, mars 2013, 90 p.

PASCF. 2019a. *Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCF) : Document d'orientation sur l'évaluation du risque écotoxicologique - Module 5 : Définition des conditions de fond et utilisation des concentrations de fond;* Environnement et changement climatique Canada, octobre 2019, 40 p.

PASCF. 2019b. *Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCF) : Document d'orientation sur l'évaluation du risque écotoxicologique - Module 6 : Évaluation des risques écotoxicologiques pour les amphibiens sur les sites contaminés fédéraux;* Environnement et changement climatique Canada, décembre 2019, 153 p.

Paternain, J. L., Domingo, J. L., Ortega, A., et Llobet, J. M. 1989. The effects of uranium on reproduction, gestation, and postnatal survival in mice. *Ecotoxicology and Environmental Safety, 17*, 291-296.

Patton J. F., et Dieter, M. P. 1980. Effects of petroleum hydrocarbons on hepatic function in the duck. *Comparative Biochemistry and Physiology, 65C,* 33-36. Tel que cité dans Windward Environmental LLC (2013).

Puls, R. 1994. *Mineral levels in animal health – Diagnostic data* (2^{e} édition). Clearbrook, C.-B. : Sherpa International.

Revis, N., Holdsworth, G., Bingham, G., King, A., et Elmore, J. 1989. An assessment of health risk associated with mercury in soil and sediment from East Fork Poplar Creek, Oak Ridge, Tennessee. Oak Ridge Research Institute, rapport final, 58 p.

Rae, D. A., Rodolakis, A. M., et Pilgrium, L. J. 2013. Ecological risk based remediation criteria, Version 1.0. Pêches et Océans Canada, Région des Maritimes et Région du Golfe. Préparé par AMEC Environment & Infrastructure. Présenté à Travaux publics et Services gouvernementaux Canada. Projet nº Te121055. 25 mars 2013.

Rao, C.N., Vijayaraghavan, M., and Rao, B.S.N. 1983. Effects of long-term feeding of chromate treated parboiled rice in rats. *Indian J. Med. Res., 77, 353-358.* As cited in USEPA 2008.

Richardson, M.E., Fox, M.R.S., Fry Jr, B.E. 1974. Pathological changes produced in Japanese quail by ingestion of cadmium. *Journal of Nutrition, 104, 323.* As cited in CEAEQ, 2012.

Rizzo, A. M., et Furst, A. 1972. Mercury teratogenesis in the rat. *Proceedings of the Western Pharmacology Society, 15*, 52-54.

Romoser, G.L., W.A. Dudley, L.J. Machlin, and L. Loveless. 1961. Toxicity of Vanadium and Chromium for the Growing Chick. *Poultry Science*, *40,* 1171-1173.

Rosenfeld, I., and O.A. Beath. 1954. Effect of Selenium on Reproduction in Rats. Proc Soc Exp Biol Med 87, 295-297.

Santé Canada. 1991. *Le cyanure* Consulté à partir de Santé de l'environnement et du milieu de travail à : http://canadiensensante.gc.ca/publications/healthy-living-vie-saine/water-cyanide-cyanure-eau/index-fra.php?_ga=1.109217925.1647550493.1453945414Sample, B. E., Opresko, D. M., et Suter, G. W. II. 1996. Toxicological Benchmarks for Wildlife: 1996 Revision. Risk Assessment Program, Health Sciences Research Division. Tennessee : Oak Ridge.

Sanexen (Sanexen Services Environnementaux Inc). 2002. Développement d'un protocole d'élaboration de critères écotoxicologiques pour les sols contaminés aux fins de protection de la diversité biologique - application à cinquante substances. Rapport final de recherche. Préparé pour Environnement Québec, Programme d'Aide à la Recherche et au Développement en Environnement (PARDE). Numéro de référence du rapport : 888-072. 20 pages.

Schafer, E. W. 1972. The acute oral toxicity of 369 pesticidal, pharmaceutical, and other chemicals to wild birds. *Toxicological and Applied Pharmacology, 21,* 315-330.

Scott, M.L., Zimmermann, J.R., Marinsky, S., Mullenhoff, P.A., Rumsey, G.L., and Rice, R.W. 1975. Effects of PCBs, DDT, and Mercury Compounds upon Egg Production, Hatchability and Shell Quality in Chickens and Japanese Quail. *Poultry Science*, 54(2), 350-368. [accessed on December 5, 2019] https://doi.org/10.3382/ps.0540350

Stevenson, M., and Jackson, N. 1980. Effects of level of dietary copper sulphate and period of feeding on the laying, domestic fowl, with special reference to tissue mineral content. *British Journal of Nutrition*, 43(1), 205-215. [accessed December 5, 2019] https://doi.org/10.1079/BJN19800079

Stober V. M. 1962. Vetraglichkeitsprufungen Mit Roh-Und Heizol an Rindren. *Deutsche Tierarztliche Wochenschrift, 69*, 386-390. Tel que cité par Coppock et Campbell (1997; dans CCME, 2008).

Stoltz, Ml, Stedham, M.A, Brown, L.K., et al. 1986. Subchronic (90 day) toxicity of thallium (I) sulfate in sprague-dawley rats. Report to U.S. Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste, Washington, DC, by Midwest Research Institute, Kansas City, MO. As cited in CCME, 1999e.

Szaro, R.C. 1977. Effect of petroleum on birds. Transactions of the 42nd North American Wildlife and Natural Resources Conference. Wildlife Management Institute. Washington. DC. 374-381.

[USEPA] United States Environmental Protection Agency. 1989a. Anthracene (CASRN 120-12-7). Consulté dans Integrated Risk Information System: http://www.epa.gov/iris/subst/0434.htm

USEPA. 1989b. Mouse oral subchronic toxicity study. Préparé par Toxicity Research Laboratories, LTD., Muskegon, MI pour l'Office of Solid Waste, Washington, DC. Tel que cité dans Integrated Risk Information System: Fluorene (CASRN 86-73-7). http://cfpub.epa.gov/ncea/iris/iris_documents/documents/subst/0435_summary.pdf

USEPA. 1989c. Pyrene (CASRN 129-00-0). Consulté à partir d'Integrated Risk Information System: http://www.epa.gov/iris/subst/0445.htm

USEPA. 1995. *Great Lakes Water Quality Initiative Criteria Documents for the Protection of Wildlife: DDT, Mercury, 2,3,7,8-TCDD, PCBs*. Washington (D.C.): Office of Water - Office of Science and Technology. [accessed December 2, 2019] https://www.epa.gov/gliclearinghouse/great-lakes-initiative-technical-support-documents

USEPA. 1999. Screening Level Ecological Risk Assessment Protocol for Hazardous Waste Combustion Facilities. Ébauche examinée par les pairs. EPA530-D-99-001A (www.epa.gov/osw).

USEPA. 2003. *Guidance for developing Ecological Soil Screening Levels (Eco-SSLs). Attachment 4-5.* Eco-SSL Standard operating procedure (SOP) #6: Derivation of Wildlife Toxicity Reference Value (TRV). Retrieved November 2015, from United States Environmental Protection Agency. http://www2.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/ecossl_attachment_4-5.pdf

USEPA. 2005a. Ecological Soil Screening Levels for Arsenic. Interim Final. OSWER Directive 9285.7-62. Washington (DC): Office of Solid Waste and Emergency Response. [accessed March 2015]. https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/eco-ssl_arsenic.pdf.

USEPA. 2005b. Ecological Soil Screening Levels for Barium. Interim Final. OSWER Directive 9285.7-63. Washington (DC): Office of Solid Waste and Emergency Response. [accessed March 2015]. https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/eco-ssl_barium.pdf.

USEPA. 2005c. Ecological Soil Screening Levels for Cadmium. Interim Final. OSWER Directive 9285.7-65. Washington (DC): Office of Solid Waste and Emergency Response. [accessed March 2015]. https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/eco-ssl_cadmium.pdf

USEPA. 2005d. Ecological Soil Screening Levels for Lead. Interim Final. OSWER Directive 9285.7-70. Washington (DC): Office of Solid Waste and Emergency Response. [accessed March 2015]. https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/eco-ssl_lead.pdf

USEPA. 2005e. Ecological Soil Screening Levels for Vanadium. Interim Final. OSWER Directive 9285.7-75. Washington (DC): Office of Solid Waste and Emergency Response. [accessed March 2015]. https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/eco-ssl_vanadium.pdf

USEPA. 2007a. Ecological Soil Screening Levels for Copper. Interim Final. OSWER Directive 9285.7-66. Washington (DC): Office of Solid Waste and Emergency Response. [accessed March 2015]. https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/eco-ssl_copper.pdf

USEPA. 2007b. Ecological Soil Screening Levels for Nickel. Interim Final. OSWER Directive 9285.7-76. Washington (DC): Office of Solid Waste and Emergency Response. [accessed March 2015]. https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/eco-ssl_nickel.pdf

USEPA. 2007c. Ecological Soil Screening Levels for Selenium. Interim Final. OSWER Directive 9285.7-72. Washington (DC): Office of Solid Waste and Emergency Response. [accessed March 2015]. https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/eco-ssl_selenium.pdf

USEPA. 2007d. Ecological Soil Screening Levels for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs). Interim Final. OSWER Directive 9285.7-78. Washington (DC): Office of Solid Waste and Emergency Response. [accessed March 2015]. https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/eco-ssl_pah.pdf

USEPA. 2007e. Ecological Soil Screening Levels for Zinc. Interim Final. OSWER Directive 9285.7-73. Washington (DC): Office of Solid Waste and Emergency Response. [accessed March 2015]. https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/eco-ssl_zinc.pdf

USEPA. 2008. Ecological Soil Screening Levels for Chromium. Interim Final. OSWER Directive 9285.7-66. Washington (DC): Office of Solid Waste and Emergency Response. [accessed March 2015]. https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/eco-ssl_chromium.pdf

[USEPA Region 9 BTAG] United States Environmental Protection Agency Region 9 Biological Technical Assistance Group. 2000. EcoNote 4: Toxicity Reverence Values in ecological risk assessment. California Department of Toxic Substances Control. Human and Ecological Risk Division (HERD). Issued December 8, 2000.

USEPA Region 9 BTAG. 2009. Currently recommended USEPA Region 9 BTAG mammalian and avian Toxicity Reference Values (TRVs). Consulté en mars 2015 à partir de la California Department of

Toxic Substances Control Human and Ecological Risk Division (HERD) : https://www.dtsc.ca.gov/AssessingRisk/upload/Eco_Btag-mammal-bird-TRV-table.pdf

Van den Berg, M., Birnbaum, L., Bosveld., A.T.C., Brunström, B., Cook, P., Feeley, M., et Zacharewski, T. 1998. Toxic equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife. *Environ. Health Perspect*, *106*(12), 775–792.

Verschuuren, H. G., Kroes, R., den Tonkelaar, E. M., van Esch, G. J., et Helleman, P. W. 1976. Short-term toxicity of 1-naphthaleneacetic acid in rats. *Toxicology,* 5(3):371-378.

W.R. Landis Association, Inc. 1985. A dietary LC50 study in the bobwhite with naphthalene (rapport final). Rapport à W.R. Landis Associates, Inc., Valdosta, GA, by Wildlife International Ltd., St. Michaels, MD. Project #190-106. EPA/OTS 86-870000551.

Wiemeyer, S. N., Hill, E. F., et Krynistsky, A. J. (1986). Acute oral toxicity of sodium cyanide in birds. *Journal of Wildlife Disease, 22*, 538-546.

Windward Environmental LLC. 2013. Attachment 14 – Recommended Literature-based fish dietary and wildlife TRVs. Appendix G – Baseline Ecological Risk Assessment. Portland Harbour RI/FS Final Remedial Investigation Report. Préparé pour The Lower Willamette Group et l'USEPA. Accessible sur le Web à : http://yosemite.epa.gov/R10/cleanup.nsf/7d19cd587dff1eee8825685f007d56b7/700ee7df5bf7babf882579ce0056d44b!OpenDocument. Dernière consultation : 15 août 2015.

Williams, M.A., Reddy, G., et Quinn, M. J. Jr. et Johnson, M.S. (Eds.). 2015. Wildlife Toxicity Assessments for Chemicals of Military Concern. Academic Press – Elsevier (Waltham, R.-U.).

Wren, C.D., Hunter, D.B., Leatherland, J.F., et Stokes, P.M. 1987. The effects of polychlorinated biphenyls and methylmercury, singly and in combination, on mink. II. Reproduction and kit development. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 16,* 449–454.

Wolf, M. A., Rowe, V. K., McCollister, D. D., Hollingsworth, R. L., et Oyen, F. 1956. Toxicological studies of certain alkylated benzenes and benzene. *American Medical Association Archives of Industrial Health, 14*, 387-398. [Tel que cité dans CCME, 2004].

Yuhas, E. M., Schnell, R. C., et Miya, T. S. 1979. Dose-related alterations in growth and mineral disposition by. *Toxicology,* 12(1):19-29.

ANNEXE A : JUSTIFICATION À L'APPUI DES ÉVALUATIONS AUX VALEURS TOXICOLOGIQUES DE RÉFÉRENCE INDIVIDUELLES

A.1. Présentation

L'**annexe A** offre un résumé détaillé des caractéristiques, des avantages et des limites de VTR par défaut sélectionnées, ainsi que de la justification à l'appui de la sélection de chaque VTR par défaut pour chaque contaminant potentiellement préoccupant et groupe de récepteurs fauniques (mammifères et oiseaux) dans le cadre de ce module. Nous recommandons fortement à l'utilisateur du présent module de lire l'**annexe B**, qui décrit les méthodes et les critères utilisés pour évaluer les avantages, les limites et les incertitudes liées aux VTR potentielles.

Les utilisateurs peuvent consulter les sources originales de VTR afin d'obtenir tous les renseignements sur le calcul, dont les autres paramètres utilisés pour calculer ces VTR (p. ex., les taux d'ingestion et les masse corporelles servant à calculer une VTR en mg/kg de masse corporelle /j à partir d'une concentration alimentaire).

Chaque fiche de synthèse inclura les sections suivantes :

Nom chimique
Récepteur : Mammifères ou oiseaux

VTR sélectionnée = nombre de mg/kg de masse corporelle /j
Source : l'endroit où la VTR a été obtenue
Classe attribuée à la VTR par défaut sélectionnée = l'une de cinq options :

- **Classe A** = Recommandée comme VTR par défaut pour le PASCF, généralement conforme à l'orientation du PASCF en matière de VTR, et haut degré de confiance dans sa pertinence globale à titre de valeur par défaut pour les sites contaminés fédéraux.
- **Classe B** = Recommandée comme VTR par défaut pour le PASCF, mais comportant certaines incohérences relativement à l'orientation du PASCF en matière de VTR, et degré de confiance modéré dans sa pertinence globale à titre de valeur par défaut pour les sites contaminés fédéraux.
- **Classe C** = Recommandée comme VTR par défaut pour le PASCF, mais comportant des incohérences considérables relativement à l'orientation du PASCF en matière de VTR, et faible degré de confiance dans sa pertinence globale à titre de valeur par défaut pour les sites contaminés fédéraux.
- **Aucune adéquate (A.A.)** = Aucune VTR n'a été recommandée comme valeur par défaut pour le PASCF parce qu'aucune des VTR disponibles n'était considérée comme adéquate pour répondre aux critères du PASCF.
- **Aucune disponible (A.D.)** = Aucune VTR n'a été recommandée pour le PASCF parce qu'aucune n'était disponible à des fins d'évaluation.

Base de la VTR sélectionnée

Phrases qui résument l'évaluation des VTR en fonction des critères de sélection présentés dans l'**annexe B**, y compris les points suivants :

- Source de VTR (p. ex., USEPA, Sample *et al.,* 1996), et références pour les données toxicologiques de base.
- Méthodes de calcul : DMENO/DSENO (avec ou sans limites), ou dose-réponse
- Paramètres d'effets biologiques (p. ex., survie, croissance ou reproduction)
- Nombre d'études toxicologiques utilisées pour obtenir la VTR
- Tout ajustement allométrique
- Toute utilisation de facteurs d'incertitude
- Récepteur préoccupant pour lequel la VTR a été élaborée

Avantages de la VTR sélectionnée

Faits saillants des avantages de la VTR sélectionnée. Quelles qualités de la VTR sélectionnée respectent les critères de sélection et la méthodologie privilégiée du PASCF comme il est indiqué dans l'**annexe B**? Par exemple, est-ce que la VTR sélectionnée tient compte d'un grand nombre d'études? Est-elle fondée sur un niveau d'effet quantifié (p. ex., une CE_{20}) et/ou une courbe de relation dose-réponse? Est-ce qu'elle prend en compte des données de toxicité qui représentent diverses espèces?

Limites de la VTR par défaut recommandée

Existe-t-il des préoccupations en lien avec l'utilisation de cette VTR comme valeur par défaut recommandée pour le PASCF? Quels critères d'évaluation (dans l'**annexe B**) ne sont pas respectés par la VTR sélectionnée? Les données présentent-elles des lacunes dont on ne tient pas compte dans l'élaboration de la VTR sélectionnée (p. ex., nombre d'espèces limité)? L'ampleur de l'effet ou le niveau de protection à l'appui de la VTR ont-ils été quantifiés?

Évaluation des VTR

Cette section présente la liste de toutes les VTR potentielles qui ont été évaluées à titre de VTR par défaut recommandée pour le PASCF. Cette section examine aussi la VTR par défaut sélectionnée par rapport aux autres VTR potentielles évaluées. En voici des exemples :

- Comment les VTR par défaut sélectionnées se comparent-elles, tant numériquement que qualitativement, auxautres VTR potentielles qui ont aussi été évaluées pour ce récepteur et contaminant potentiellement préoccupants?
- Quels étaient les points de ressemblance ou les écarts entre les VTR par défaut sélectionnées et les autres VTR potentielles ou données disponibles?
- Les VTR potentielles disponibles pour l'évaluation représentaient-elles un vaste éventail de données?
- Disposait-on d'un grand nombre de VTR potentielles différentes repérées dans diverses études et méthodologies, ou de seulement quelques VTR potentielles disponibles dans la même étude toxicologique de base?
- Dans certains cas, un renvoi a permis d'obtenir plusieurs VTR potentielles fondées sur différents niveaux d'effet ou d'intentions descriptives. Par exemple, le CEAEQ (2012) a souvent évalué deux VTR potentielles, représentant, selon les rapports, une CE_{20} et une CE_{40}. Dans ces cas, toutes les VTR offertes par la référence ont été prises en considération au cours du processus de sélection.
- Dans certains cas, une référence présentait plusieurs VTR pour différentes catégories de récepteur. Par exemple, dans le cas de certains contaminants potentiellement préoccupants, Allaway et Stodola (2011), et Dillon (2013) ont recommandé une VTR pour les rapaces et une autre pour les espèces aviaires non rapaces. Ce module ne fait pas la distinction entre les catégories de récepteur plus précises que les mammifères ou les oiseaux. En conséquence,

toutes les VTR présentées dans la source originale ont été évaluées au cours du processus de sélection comme VTR potentielle pour les espèces génériques d'oiseaux et de mammifères.

Suggestions pour améliorer les futures VTR

Quelques suggestions générales pour l'élaboration de VTR (soit de futures VTR par défaut pour le PASCF, soit de VTR propres au site) qui tiennent compte de la cote attribuée aux VTR sélectionnées (voir ci-dessus), ainsi que des limites et des incertitudes globales.

A.2. Les valeurs toxicologiques de référence sélectionnées pour les mammifères : Justification scientifique à l'appui

Arsenic [métalloïde]

Récepteur : Mammifères

VTR sélectionnée = 1,04 mg/kg mc/j
Source : USEPA, 2005a
Classe : A

Base de la VTR sélectionnée

Cette VTR provient d'un ensemble de données de l'USEPA (2005) issues de 55 études toxicologiques et correspond à la limite supérieure de la DSENO qui était en dessous de la limite inférieure de la DMENO pour les paramètres d'effets biologiques pertinents. Cette limite supérieure de la DSENO est associée à une étude de toxicité par Neiger et Osweiler (1989) exposant des beagles à de l'arsénite de sodium dans leurs aliments au cours d'une étude de 8 semaines, à des doses de 0, 1, 2 et 4 mg d'arsénite de sodium/kg mc/j. Les doses de 2 et 4 mg d'arsénite de sodium/kg mc/j correspondaient aux DSENO et DMENO pour la croissance. Globalement, cette VTR tirée de l'USEPA (2005) intégrait un éventail de données sur la toxicité pour diverses espèces incluant le rat, la souris, le lapin, le cobaye, le chien et la chèvre, et pour divers paramètres d'effets (précisément la reproduction, la croissance et la survie).

Avantages de la VTR sélectionnée

Étant donné que la VTR a été calculée en utilisant plusieurs études (n = 55), plusieurs espèces de mammifères (6) et plusieurs paramètres d'effets (survie, croissance et reproduction), elle reflète une gamme plus étendue de conditions d'exposition et de récepteurs comparativement à une VTR déterminée à partir d'une seule étude. Il n'y a eu aucune application de facteur d'incertitude.

Limites de la VTR par défaut recommandée

Les limites de la VTR sélectionnée sont : 1) la VTR a été obtenue en utilisant des méthodes fondées sur la DSENO/DMENO et, 2) plus des deux tiers des DSENO et DMENO utilisées dans ce calcul étaient des valeurs sans limites. Il est difficile de déterminer si un ajustement allométrique ou des facteurs de conversion ont été appliqués à la VTR sélectionnée à cause de l'écart entre les doses signalées dans l'étude originale (Neiger et Osweiler, 1989; 2 mg/kg mc/j) et dans USEPA (1,04 mg/kg mc/j). En outre, l'étude n'a duré que huit semaines, une situation qui pourrait ne pas être représentative des conditions d'exposition chronique dans l'environnement, même si la période globale de l'essai pour l'ensemble des données de l'USEPA a varié entre cinq jours et deux ans.

Évaluation des VTR potentielles

Tableau A.1. Valeurs toxicologiques de référence (VTR) potentielles propres aux mammifères pour l'arsenic.

VTR potentielle (mg/kg mc/j)	Source (Voir la section 3 Références)[1]
0,32	USEPA Region 9 BTAG, 2009
1,04	**USEPA, 2005a; Dillon, 2013**
1,26	Sample *et al.*, 1996; Allaway et Stodola, 2011; MEO, 2011
2,9	Rae, 2013
2,9	CEAEQ 2012
4,7	USEPA Region 9 BTAG, 2009
5,7	Rae, 2013
8	CCME 1997b

1. La première source mentionnée est la référence principale dans laquelle la VTR potentielle a d'abord été publiée. Dans les sources mentionnées ensuite, on a aussi sélectionné ou cité une VTR potentielle, mais qui n'a pas été calculée par les auteurs.

Huit VTR, allant de 0,32 à 8 mg/kg mc/j, ont été évaluées. Trois de ces VTR ont été calculées à partir de paramètres d'effets relatifs à la reproduction, la croissance et la survie pour l'ensemble des données sur la toxicité dans l'USEPA (2005a) et correspondent à la limite supérieure de la DSENO qui est en dessous de la limite inférieure de la DMENO (1,04 mg/kg mc/j; USEPA, 2005a), la moyenne géométrique des DSENO pour la reproduction, la croissance et la survie (2,9 mg/kg mc/j) et la moyenne géométrique des DMENO pour la reproduction, la croissance et la survie (5,7 mg/kg mc/j). Ces trois VTR ont des avantages semblables, tels qu'être fondées sur divers paramètres d'effets, diverses études et diverses espèces. Cependant, aucune de ces trois VTR n'offre de mesure quantitative de l'ampleur de l'effet qu'elle représente. Donc, à l'heure actuelle, il n'existe pas encore de méthode claire pour sélectionner la VTR procurant le degré de protection correspondant le mieux à un niveau d'effet allant de minimal à faible. La VTR la plus prudente (1,04 mg/kg mc/j; USEPA, 2005a) a été choisie comme VTR par défaut pour le PASCF.

Le CEAEQ (2012) a utilisé la méthodologie de relation dose-réponse pour calculer les CE_{20} à partir d'études individuelles sur la toxicité, et a sélectionné les valeurs de CE_{20} les plus faibles dans quatre études comme base pour sa VTR (2,9 mg/kg mc/j). Ces quatre études comprenaient des données pour le chien, le rat et la souris exposés à l'arsenic par voie alimentaire pendant une période allant jusqu'à deux ans. Cette VTR était associée à un niveau d'effet de 20 % qui procure un degré de protection correspondant à un niveau d'effet allant de minimal à faible. Cependant, des facteurs d'incertitude ont été appliqués (les paramètres d'effets pour la mortalité ont été divisés par 5; les paramètres sublétaux, par 2,5; et les durées d'exposition aiguë, par 2). L'utilisation de facteurs d'incertitude sans justification scientifique ne respecte pas la méthodologie recommandée actuellement (PASCF, 2010b) et est donc considérée comme une limite de la VTR selon le CEAEQ (2012).

Les quatre VTR restantes ont toutes été calculées à partir d'une seule étude sur la toxicité (0,32, 1,26, 4,7 et 8 mg/kg mc/j). La valeur la plus élevée (8 mg/kg mc/j; CCME, 1997b) est une DL50 et, par conséquent son effet est trop grave pour qu'elle soit choisie comme valeur par défaut pour le PASCF. Toutes ces VTR fondées sur une seule étude ne permettent pas d'évaluer comment la VTR se compare dans le contexte d'un éventail élargi de données sur divers paramètres d'effets, espèces ou conditions d'exposition, dans la mesure où ces facteurs sont pertinents pour les valeurs par défaut du PASCF.

Suggestions pour améliorer les futures VTR

Les données d'études sur la relation dose-réponse dans l'ensemble de données d'USEPA (2005a) pourraient faire l'objet d'une recherche plus poussée afin de calculer des VTR améliorées offrant un niveau de protection davantage quantifié. Cette mesure, exécutée probablement au prix d'un effort intense, constituerait une amélioration par rapport à la VTR de l'USEPA fondée sur une DSENO et, par conséquent, considérée comme trop prudente potentiellement. Elle mènerait en toute probabilité au calcul d'une VTR davantage harmonisée avec l'orientation du PASCF en matière de VTR (PASCF, 2010b), et pour laquelle il pourrait être mieux démontré quantitativement qu'elle procure un niveau de protection approprié. Cependant, on croit que la VTR sélectionnée offrirait probablement un niveau de protection suffisant, et serait associée à des effets allant de minimes à faibles au maximum pour les espèces communes. En outre, grâce à la méthodologie complète utilisée pour l'obtenir et le fait qu'elle a été calculée à l'aide de résultats tirés de plusieurs études toxicologiques, cette VTR devient actuellement le meilleur choix pour une VTR par défaut du PASCF.

Baryum [métal]

Récepteur : Mammifères

VTR sélectionnée = 51,8 mg/kg mc/j
Source : USEPA, 2005b
Classe : C

Base de la VTR sélectionnée

La VTR sélectionnée provient d'un ensemble de données de l'USEPA consistant en 27 points de données issus de dix études toxicologiques et correspond à la moyenne géométrique de huit DSENO pour la croissance ou la reproduction (dont quatre présentent des limites). Toutes les études dont on a tenu compte ont été réalisées avec des souris ou des rats en utilisant le gavage, les aliments ou l'eau d'abreuvement comme voies d'exposition. La durée des essais a varié, allant de l'exposition aiguë à chronique (de 10 à 520 jours).

Avantages de la VTR sélectionnée

Le calcul de la VTR sélectionnée a tenu compte de dix études toxicologiques différentes, et d'un certain nombre de paramètres d'effets biologiques pertinents (tant la croissance que la reproduction) pour calculer une moyenne géométrique. En conséquence, cette VTR intègre une grande gamme de données toxicologiques, et reflète mieux le vaste éventail de conditions d'exposition dans l'environnement et de récepteurs qu'une VTR qui a été calculée à partir d'une seule étude toxicologique. En outre, cette VTR offre aussi l'avantage de ne pas devoir recourir à un ajustement allométrique et aux facteurs d'incertitude dans le calcul.

Limites de la VTR par défaut recommandée

La principale limite de cette VTR est l'absence généralisée de données toxicologiques propres aux mammifères disponibles pour le baryum. Parmi les études disponibles, la moitié utilisent des DSENO sans limites, qui ne fournissent pas une image complète de la relation dose-réponse. En outre, étant donné que la base de données de l'étude de l'USEPA ne couvre que deux espèces, soit le rat et la souris, il est difficile de déterminer si la VTR est applicable à toutes les espèces de mammifères. Certaines des données de base sur la toxicité utilisent la méthodologie fondée sur le gavage pour exposer les animaux de laboratoire au contaminant, ce qui n'est pas considéré comme une voie d'exposition particulièrement pertinente. Comme l'étude utilise une méthode reposant sur la DSENO pour calculer la moyenne géométrique à partir de huit DSENO, il est possible que la VTR soit trop prudente comme valeur par défaut pour le PASCF. Cependant, il n'y a aucune donnée quantitative pour évaluer le niveau de protection offert par cette VTR.

Évaluation des VTR potentielles

Tableau A.2. Valeurs toxicologiques de référence (VTR) potentielles propres aux mammifères pour le baryum

VTR potentielle (mg/kg mc/j)	Source (Voir la section 3 Références)[1]
5,06	Sample *et al.* 1996
18,4	CEAEQ 2012
19,8	Sample *et al.*, 1996; Allaway et Stodola, 2011; MEO, 2011
51,8	**USEPA, 2005b; Allaway et Stodola, 2011; Dillon, 2013**
64	Rae, 2013
120	Rae, 2013

1. La première source mentionnée est la référence principale dans laquelle la VTR potentielle a d'abord été publiée. Dans les sources mentionnées ensuite, on a aussi sélectionné ou cité une VTR potentielle, mais qui n'a pas été calculée par les auteurs.

L'éventail des VTR s'étend entre 5,06 et 120 mg/kg mc/j. Étant donné que les trois VTR les plus basses s'appuient sur seulement une ou deux études chacune, elles n'indiquent aucunement comment elles s'inscrivent dans le contexte d'une gamme élargie de renseignements sur divers paramètres d'effets, espèces ou conditions d'exposition, dans la mesure où ces facteurs sont pertinents pour les objectifs du PASCF. La VTR potentielle la plus faible disponible (5,06 mg/kg mc/j; Sample *et al.*, 1996) a été fondée sur une DSENO sans limites pour la croissance chez les rats, suggérant qu'elle pourrait être trop prudente. Le CEAEQ (2012) a aussi calculé une VTR de 18,4 mg/kg mc/j à partir de l'étude toxicologique justifiant la VTR de 5,06 mg/kg mc/j réalisée par Sample *et al.* (1996). Le CEAEQ (2012) a utilisé une méthodologie de relation dose-réponse afin de calculer une CE20 correspondant à un paramètre d'effets pour l'hypertension artérielle chez les rats exposés au baryum dans l'eau d'abreuvement pendant 16 mois. Même si le CEAEQ (2012) a aussi examiné une CE20 pour la mortalité dans une autre étude, il a choisi la VTR de 18,4 mg/kg mc/j parce qu'elle était inférieure. La VTR du CEAEQ (2012) n'a pas été sélectionnée pour le PASCF parce qu'elle était fondée sur un paramètre d'effets pour l'hypertension artérielle, dont la pertinence était incertaine comme valeur par défaut. La deuxième VTR de Sample *et al.* (1996; 19,8 mg/kg mc/j) était fondée sur une DMENO pour la survie chez des rates exposées au baryum par voie de gavage oral pendant 10 jours. Cette VTR n'a pas été sélectionnée comme valeur par défaut pour le PASCF parce que la DMENO de base (198 mg/kg mc/j) était associée à 30 % de mortalité, soit un effet trop grave pour une VTR par défaut pour le PASCF, et qu'aucune justification scientifique ne venait appuyer le fait que le facteur d'incertitude (DMENO divisée par 10) produirait un niveau d'effet acceptable.

Les trois VTR restantes étaient fondées sur l'ensemble de données de l'USEPA et représentent la moyenne géométrique des DSENO pour la reproduction et la croissance (51,8 mg/kg mc/j; USEPA, 2005b), comme moyenne géométrique de DSENO pour la reproduction, la croissance et la survie (64 mg/kg mc/j), ou comme moyenne géométrique de DMENO pour la reproduction, la croissance et la survie (120 mg/kg mc/j). Chacune de ces trois VTR est fondée sur plusieurs études. Cependant, aucune des trois VTR n'offre de mesure quantitative de l'ampleur de l'effet qu'elle représente. La moyenne géométrique des DMENO (120 mg/kg mc/j; Rae, 2013) est peut-être biaisée à la baisse en raison de la valeur la plus faible des huit DMENO de l'ensemble de données (0,74 mg/kg mc/j), qui était beaucoup plus faible que les sept autres DMENO de cet ensemble de données (entre 121 et 436 mg/kg mc/j; moyenne géométrique de ces sept DMENO = 246 mg/kg mc/j). Sans une évaluation plus quantitative du niveau d'effet associé aux données toxicologiques permettant de calculer ces trois VTR potentielles, il n'existe pas de méthode claire pour sélectionner la VTR procurant le degré de protection correspondant le mieux à un niveau d'effet allant de minimal à faible. En conséquence, la plus

prudente des trois VTR fondées sur l'ensemble des données de l'USEPA (51,8 mg/kg mc/j; USEPA, 2005b) a été sélectionnée comme valeur par défaut.

Suggestions pour améliorer les futures VTR

Globalement, les données toxicologiques propres aux mammifères pour le baryum sont plutôt limitées. En outre, la VTR fondée sur la DSENO sélectionnée offrait peu de données disponibles sur la DMENO, qui étaient inférieures aux VTR choisies, ce qui limite la compréhension de la relation dose-réponse et indique une incertitude dans le niveau de protection procuré par la VTR par défaut sélectionnée. En conséquence, l'extraction de données sur la relation dose-réponse dans des études toxicologiques de base pourrait faciliter l'élaboration d'une VTR améliorée. En outre, une recherche dans la littérature mise à jour afin d'obtenir d'autres données toxicologiques pourrait contribuer à compléter l'ensemble présentement limité de données disponibles. On devrait utiliser la méthodologie recommandée par le PASCF pour calculer de nouvelles VTR.

Cadmium [métal]

Récepteur : Mammifères

VTR sélectionnée = 0,77 mg/kg mc/j
Source : USEPA, 2005c
Classe : A

Base de la VTR sélectionnée

Cette VTR provient d'un ensemble de données de l'USEPA issues de 145 études toxicologiques (2005c) et correspond à la limite supérieure de la DSENO qui est en dessous de la limite inférieure de la DMENO découlant de paramètres liés à la croissance et à la reproduction relevés dans l'ensemble de données de l'USEPA. Les espèces représentées dans cet ensemble de données sont le rat, la souris, le mouton, le cochon, le bœuf, le lapin, le campagnol roussâtre et la musaraigne. Par conséquent, la VTR sélectionnée est considérée comme représentative du large éventail de mammifères. Cependant, la VTR pourrait être potentiellement trop prudente parce qu'elle a été obtenue en utilisant la méthodologie fondée sur la DSENO.

Avantages de la VTR sélectionnée

La dose de la VTR sélectionnée provient d'une seule étude toxicologique (Yuhas *et al.*, 1979), mais la méthode de calcul de la VTR de l'USEPA reposait sur un ensemble de données d'envergure issues de 145 études toxicologiques menées avec plusieurs espèces, voies d'exposition et paramètres. (Yuhas *et al.*, 1979) ont exposé des rats à différentes doses (0, 1, 10 et 100 mg/L) d'acétate de cadmium dans leur eau d'abreuvement. Le paramètre biologique utilisé pour étudier les effets était celui de la croissance, la VTR sélectionnée étant une DSENO (10 mg/L) qui est limitée par une DMENO (100 mg/L). Il n'y a eu aucun ajustement allométrique ou de facteur d'incertitude.

Limites de la VTR par défaut recommandée

La principale restriction associée à cette VTR est le fait qu'il s'agit d'une DSENO avec limites près de l'extrémité inférieure d'une distribution d'un grand nombre de DSENO provenant de diverses études. Cette VTR est inférieure à 76 DMENO sur 81 de l'ensemble de données de l'USEPA à partir duquel elle a été calculée et est probablement une valeur prudente aux fins du PASCF. La DMENO de 0,909 mg/kg mc/j correspondant à la DSENO sur laquelle repose cette VTR sélectionnée est aussi plus faible que l'autre VTR potentielle du cadmium chez les mammifères. Une autre limite potentielle est le fait que la durée d'exposition dans l'étude est de niveau aigu (2 semaines), même si plus d'études de niveau chronique sont aussi présentes dans l'ensemble de données de l'USEPA utilisé pour obtenir la VTR sélectionnée.

Évaluation des VTR potentielles

Tableau A.3. Valeurs toxicologiques de référence (VTR) potentielles propres aux mammifères pour le cadmium

VTR potentielle (mg/kg mc/j)	Source (Voir la section 3 Références)[1]
0,77	**USEPA, 2005c; Dillon, 2013**
2,3	Rae, 2013
2,64	USEPA Region 9 BTAG, 2009; Allaway et Stodola, 2011
2,6	CEAEQ 2012
2,9	CEAEQ 2012
2,9	MEO, 2011; Allaway et Stodola, 2011
4,56	CCME, 1999a; MEO, 2011; Allaway et Stodola, 2011
7,1	Rae, 2013
10	Sample *et al.* 1996

1. La première source mentionnée est la référence principale dans laquelle la VTR potentielle a d'abord été publiée. Dans les sources mentionnées ensuite, on a aussi sélectionné ou cité une VTR potentielle, mais qui n'a pas été calculée par les auteurs.

Neuf VTR du cadmium propres aux mammifères ont été évaluées, et les valeurs se situaient de 0,77 à 10 mg/kg mc/j. Parmi ces neuf VTR, trois n'ont pas été sélectionnées parce qu'elles n'offraient pas une protection suffisante et qu'elles étaient probablement associées à des effets d'un niveau supérieur à ceux allant de minimes à faibles pour les espèces communes : 2,64 mg/kg mc/j (Allaway et Stodola, 2011; USEPA Region 9 BTAG, 2009), 2,9 mg/kg mc/j (CEAEQ, 2012), et 10 mg/kg mc/j (Sample *et al.*, 1996). La VTR de 2,64 mg/kg mc/j (USEPA Region 9 BTAG, 2009) était présentée comme une « VTR élevée » et a été décrite comme étant la dose qui « devrait produire un effet nocif sur un individu ou une population d'organismes », mais n'a pas été considérée comme une VTR par défaut adéquate pour le PASCF. La VTR de 2,9 mg/kg mc/j (CEAEQ, 2012) représentent un niveau d'effet de 40%. La VTR de Sample *et al.* (1996; 10 mg/kg mc/j) a été calculée à partir d'une DMENO provenant d'une étude, et était associée à un niveau d'effet supérieur à 20 % dans les paramètres d'effets pour la reproduction chez le rat (réduction de 28 % des implantations fœtales; réduction de 50 % de la survie fœtale; augmentation de 400 % de la réabsorption fœtale).

Par rapport aux VTR potentielles de l'USEPA, trois VTR ont été jugées moins appropriées comme VTR par défaut du PASCF parce qu'elles reposaient sur des ensembles de données plus restreints. La VTR de 2,9 mg/kg mc/j du MEO (2011) était basée sur une DMENO avec effet sur la croissance provenant d'une seule étude. Le niveau d'effet associé à cette DMENO ne pouvait pas être déterminé et, combiné à d'autres incertitudes liées au calcul de cette VTR (recours incertain de l'ajustement allométrique et incertitudes), n'a donc pas été suffisamment caractérisé pour être considéré comme une VTR par défaut du PASCF. La VTR de 4,56 mg/kg mc/j du CCME (1999a) était fondée sur une DSENO. Toutefois, même si le niveau de traitement n'était pas statistiquement différent de celui du témoin, il était tout de même associé à une diminution de 21 % du gain de masse corporelle par rapport au témoin, et l'incertitude entourant le niveau d'effet associé à cette VTR était donc jugée trop élevée pour que celle-ci soit considérée comme une VTR par défaut du PASCF. La deuxième VTR du CEAEQ (2012) de 2,6 mg/kg mc/j représente une CE20, qui est une extrapolation d'une CL_{50} tirée d'une étude. Après avoir appliqué ses méthodes et ses objectifs, le CEAEQ (2012) avait sélectionné une étude sur un ensemble de sept et l'a considérée comme la plus appropriée. Une CE20 a été jugée adéquate, mais comme il n'existait pas de VTR potentielles fondées sur un grand ensemble de données, il a été impossible de choisir cette VTR comme valeur par défaut du PASCF.

Les trois VTR restantes étaient fondées sur l'ensemble de données de l'USEPA, et représentaient la limite supérieure de la DSENO qui était en dessous de la limite inférieure de la DMENO (0,77 mg/kg mc/j; USEPA, 2005), de la moyenne géométrique des DSENO pour la reproduction, la croissance et la survie (2,3 mg/kg mc/j), et de la moyenne géométrique des DMENO pour la reproduction, la croissance et la survie (7,1 mg/kg mc/j). Ces trois VTR étaient fondées sur plusieurs études. Cependant, aucune de ces VTR n'offre de mesure quantitative de l'ampleur de l'effet qu'elle représente. Il s'ensuit que, dans ce cas, il n'existe pas de méthode claire pour sélectionner la VTR qui offre le degré de protection qui serait le plus susceptible d'entraîner un niveau d'effet allant de minimal à faible. En conséquence, la VTR la plus prudente (0,77 mg/kg mc/j); USEPA, 2005c) a été sélectionnée comme VTR par défaut. La seule limite importante de la VTR sélectionnée est le fait qu'elle pourrait être trop prudente, surtout en considérant que seulement 5 des 81 DMENO dans l'ensemble de données de l'USEPA pour la reproduction, la croissance ou la survie étaient inférieures à cette VTR de 0,77 mg/kg mc/j.

Suggestions pour améliorer les futures VTR

Les données d'études sur la dose-réponse dans l'ensemble de données de l'USEPA pourraient faire l'objet d'un examen plus poussé afin de calculer des VTR améliorées avec un niveau de protection davantage quantifié. Cette mesure, exécutée probablement au prix d'un effort intense, constituerait une amélioration par rapport à la VTR de l'USEPA fondée sur une DSENO et, par conséquent, considérée comme trop prudente potentiellement. Elle mènerait en toute probabilité au calcul d'une VTR davantage harmonisée avec l'orientation du PASCF en matière de VTR (PASCF, 2010b), et pour laquelle il pourrait être mieux démontré quantitativement qu'elle procure un niveau de protection approprié. Cependant, on croit que la VTR sélectionnée offrirait probablement un niveau de protection suffisant, et serait associée au maximum à des effets allant de minimes à faibles pour les espèces communes. En outre, grâce à la méthodologie exhaustive utilisée pour l'obtenir, cette VTR devient donc le meilleur choix actuellement pour une VTR par défaut du PASCF.

Chrome (hexavalent) [métal]

Récepteur : Mammifères

VTR sélectionnée = 9,24 mg/kg mc/j
Source : USEPA, 2008
Classe : B

Base de la VTR sélectionnée
Le VTR sélectionnée repose sur un ensemble de données de l'USEPA et est la moyenne géométrique de 21 DSENO (provenant de 20 études) pour la reproduction et la croissance. Parmi ces points de données de DSENO, environ la moitié (11 sur 21) étaient limités par des DMENO. Ces études n'ont tenu compte que des données sur les souris et les rats, étant donné que les données sur la toxicité du chrome hexavalent pour les mammifères sont limitées.

Avantages de la VTR sélectionnée
L'ensemble de données de l'USEPA comprend beaucoup plus de données sur la toxicité que d'autres méthodes de calcul de la VTR et, dans ce cas, 20 études ont été examinées. Toutes les DSENO utilisées pour calculer la moyenne géométrique représentaient des paramètres d'effets biologiques appropriés (croissance et reproduction), et la moitié étaient limitées par des DMENO. Aucun ajustement allométrique ni aucun facteur d'incertitude n'a été utilisé, et les essais de toxicité ont été jugés représentatifs des conditions réelles. La profondeur des données dont on a tenu compte dans l'élaboration de cette VTR reflète le vaste éventail des conditions d'exposition dans l'environnement et des récepteurs comparativement à une VTR provenant d'une seule étude toxicologique.

Limites de la VTR par défaut recommandée
Étant donné que la base de données à l'appui de l'étude sur la VTR n'a inclus que des études sur les rats et les souris, il n'est pas clair si la VTR représente adéquatement tous les mammifères. Cependant, comme aucune des autres VTR n'a tenu compte des mammifères autres que les rats et les souris, ce problème n'est pas un facteur déterminant dans la sélection d'une VTR par défaut. Étant donné qu'une autre limite est le fait que l'USEPA utilise l'approche de DSENO, il y a une possibilité que cette VTR soit trop prudente aux fins du PASCF.

La spéciation du chrome dans les écosystèmes terrestres est complexe et dépend de nombreux facteurs du site, dont le pH du sol, la teneur en matière organique et la présence d'autres ions métalliques (CCME, 1999b). Par conséquent, lorsque le chrome est à l'étude, il est parfois justifié de tenir compte de la spéciation du chrome dans le site.

Évaluation des VTR potentielles

Tableau A.4. Valeurs toxicologiques de référence (VTR) potentielles propres aux mammifères pour le chrome hexavalent.

VTR potentielle (mg/kg mc/j)	Source (Voir la section 3 Références)[1]
3,28	Sample *et al.* 1996
3,6	CEAEQ 2012
9,24	**USEPA, 2008; Dillon, 2013**
13,14	Sample *et al.*, 1996; Allaway et Stodola, 2011; MEO, 2011

1. La première source mentionnée est la référence principale dans laquelle la VTR potentielle a d'abord été publiée. Dans les sources mentionnées ensuite, on a aussi sélectionné ou cité une VTR potentielle, mais qui n'a pas été calculée par les auteurs.

On a observé des valeurs variant entre 3,28 et 13,14 mg/kg mc/j dans le cas des quatre VTR évaluées pour le chrome hexavalent (VI) . Trois de ces VTR étaient fondées sur une seule étude (3,28, 3,6 et 13,14 mg/kg mc/j), et pour cette raison, elles n'ont pas été préférées à la VTR de l'USEPA qui était fondée sur un ensemble de données plus étendu. Ces trois VTR fondées sur une seule étude présentaient aussi d'autres limites. Aucune de ces trois VTR n'offre de renseignements quantitatifs concernant leur niveau associé de protection, menant à des évaluations de protection soit trop ou pas assez prudentes. La VTR plus élevée de Sample *et al.* (1996; 13,14 mg/kg mc/j) était fondée sur une seule DMENO pour la survie. Même si cette DMENO subchronique a été convertie en une DMENO chronique en la multipliant par un facteur d'incertitude (de 0,1), elle ne comportait aucun autre renseignement sur l'ampleur de l'effet qui y était associé. En conséquence, le niveau de protection offert par cette VTR est incertain. De même, la VTR inférieure de Sample *et al.* (1996; 3,28 mg/kg mc/j) est fondée sur une DSENO sans limites pour la croissance et la consommation alimentaire et, par conséquent, pourrait être potentiellement trop prudente. La valeur du CEAEQ (2012; 3,6 mg/kg mc/j) a aussi été obtenue d'une DSENO (mortalité), multipliée par un facteur d'incertitude (de 0,1) afin de tenir compte du paramètre d'effets pour la survie plus grave. Le CEAEQ (2012) a aussi appliqué un ajustement allométrique (du rat à la souris) dans le calcul de cette VTR, ce qui n'est plus généralement recommandé pour le calcul de la VTR (PASCF, 2010b). Aucune de ces trois VTR n'a été sélectionnée comme valeur par défaut pour le PASCF en raison de diverses limites (p. ex., une seule étude, l'absence de l'ampleur de l'effet), ainsi que de la disponibilité d'une autre VTR qui répondait à un plus grand nombre de critères d'évaluation présentés dans l'annexe B.

L'ensemble de données de l'USEPA (2008) est constitué de 71 résultats provenant de 20 articles scientifiques, lesquels portaient sur un éventail de paramètres. La VTR de l'USEPA (9,24 mg/kg mc/j) est la moyenne géométrique de 21 DSENO pour la reproduction et la croissance issues de l'ensemble de données de l'USEPA. En conséquence, l'USEPA offre probablement une image plus complète de la toxicité du chrome hexavalent chez les mammifères que les trois autres VTR potentielles, qui sont toutes fondées sur une seule étude. La principale limite de la VTR de l'USEPA est le fait qu'elle pourrait être trop prudente, et il n'existe, à l'heure actuelle, aucune évaluation quantitative sur le niveau de protection conféré par cette VTR. Cependant, elle se situe dans la gamme de variation d'autres VTR disponibles qui ont été évaluées et elle a été calculée en tenant compte des résultats de plusieurs études toxicologiques et, dans l'ensemble, on la considère comme étant associée au maximum à des effets minimes à faibles pour les espèces courantes. Par conséquent, elle offre un niveau de protection approprié comme VTR par défaut pour le PASCF. L'une des incertitudes associées à cette VTR est liée à la spéciation du chrome. Le chrome hexavalent est plus toxique que le chrome trivalent. Le chrome hexavalent provient principalement de sources anthropiques, alors que le chrome trivalent est naturellement présent dans l'environnement (CCME, 1999b). La spéciation du chrome (comme chrome

hexavalent, trivalent ou autre) dépend des conditions du site. Lorsque le chrome est un contaminant du site, il serait utile de recueillir des données propres au site sur la spéciation du chrome dans le milieu terrestre pour réduire l'effet de cette incertitude dans les ERE.

Suggestions pour améliorer les futures VTR

À l'avenir, on pourrait élaborer des VTR améliorées qui sont plus harmonisées avec l'orientation du PASCF en matière de VTR (PASCF, 2010b) et qui possèdent un niveau de protection mieux quantifié. En dépit des efforts plutôt soutenus exigés, il faudrait, pour ce faire, calculer l'ampleur de l'effet et les données sur la relation dose-réponse associées à une ou des études qui soutiennent la VTR sélectionnée fondée sur une DSENO, puis d'appliquer la méthodologie de dose-réponse (PASCF, 2010b) pour obtenir une nouvelle VTR avec un niveau de protection calculé quantitativement. La toxicité du chrome pour la santé humaine a été beaucoup plus étudiée que sa toxicité pour les espèces sauvages (CCME, 1999b). Comme on soupçonne que les données de toxicité sur lesquelles reposent les VTR pour la santé humaine pourraient aussi s'appliquer aux mammifères sauvages, il y aurait peut-être lieu de prendre en compte d'autres données sur les VTR pour la santé humaine pour élaborer les VTR pour les espèces sauvages dans le futur.

Chrome (total) [métal]

Récepteur : Mammifères

VTR sélectionnée = 2,4 mg/kg mc/j
Source : USEPA, 2008
Classe : C

Base de la VTR sélectionnée :

Cette VTR sélectionnée provient d'un ensemble de données de l'USEPA (2008), et est la moyenne géométrique de neuf DSENO (toutes sans limites) pour les paramètres d'effets relatifs à la croissance, tirées de huit études uniques (il n'y avait pas de DSENO pour la reproduction disponible dans l'ensemble de données à inclure dans le calcul de cette moyenne géométrique). L'ensemble de données de l'USEPA (2008) comprenait aussi six DMENO sans limites supplémentaires pour les paramètres d'effets relatifs à la survie, la croissance et la reproduction, et une DSENO sans limites pour un paramètre d'effets de survie, qui n'étaient pas incluses directement dans la moyenne géométrique selon la méthodologie de l'USEPA (2003) pour le calcul de la VTR. Les données de l'ensemble de données de l'USEPA (2008) représentaient quatre études avec quatre espèces de mammifères, soit le cochon, le bœuf, le rat et la souris. Ces espèces correspondent à une représentation moyenne de tous les mammifères. Cependant, l'ajout d'autres espèces (particulièrement des espèces plus sensibles) pourrait renforcer l'ensemble des données considérablement. Notez que le chrome trivalent est la forme chimique utilisée dans les essais de toxicité fondamentaux en supposant que la majeure partie du chrome total est sous forme trivalente.

Avantages de la VTR sélectionnée

La VTR de l'USEPA a été obtenue à partir de plusieurs études toxicologiques (n = 9) et, par conséquent, reflète davantage le vaste éventail de conditions d'exposition et de récepteurs qu'une VTR élaborée à partir d'une seule étude toxicologique. Les études ont porté sur quatre espèces de mammifères, ce qui a permis d'obtenir une représentation supérieure de divers mammifères comparativement aux VTR élaborées à partir de données de toxicité pour les rats et/ou les souris seulement. L'étude a été bien conçue (paramètres d'effets biologiques acceptables; reflet des conditions environnementales réelles; gamme de durées d'exposition; eau et aliments contaminés utilisés comme voie d'exposition) et il n'y a eu aucune application de mise à l'échelle ou de facteur d'incertitude pendant le calcul de la VTR.

Limites de la VTR par défaut recommandée

Globalement, des données limitées sont disponibles pour le chrome trivalent dans les publications scientifiques. Conséquemment, l'ensemble de données sur les VTR de chrome (total) de l'USEPA ne correspondait qu'à des études utilisant des DSENO sans limites avec la croissance comme paramètre d'effets biologiques. Les DSENO avec limites sont préférables parce qu'elles offrent une image plus détaillée de la relation dose-réponse. En outre, les VTR élaborées à partir des DSENO peuvent souvent être trop prudentes aux fins du PASCF. D'autres indications selon lesquelles la VTR sélectionnée est peut-être trop prudente incluent le fait qu'elle est la plus faible de toutes les VTR potentielles évaluées (tableau A.5), et qu'aucune DMENO (pour la reproduction, la croissance ou la survie) dans l'ensemble de données de l'USEPA n'était inférieure à la VTR sélectionnée. La confiance dans la VTR sélectionnée pour le chrome total (2,4 mg/kg mc/j) est faible également parce qu'elle est inférieure à la VTR sélectionnée pour le chrome hexavalent (9,24 mg/kg mc/j), que l'on croit être plus toxique. Le chrome trivalent peut provenir de sources naturelles (CCME, 1999b). À l'opposé, le chrome hexavalent est principalement associé à des sources anthropiques (CCME, 1999b). La spéciation du chrome dans les

écosystèmes terrestres est complexe et dépend de nombreux facteurs propres au site, dont le pH du sol, la teneur en matière organique et la présence d'autres ions métalliques (CCME, 1999b). Par conséquent, lorsque le chrome est à l'étude, en particulier lorsqu'on soupçonne des sources de contamination par du chrome hexavalent, il est justifié de tenir compte de la spéciation du chrome dans le site. D'autres préoccupations concernant une VTR trop prudente découlent du fait que le chrome trivalent est un oligo-élément. Cependant, les doses de chrome trivalent ou de chrome total associées avec les apports quotidiens minimums requis n'ont pas été examinées dans le cadre de cette évaluation.

Évaluation des VTR potentielles

Tableau A.5. Valeurs toxicologiques de référence (VTR) potentielles propres aux mammifères pour le chrome total.

VTR potentielle (mg/kg mc/j)	Source (Voir la section 3 Références)[1]
2,4	**USEPA, 2008; Allaway et Stodola, 2011; Dillon, 2013**
3,6	CEAEQ 2012
5,5	MEO, 2011; Allaway et Stodola, 2011
9,6	MEO, 2011; Allaway et Stodola, 2011
2 737	Sample *et al.*, 1996; Allaway et Stodola, 2011; MEO, 2011

1. La première source mentionnée est la référence principale dans laquelle la VTR potentielle a d'abord été publiée. Dans les sources mentionnées ensuite, on a aussi sélectionné ou cité une VTR potentielle, mais qui n'a pas été calculée par les auteurs.

Cinq VTR pour le chrome total ont été évaluées, s'étendant sur cinq ordres de grandeur, soit de 2,4 à 2 737 mg/kg mc/j. La valeur la plus faible de 2,4 mg/kg mc/j a été sélectionnée (dans l'USEPA, 2008) comme VTR par défaut à cause des avantages décrits ci-dessus. La troisième VTR la plus faible (5,5 mg/kg mc/j; MEO, 2011) était fondée sur une DSENO pour les changements histopathologiques chez les chiens et les chats. Le MEO (2011) a aussi inclus une VTR de 9,6 mg/kg mc/j, qui était fondée sur une DMENO pour les dommages aux reins chez les vaches. Les deux VTR du MEO (2011) n'ont pas été sélectionnées comme VTR par défaut pour le PASCF parce qu'elles avaient été conçues pour protéger des catégories particulières d'animaux (5,5 mg/kg mc/j pour la protection du renard roux; 9,6 mg/kg mc/j pour la protection du mouton). En conséquence, l'application de ces deux VTR est incertaine comme valeur par défaut en matière de protection pour toutes les espèces de mammifères. En outre, il n'y avait pas suffisamment de renseignements facilement disponibles pour évaluer complètement ces VTR. La VTR du CEAEQ (2012; 3,6 mg/kg mc/j) était fondée sur une DSENO pour la survie, multipliée par un facteur d'incertitude (0,1) pour tenir compte du paramètre d'effets de mortalité, et a inclus un ajustement allométrique (du rat à la souris). La VTR du CEAEQ (2012) a été sélectionnée comme la DSENO la plus faible (paramètres d'effets pour la croissance, la reproduction ou la mortalité) provenant de trois études distinctes, dont deux portaient sur des essais de toxicité du chrome hexavalent, et seulement une sur la toxicité du chrome trivalent. En conséquence, l'application de la VTR du CEAEQ (2012; 3,6 mg/kg mc/j) est incertaine comme VTR par défaut pour le chrome total. La VTR la plus élevée disponible (2 737 mg/kg mc/j) tirée de Sample *et al.* (1996) est supérieure à la VTR sélectionnée par trois ordres de grandeur, et fondée sur une DSENO sans limites pour un cycle de reproduction de 90 jours ainsi qu'un cancer et une longévité de 2 ans. Chaque VTR, y compris la VTR sélectionnée, a ses propres avantages et limites fondées sur les critères appliqués dans cette évaluation. D'autres recherches sont nécessaires pour étudier le vaste écart entre les VTR disponibles.

Suggestions pour améliorer les futures VTR

En général, les données toxicologiques disponibles propres aux mammifères sont limitées pour le chrome trivalent. Cependant l'utilité de ces données pourrait être améliorée en calculant l'importance des effets des DSENO et DMENO, et en appliquant subséquemment la méthodologie de calcul recommandée pour la VTR du PASCF (PASCF, 2010b), qui vise l'intégration de données de plusieurs études (plutôt que de chercher une seule « meilleure » étude ou VTR). La prise en compte des doses quotidiennes minimales requises de chrome total et/ou trivalent pour les mammifères pourrait être incluse dans le processus de calcul des futures VTR. En outre, une recherche dans les publications mises à jour afin d'obtenir d'autres données toxicologiques pourrait contribuer à compléter l'ensemble présentement limité de données disponibles.

Cuivre [métal]

Récepteur : Mammifères

VTR sélectionnée = 5,6 mg/kg mc/j
Source : USEPA, 2007a
Classe : A

Base de la VTR sélectionnée

La VTR sélectionnée provient de l'USEPA (2007a) et correspond à la limite supérieure de la DSENO qui est en dessous de la limite inférieure de la DMENO pour des paramètres d'effets biologiques pertinents (reproduction, croissance et survie) dans un grand ensemble de données (278 résultats à partir de 97 études). Cette étude particulière qui correspond à cette DSENO est celle d'Allcroft *et al.* (1961). Globalement, l'ensemble de données de l'étude inclut celles sur plusieurs espèces de mammifères (rat, souris, cochon, vison, bœuf, cobaye, lapin, cheval, musaraigne, mouton et chèvre) et, en conséquence, est considéré comme représentatif de tous les mammifères.

Avantages de la VTR sélectionnée

La VTR sélectionnée est la seule VTR potentielle propre aux mammifères pour le cuivre (tableau A.6) dont la méthodologie de calcul a inclus plus d'une étude. Au total, 97 études ont été évaluées pour cette VTR qui couvrait plusieurs espèces différentes de mammifères et plusieurs paramètres d'effets biologiques. Parmi d'autres avantages de cette VTR sélectionnée, on compte l'absence de l'application d'un ajustement allométrique ou de facteurs d'incertitude, ainsi qu'un plan expérimental qui reflète les conditions réelles de l'environnement en raison de l'utilisation de l'eau et des aliments contaminés comme voies d'exposition, de formes chimiques pertinentes (sulfate de cuivre, chlorure de cuivre, carbonate de cuivre basique et acétate de cuivre), ainsi que d'une gamme de durées d'exposition aiguë et chronique (15 jours à 2 ans).

Limites de la VTR par défaut recommandée

La principale limite de cette VTR est le fait qu'elle a utilisé les méthodes liées à la DMENO et à la DSENO au lieu de la relation dose-réponse, et que la majeure partie des DSENO dans l'étude de l'USEPA étaient sans limites (91/123). Étant donné que l'USEPA élabore une VTR fondée sur la DSENO, il est possible qu'elle soit trop prudente pour les programmes de PASCF. Cependant, quatre DMENO pour la reproduction, la croissance ou la survie dans l'étude de l'USEPA étaient inférieures à la VTR sélectionnée. En outre, toutes les DSENO avec limites étaient, en moyenne, un facteur ou deux ou moins que leur DMENO correspondante. Cette situation indique potentiellement une courbe de dose-réponse à forte pente et, en conséquence, cette VTR fondée sur une DSENO est considérée comme pouvant probablement fournir un niveau suffisant de protection comme valeur par défaut pour les sites du PASCF (même si une analyse quantitative supplémentaire serait requise pour soutenir le niveau de protection fourni par cette VTR). L'ensemble de données de l'USEPA ne comprend pas les trois études menées chez le mouton, mais il convient peut-être de calculer, pour chaque site, des VTR davantage propres à un récepteur et à un site, dans les sites où le mouton est un récepteur préoccupant. Le mouton est réputé être un récepteur plus sensible à l'exposition au cuivre et aux interactions complexes entre le cuivre et d'autres éléments, ce qui entraîne un éventail de doses plus étroit, de l'absence de cuivre à l'intoxication à cette substance (CCME, 1999c).

Évaluation des VTR potentielles

Tableau A.6. Valeurs toxicologiques de référence (VTR) potentielles propres aux mammifères pour le cuivre.

VTR potentielle (mg/kg mc/j)	Source (Voir la section 3 Références)[1]
0,89	MEO, 2011; Allaway et Stodola, 2011
5,6	USEPA, 2007a; Dillon, 2013
15,14	Sample *et al.*, 1996; Allaway et Stodola, 2011; MEO, 2011
26,67[2]	USEPA Region 9 BTAG, 2009
30,7	CEAEQ 2012
38	Rae, 2013
74	Rae, 2013

1. La première source mentionnée est la référence principale dans laquelle la VTR potentielle a d'abord été publiée. Dans les sources mentionnées ensuite, on a aussi sélectionné ou cité une VTR potentielle, mais qui n'a pas été calculée par les auteurs.
2. Cette valeur représente la « dose non ajustée » (c.-à-d. sans la prise en compte des facteurs d'incertitude), présentée dans USEPA Region 9 BTAG (2000). La VTR pour les mammifères de l'USEPA Region 9 BTAG (2009) associée au cuivre est de 2,67 mg/kg mc/jour, et a été multipliée par un facteur d'incertitude de 10 pour tenir compte du passage de l'exposition subchronique à l'exposition chronique.

Un total de sept VTR propres aux mammifères pour le cuivre ont été évaluées dans le cadre du PASCF, et les valeurs se situaient de 0,89 à 74 mg/kg mc/j,. Les VTR de 0,89 et de 26,67 mg/kg mc/j ne pouvaient pas être sélectionnées comme valeurs par défaut en raison de l'insuffisance des renseignements disponibles permettant d'évaluer complètement leurs méthodes de calcul, ce qui produit un niveau élevé d'incertitude associé à ces VTR. Deux des VTR restantes (15,4 mg/kg mc/j, Sample *et al*., 1996; et, 30,7 mg/kg mc/j, CEAEQ, 2012) étaient fondées sur des études toxicologiques uniques. En conséquence, ces VTR n'intègrent pas de renseignements sur la gamme de doses associées aux effets nocifs dans un vaste éventail d'espèces, de paramètres d'effets ou de conditions d'exposition, dans la mesure où ces facteurs sont pertinents pour une valeur par défaut du PASCF. En outre, comme aucune de ces VTR n'indique un niveau quantitatif d'effet associé, le degré de protection qu'elles offrent est mal connu. En particulier, la VTR de Sample *et al.* (1996) de 15,4 mg/kg mc/j est fondée sur une DMENO pour la reproduction (vison exposé à du cuivre dans ses aliments pendant un an), qui pourrait potentiellement dépasser le niveau de protection correspondant à un niveau d'effet allant de minimal à faible pour les populations des espèces communes.

Les trois VTR restantes étaient fondées sur l'ensemble de données d'USEPA et représentaient la limite supérieure de la DSENO qui est en dessous de la limite inférieure de la DMENO (5,6 mg/kg mc/j; USEPA, 2007a), la moyenne géométrique des DSENO pour la reproduction, la croissance et la survie (38 mg/kg mc/j), et de la moyenne géométrique des DMENO pour la reproduction, la croissance et la survie (74 mg/kg mc/j). Ces trois VTR étaient toutes fondées sur plusieurs études, et incluaient des données sur un vaste éventail d'espèces (rat, souris, cochon, vison, bœuf, cobaye, lapin, cheval, musaraigne, mouton, chèvre), de paramètres d'effets, et de conditions d'exposition. Cependant, aucune de ces trois VTR n'offre de mesure quantitative de l'importance de l'effet qu'elle représente. Il s'ensuit que, dans ce cas, il n'existe pas de méthode claire pour sélectionner la VTR qui offre le degré de protection le plus susceptible d'entraîner un niveau d'effet allant de minimal à faible. La plus prudente des trois VTR (5,6 mg/kg mc/j; USEPA, 2007a) a donc été sélectionnée comme VTR par défaut pour le PASCF.

Suggestions pour améliorer les futures VTR

Les données sur la dose-réponse dans des études de l'ensemble de données de l'USEPA pourraient faire l'objet d'un examen plus poussé afin d'élaborer des VTR améliorées possédant un niveau de protection davantage quantifié. Cette mesure, exécutée probablement au prix d'un effort intense, constituerait une amélioration par rapport à la VTR de l'USEPA fondée sur une DSENO et, par conséquent, considérée comme trop prudente potentiellement. Elle mènerait en toute probabilité au calcul d'une VTR davantage harmonisée avec l'orientation du PASCF en matière de VTR (PASCF, 2010b), et pour laquelle il pourrait être mieux démontré quantitativement qu'elle procure un niveau de protection approprié. Cependant, on croit que la VTR sélectionnée offrirait probablement un niveau de protection suffisant, et serait associée au plus à des effets allant de minimes à faibles pour les espèces communes. En outre, grâce à la méthodologie complète utilisée pour l'obtenir, cette VTR devient le meilleur choix pour une VTR par défaut du PASCF actuellement.

Cyanure libre [inorganique]

Récepteur : Mammifères

VTR sélectionnée = Aucune adéquate
Source : Aucune adéquate
Classe : Aucune adéquate

Base de la VTR sélectionnée
Aucune adéquate

Avantages de la VTR sélectionnée
Aucun adéquate

Limites de la VTR par défaut recommandée
Aucune adéquate

Évaluation des VTR potentielles :
Aucune des VTR potentielles n'a été jugée adéquate comme valeur par défaut pour le PASCF.

Tableau A.7. Valeurs toxicologiques de référence (VTR) potentielles propres aux mammifères pour le cyanure.

VTR potentielle (mg/kg mc/j)	Source (Voir la section 3 Références)[1]
0,96	CCME, 1996b; Allaway et Stodola, 2011; Dillon, 2013; MEO, 2011
1,97	CCME, 1996b; Allaway et Stodola, 2011
2,23	CCME, 1996b; Allaway et Stodola, 2011
De 2,31 à 3,27	CCME, 1996b; Allaway et Stodola, 2011
23,0	Dillon, 2013
68,7	Sample *et al.*, 1996; MEO, 2011

1. La première source mentionnée est la référence principale dans laquelle la VTR potentielle a d'abord été publiée. Dans les sources mentionnées ensuite, on a aussi sélectionné ou cité une VTR potentielle, mais qui n'a pas été calculée par les auteurs.

Plusieurs VTR, allant de 0,96 à 68,7 mg/kg mc/j, ont été évaluées, mais aucune n'a été jugée adéquate pour le PASCF. Toutes les VTR disponibles étaient fondées sur des expériences ayant mis à l'épreuve des expositions uniques individuelles qui ne sont pas représentatives d'expositions continues à long terme dans l'environnement à des sites contaminés fédéraux. Trois VTR du CCME (1996b, telles que citées dans Allaway et Stodola, 2011), allant de 1,97 à 3,27 mg/kg mc/j, étaient fondées sur une dose létale minimale, qui est associée à un niveau d'effet trop grave pour une VTR par défaut pour le PASCF. Cependant, la VTR la plus faible disponible pour une dose équivalant à environ la moitié de la dose létale minimale (0,96 mg/kg mc/j; CCME, 1996b, d'après Clawson *et al.*, 1934) était fondée sur une DMENO pour le stress respiratoire. La proximité dans les valeurs (facteur de 2) entre les VTR fondées sur un paramètre d'effets létal ou sublétal (c.-à-d. le stress respiratoire) contribue à un faible niveau de confiance dans l'un ou l'autre comme valeur par défaut sélectionnée pour le PASCF. Il y avait plusieurs préoccupations majeures concernant toutes les VTR disponibles, y compris la conception expérimentale (p. ex., la durée de l'exposition), la méthodologie de calcul (utilisation de facteurs d'incertitude), ainsi que les niveaux d'effet et les paramètres d'effets inappropriés. En outre, la gamme

signalée par le CCME (1997b) qui est associée avec une intoxication aiguë des mammifères par le cyanure (0,5 à 3,5 mg/kg mc) chute à un niveau inférieur à plusieurs des VTR, indiquant que même la VTR la plus basse disponible pourrait ne pas offrir une protection adéquate en ce qui concerne les objectifs du PASCF.

Suggestions pour améliorer les futures VTR

D'après les critères établis pour ce projet, aucune des VTR potentielles disponibles n'a été jugée adéquate ou suffisante pour le PASCF. Étant donné le niveau élevé d'incertitude et de limites associées aux VTR disponibles, ainsi que la quantité limitée globalement de données sur la toxicité du cyanure chez les mammifères, d'autres recherches sont recommandées pour élaborer une VTR par défaut qui est adéquate pour le PASCF. D'autres mesures doivent inclure la recherche de données récentes ou mises à jour sur la toxicité, et l'application de méthodes de calcul d'une VTR plus actuelles afin de profiter des données limitées sur la toxicité qui sont présentement disponibles. Par exemple, les sources suivantes comprennent d'autres VTR qui pourraient être examinées : 1) Le document de Santé Canada sur le cyanure (1991), qui cite des données de toxicité chronique potentiellement pertinentes, inclut une étude de deux ans avec des rats (aucun effet à 7,5 ou 10,8 mg/kg mc/j; Gettler et Baine, 1938); et 2) le feuillet d'information des Recommandations canadiennes pour la qualité des sols du CCME (1997b), qui cite une dose orale chronique de référence de 0,02 mg/kg mc d'après Howard et Hanzal (1955).

Pour obtenir n'importe quelle VTR (soit une valeur par défaut ou propre à un site), on doit appliquer la méthodologie de calcul de la VTR recommandée (PASCF, 2010b), et/ou inclure des sources supplémentaires de données probantes pour éclairer les évaluations d'effets dans le cadre d'une approche élargie fondée sur la force probante des données.

Plomb [métal]

Récepteur : Mammifères

VTR sélectionnée = 4,7 mg/kg mc/j
Source : USEPA, 2005d
Classe : B

Base de la VTR sélectionnée

La VTR sélectionnée provient d'un ensemble de données de l'USEPA constitué de 219 études et correspond à la limite supérieure de la DSENO qui est en dessous de la limite inférieure de la DMENO. La base de données incluait des essais de toxicité réalisés avec diverses espèces de mammifères, y compris le rat, le mouton, le cobaye, le hamster, le bœuf, le chien, la musaraigne et le cochon. En conséquence, la VTR sélectionnée est vraiment représentative d'un vaste éventail d'espèces de mammifères. Les paramètres d'effets biologiques, évalués dans le cadre des essais de toxicité pour l'ensemble de données, comprennent ceux liés à la reproduction, à la croissance et à la mortalité.

Avantages de la VTR sélectionnée

La VTR sélectionnée à l'aide du processus de calcul de l'USEPA est tirée de Kimmel *et al.* (1980). Dans cette étude, aucun ajustement allométrique ou de facteur d'incertitude n'ont été utilisé lors des calculs de la VTR. En outre, les données de l'USEPA correspondaient à la seule VTR propre aux mammifères pour le plomb examinée par le PASCF, qui a eu recours à plus d'une seule étude dans le processus de calcul de la VTR. En fait, la VTR de l'USEPA était fondée sur 271 études toxicologiques menées chez une vaste diversité d'espèces mammaliennes, tandis que pour d'autres VTR, on n'a utilisé que des rats et/ou des souris comme espèces de laboratoire. L'USEPA a aussi examiné un certain nombre de paramètres d'effets biologiques pertinents et, la profondeur des données évaluées dans l'élaboration de cette VTR reflète donc mieux une vaste gamme de récepteurs et de conditions d'exposition dans l'environnement, comparativement à une VTR obtenue à partir d'une seule étude toxicologique.

Limites de la VTR par défaut recommandée

Le niveau quantitatif de protection offert par cette VTR n'est pas clair. D'après divers indicateurs, l'USEPA (2005d) pourrait être trop prudent : i) il utilise une approche fondée sur la DSENO pour élaborer les VTR (les DSENO représentent une mesure plus prudente des effets); ii) à peu près seulement la moitié des DSENO incluses dans ce calcul de VTR étaient limitées par des données sur les DMENO; iii) seulement 9 des 151 DMENO pour la reproduction, la croissance et la survie dans l'ensemble de données de l'USEPA sont inférieures à 4,7 mg/kg mc/j, la principale VTR sélectionnée propre aux mammifères indiquant que des effets nocifs surviendraient rarement sous la VTR. En conséquence, l'importance de l'effet et le niveau de protection pour cette VTR ne sont pas clairs. Le diacétate de plomb est la forme chimique utilisée dans la majorité des études toxicologiques réalisées en laboratoire. Il s'agit d'une forme de plomb hautement soluble qui pourrait contribuer à un niveau de protection trop prudent offert par cette VTR. Il pourrait être possible, pour chaque site, d'utiliser des méthodes et des essais conçus pour évaluer la biodisponibilité des contaminants comme le plomb et, par la suite, d'intégrer l'absorption propre au site et pertinente sur le plan de l'environnement des substances chimiques et les données sur l'exposition dans une ERE.

Évaluation des VTR potentielles

Tableau A.8. Valeurs toxicologiques de référence (VTR) potentielles propres aux mammifères pour le plomb.

VTR potentielle (mg/kg mc/j)	Source (Voir la section 3 Références)[1]
4,7	**USEPA, 2005d; Dillon, 2013**
22,4	Allaway et Stodola, 2011
47	Rae, 2013
80	Sample *et al.*, 1996; Allaway et Stodola, 2011; MEO, 2011
161,6	CEAEQ 2012
170	Rae, 2013

1. La première source mentionnée est la référence principale dans laquelle la VTR potentielle a d'abord été publiée. Dans les sources mentionnées ensuite, on a aussi sélectionné ou cité une VTR potentielle, mais qui n'a pas été calculée par les auteurs.

Six VTR allant de 4,7 à 170 mg/kg mc/j ont été évaluées par le PASCF. Trois de ces VTR (22,4 mg/kg mc/j, Allaway et Stodola, 2011; 80 mg/kg mc/j, Sample *et al.*, 1996; et, 161,6 mg/kg mc/j, CEAEQ, 2012) n'ont pu être sélectionnées comme valeurs par défaut pour le PASCF parce qu'il n'était pas immédiatement clair en consultant les publications scientifiques si elles offraient un niveau de protection suffisant pour une VTR par défaut pour le PASCF. Ces trois VTR étaient toutes fondées sur une DMENO pour la reproduction chez les rats provenant de VTR d'Azar *et al.* (1973). Le niveau d'effet associé aux DMENO sur lesquelles reposent ces trois VTR n'est pas immédiatement clair. En outre, étant donné que ces VTR sont fondées sur une seule étude, elles ne permettent pas de déterminer si elles se trouvent dans la distribution de doses associées aux effets nocifs pour un vaste éventail d'espèces, de paramètres d'effets, ou de conditions d'exposition, dans la mesure où ces facteurs sont pertinents pour des valeurs par défaut du PASCF.

Les trois VTR restantes étaient fondées sur l'ensemble de données de l'USEPA, et représentent la limite supérieure de la DSENO qui est en dessous de la limite inférieure de la DMENO (4,7 mg/kg mc/j; USEPA, 2005d), de la moyenne géométrique des DSENO pour la reproduction, la croissance et la survie (47 mg/kg mc/j; Rae, 2013), et de la moyenne géométrique des DMENO pour la reproduction, la croissance et la survie (170 mg/kg mc/j). Chacune de ces trois VTR est fondée sur plusieurs études et est conçue pour évaluer les effets allant d'aucun effet à un effet faible. Cependant, elles sont chacune à un ordre de grandeur différent. Aucune des trois VTR n'offre une mesure quantitative du niveau d'effet qu'elle représente. En conséquence, étant donné la vaste gamme couverte par ces trois VTR, ainsi que l'absence d'une méthode quantitative pour la sélection d'une VTR qui offre le mieux un niveau de protection correspondant à un niveau d'effets allant de minimal à faible (effet < 20 %), la VTR la plus prudente (4,7 mg/kg mc/j; USEPA, 2005d) a été sélectionnée comme VTR par défaut pour le PASCF.

Suggestions pour améliorer les futures VTR

À l'avenir, on pourrait élaborer des VTR améliorées qui sont plus harmonisées avec l'orientation du PASCF en matière de VTR (PASCF, 2010b), et possèdent un niveau de protection mieux quantifié. Même en exigeant des efforts plutôt soutenus, cette façon de procéder nécessiterait de calculer l'importance de l'effet et les données sur la relation dose-réponse associée à une ou des études qui soutiennent la VTR sélectionnée fondée sur une DSENO, et d'appliquer la méthodologie de dose-réponse (PASCF, 2010b) pour élaborer une nouvelle VTR avec un niveau de protection déterminé quantitativement. Cette mesure sera probablement très utile pour résoudre le large écart qui sépare les trois VTR ultimement fondées sur les mêmes données toxicologiques fondamentales.

Mercure inorganique [métal]

Récepteur : Mammifères

VTR sélectionnée = 5,8 mg/kg p. c./j
Source : CEAEQ 2012
Classe : B

Base de la VTR sélectionnée

La VTR sélectionnée, qui provient du CEAEQ (2012), a été élaborée à partir d'une seule étude (Aulerich *et al.,* 1974), qui a exposé des visons à une dose unique expérimentale (10 ppm) de dichlorure de mercure dans leurs aliments pendant 6 mois. Cette dose expérimentale a été associée à une réduction de 9 % du poids à la naissance du visonneau. La VTR sélectionnée de 5,8 mg/kg mc/j a été calculée en extrapolant une CE20 pour le même paramètre d'effets de reproduction, et en utilisant un ajustement allométrique afin de convertir la dose administrée au vison en une dose équivalente pour une souris.

Avantages de la VTR sélectionnée

Aulerich *et al.* (1974) ont exposé des visons au dichlorure de mercure par voie alimentaire pendant 6 mois, ce qui reflète raisonnablement les conditions environnementales réelles (durée et d'exposition). Comme le paramètre d'effets aux fins d'évaluation était associé à la reproduction (poids du visonneau), il représente donc un paramètre biologique acceptable pouvant être appliqué plus facilement à des effets au niveau de la population. Il y a un niveau d'effet quantitatif (20 %) associé à cette VTR, qui confirme que la VTR appuie le niveau voulu de protection pour les VTR par défaut propres à la faune pour le PASCF (c.-à-d. au maximum un niveau d'effet sur les espèces communes allant de minimal à faible). Aucun facteur d'incertitude n'a été utilisé pour le calcul de cette VTR.

Limites de la VTR par défaut recommandée

Globalement, des données limitées sur la toxicité du mercure inorganique sont disponibles, contrairement au mercure organique (c.-à-d. le méthylmercure) qui représente sur le plan toxicologique la forme de mercure la plus pertinente (CCME, 2000). Veuillez consulter d'autres sources (p. ex., CCME, 2000) afin d'évaluer les risques du méthylmercure pour la faune, étant donné que cette VTR ne tient pas compte de la forme organique du mercure.

La VTR sélectionnée pour le mercure inorganique a été élaborée à partir d'une seule étude qui vérifiait une dose expérimentale unique (10 ppm) chez une seule espèce (le vison). Cela signifie que son application et son extrapolation à une série élargie de conditions d'exposition, d'autres doses, et chez d'autres espèces de mammifères, sont incertaines. Par ailleurs, même si l'examen des VTR pour la santé humaine comme VTR potentielles par défaut propres à la faune pour le PASCF ne relève pas du présent module, compte tenu du nombre limité des VTR propres à la faune existantes pour les substances inorganiques, il est aussi important de noter que le CCME (1999d) a établi des DMENO chez le rat variant de 0,226 à 0,633 mg/kg mc/jour; ces valeurs pourraient être prises en considération dans la sélection et l'utilisation de VTR propres au site.

On a aussi utilisé un ajustement allométrique pour la VTR par défaut sélectionnée afin de convertir une dose chez un vison en une dose équivalente pour une souris. Cette façon de faire ne respecte pas la méthodologie privilégiée actuellement pour l'élaboration de la VTR (PASCF, 2010b), pratique qui décourage le recours à un ajustement allométrique.

Évaluation des VTR potentielles

Tableau A.9. Valeurs toxicologiques de référence (VTR) potentielles propres aux mammifères pour le mercure inorganique.

VTR potentielle (mg/kg mc/j)	Source (Voir la section 3 Références)[1]
1	Sample *et al.,* 1996; Allaway et Stodola, 2011; Dillon, 2013
5,8	**CEAEQ 2012**
13,2	Sample *et al.* 1996

1. La première source mentionnée est la référence principale dans laquelle la VTR potentielle a d'abord été publiée. Dans les sources mentionnées ensuite, on a aussi sélectionné ou cité une VTR potentielle, mais qui n'a pas été calculée par les auteurs.

Les trois VTR évaluées étaient toutes fondées sur une seule étude, une seule espèce (rat ou vison), ainsi que des durées et des voies d'exposition semblables (mercure inorganique dans les aliments pendant 6 mois), et aucun facteur d'incertitude n'avait été utilisé. La VTR la plus faible de Sample *et al.* (1996; 1 mg/kg mc/j) et la VTR sélectionnée du CEAEQ (2012; 5,8 mg/kg mc/j) étaient toutes deux fondées sur la même étude toxicologique fondamentale (Aulerich *et al.,* 1974) avec le vison. La différence entre ces deux VTR provient du fait que Sample *et al.*, (1996), ont utilisé directement la DSENO sans limites (associée à un niveau d'effet de 9 %), tandis que le CEAEQ (2012) a extrapolé à partir de données toxicologiques une dose associée à 20 % de niveau d'effet, et d'appliquer un ajustement allométrique. La VTR plus élevée de Sample *et al.* (1996), soit de 13,2 mg/kg mc/j, n'a pas été sélectionnée comme valeur par défaut pour le PASCF à cause d'inquiétudes majeures associées à la forme chimique insoluble du mercure (sulfure de mercure) utilisée dans les essais de toxicité de base (Revis *et al.*, 1989) avec des rats. La forme du métal est très importante lorsque l'on évalue une VTR pour le mercure parce que la solubilité (et, par conséquent, la biodisponibilité) varie considérablement entre les différentes formes ioniques du mercure. Aucun effet nocif n'a été observé pour les 30 doses utilisées par Revis *et al.* (1989), probablement parce que le sulfure de mercure dans les aliments n'était pas très biodisponible pour les espèces de laboratoire, ce qui expliquerait le fait que cette VTR n'offrirait peut-être pas une protection suffisante contre les formes biodisponibles du mercure inorganique. Par exemple, les deux autres VTR potentielles (1 et 5,8 mg/kg mc/j) sont fondées sur le mercure divalent plus soluble et biodisponible ($HgCl_2$). Jusqu'au moment où des VTR plus spécifiques seront élaborées pour différentes formes inorganiques du mercure, la valeur par défaut obtenue à partir de la forme plus biodisponible et soluble du mercure inorganique pourrait être utilisée pour toutes les formes de mercure inorganique, notant qu'elle serait probablement protectrice à l'excès contre les formes moins solubles comme le mercure monovalent dans le sulfure de mercure.

Suggestions pour améliorer les futures VTR

Très peu de données sur la toxicité étaient disponibles pour le mercure inorganique dans cette évaluation. Par conséquent, une recherche dans les publications scientifiques pour trouver d'autres données toxicologiques faciliterait probablement l'élaboration des futures VTR. Par exemple, le document intitulé Great Lakes Water Quality Initiative for Protection of Wildlife (GLWQI) (USEPA, 1995) de l'USEPA cite d'autres données sur la toxicité du mercure inorganique, y compris une DSENO de 14 mg/kg mc/j pour la reproduction et le développement (Fitzhugh *et. coll.,* 1950), et une DMENO de 7 mg/kg mc/j pour le développement (Rizzo et Furst, 1972). Ces données ont été diffusées dans USEPA (1995) sous la forme de résultats obtenus après une recension des publications scientifiques; elles n'ont pas été utilisées directement pour calculer les VTR et n'ont pas été présentées comme étant des VTR propres à la faune (dans le document GLWQI, on n'a pas calculé de VTR propres à la faune pour le mercure organique). Donc, ces données de toxicité tirées de Rizzo et Furst (1972) et citées dans USEPA (1995), n'ont pas été évaluées en tant VTR potentielles dans le présent module.

Elles ont été présentées ici uniquement pour apporter un contexte supplémentaire aux VTR propres à faune existantes et être éventuellement prises en compte dans des utilisations de VTR propres à la faune et au site pour le mercure organique. En outre, en examinant davantage les données toxicologiques de base (c.-à-d. les données sur la relation dose-réponse) disponibles actuellement, et en appliquant la méthodologie de calcul de la VTR recommandée (PASCF, 2010b), il serait peut-être possible d'intégrer quantitativement les données limitées sur la toxicité et d'en améliorer l'utilité.

Nickel [métal]

Récepteur : Mammifères

VTR sélectionnée = 1,7 mg/kg mc/j
Source : USEPA, 2007b
Classe : B

Base de la VTR sélectionnée :

Cette VTR provient d'un ensemble de données de l'USEPA comprenant 119 études et représente la limite supérieure de la DSENO qui est en dessous de la limite inférieure de la DMENO pour les paramètres d'effets relatifs à la reproduction, la croissance et la survie. La VTR sélectionnée (1,7 mg/kg mc/j) provient de Pandey et Srivastava (2000) qui ont étudié les effets sur la reproduction chez la souris pendant 35 jours. Comme l'ensemble de données de l'USEPA comprenait des données pour cinq espèces (rat, souris, chien, campagnol et bœuf), la VTR est considérée comme représentative d'une diversité de mammifères. Cependant, elle est fondée ultimement sur une DSENO à la limite inférieure de la gamme de DSENO indiquées dans cet ensemble de données et pourrait, en conséquence, être trop prudente comme valeur par défaut pour le PASCF.

Avantages de la VTR sélectionnée

La VTR sélectionnée était la seule valeur propre aux mammifères pour le nickel évaluée par le PASCF, qui était fondée sur plus d'une étude (n = 119). L'inclusion de différentes études signifie que l'ensemble de données comportait plusieurs paramètres d'effets biologiques, plusieurs espèces ainsi qu'une gamme de durées d'étude. Parmi les autres avantages de la VTR sélectionnée, on compte l'absence d'ajustement allométrique ou de facteurs d'incertitude, et le fait que l'étude est considérée comme reflétant les conditions environnementales réelles (c.-à-d. le recours à une voie d'exposition alimentaire, la forme chimique utilisée et la période d'exposition de l'étude).

Limites de la VTR par défaut recommandée

Comme la VTR sélectionnée est fondée sur une DSENO, elle pourrait être trop prudente pour le PASCF. Cependant, sept (des 30) DMENO pour la reproduction, la croissance ou la mortalité dans l'ensemble de données de l'USEPA sont inférieures à la VTR sélectionnée, indiquant que des effets nocifs pourraient survenir sous la VTR sélectionnée. Le niveau d'effet associé à ces DMENO et à la VTR sélectionnée est incertain, et d'autres études pourraient donc chercher à quantifier le niveau de protection offert par la VTR sélectionnée.

Évaluation des VTR potentielles

Tableau A.10. Valeurs toxicologiques de référence (VTR) potentielles propres aux mammifères pour le nickel.

VTR potentielle (mg/kg mc/j)	Source (Voir la section 3 Références)[1]
1,7	**USEPA, 2007b; Dillon, 2013**
11,2	Sample *et al.*, 1996; Allaway et Stodola, 2011
10	Rae, 2013
13	Rae, 2013
40	Allaway et Stodola, 2011
161,6	CEAEQ 2012

1. La première source mentionnée est la référence principale dans laquelle la VTR potentielle a d'abord été publiée. Dans les sources mentionnées ensuite, on a aussi sélectionné ou cité une VTR potentielle, mais qui n'a pas été calculée par les auteurs.

Six VTR propres aux mammifères pour le nickel, allant de 1,7 à 161,6 mg/kg mc/j, ont été évaluées. Deux VTR (11,2 et 40 mg/kg mc/j) étaient fondées sur une DSENO avec limites pour la croissance de la progéniture provenant de la même étude toxicologique de base (Ambrose *et al.*, 1976). Sample *et al.* (1996) et Allaway et Stodola (2011) ont obtenu des VTR différentes à cause d'un ajustement allométrique pour convertir les données sur la toxicité chez le rat (40 mg/kg mc/j) en données pour le cerf de Virginie (11,2 mg/kg mc/j). La VTR du CEAEQ (2012; 161,6 mg/kg mc/j) est aussi fondée sur une seule étude de toxicité, c'est-à-dire dans ce cas, une DMENO avec limites pour un paramètre d'effets de reproduction (réduction du poids des jeunes rats) chez le rat exposé au nickel dans ses aliments pendant trois générations. Dans le cas de ces trois VTR fondées sur une seule étude, leur pertinence pour un éventail élargi de mammifères et de conditions d'exposition est incertaine, et leurs niveaux d'effet associés ne sont pas quantifiés parce qu'elles s'appuient sur une DSENO ou une DMENO.

Les trois VTR restantes étaient fondées sur l'ensemble de données de l'USEPA et représentaient la limite supérieure de la DSENO qui est en dessous de la limite inférieure de la DMENO (1,7 mg/kg mc/j; USEPA, 2007b), de la moyenne géométrique des DSENO pour la reproduction, la croissance et la survie (10 mg/kg mc/j) et de la moyenne géométrique des DMENO pour la reproduction, la croissance et la survie (13 mg/kg mc/j). Ces trois VTR étaient fondées sur plusieurs études (48 DSENO et 30 DMENO pour la reproduction, la croissance ou la survie). Cependant, aucune des trois VTR n'offre de mesure quantitative de l'importance de l'effet qu'elle représente. Il s'ensuit que, dans ce cas, il n'existe pas de méthode claire pour sélectionner la VTR qui peut le mieux offrir un degré de protection correspondant au maximum à un niveau d'effet allant de minimal à faible. En conséquence, la VTR la plus prudente (1,7 mg/kg mc/j; USEPA, 2007b) a été sélectionnée comme VTR par défaut pour le PASCF.

Suggestions pour améliorer les futures VTR

À l'avenir, on pourrait élaborer des VTR améliorées qui sont plus harmonisées avec l'orientation du PASCF en matière de VTR (PASCF, 2010b) et qui possèdent un niveau de protection mieux quantifié. Même en exigeant des efforts plutôt soutenus, cette façon de procéder permettrait de calculer l'ampleur de l'effet et les données sur la relation dose-réponse associées à une ou des études qui soutiennent la VTR sélectionnée fondée sur une DSENO, puis d'appliquer la méthodologie de dose-réponse (PASCF, 2010b) pour élaborer une nouvelle VTR associée à un niveau d'effet quantitatif. Cette mesure serait probablement très utile pour améliorer les VTR qui, comme la VTR par défaut sélectionnée, sont fondées sur un ensemble de données relativement petit (48 DSENO et 30 DMENO), et qui peuvent donc être plus sensibles aux points aberrants.

Sélénium [métalloïde]

Récepteur : Mammifères

VTR sélectionnée = 0,143 mg/kg mc/j
Source : USEPA, 2007c
Classe : B

Base de la VTR sélectionnée

La VTR sélectionnée provient d'un ensemble de données de l'USEPA comprenant 132 études et représente la limite supérieure de la DSENO qui est en dessous de la limite inférieure de la DMENO. On obtient une VTR fondée sur une DSENO de Mahan et Moxon (1984). L'ensemble de données de l'USEPA tient compte de plusieurs espèces de mammifères, y compris le cochon, le rat, le bœuf, la souris, le mouton, le hamster, le chien et le lapin, avec plusieurs paramètres d'effets biologiques (reproduction, croissance et survie).

Avantages de la VTR sélectionnée

La VTR de l'USEPA a été calculée à l'aide de plus d'une étude (n = 132) et de plus d'une espèce (n = 8). Les espèces incluses comprenaient le mouton qui est considéré par le CCME (2009), comme « l'espèce mammalienne la plus sensible à une intoxication par le sélénium ». Dans le processus de calcul de la VTR sélectionnée, on a utilisé des paramètres d'effets biologiques pertinents, mais aucun ajustement allométrique ou aucun facteur d'incertitude n'ont été appliqués.

Limites de la VTR par défaut recommandée

Étant donné que l'ensemble de données de l'USEPA comporte de nombreuses DSENO sans limites, cette VTR pourrait être trop prudente. En fait, seulement 4 des 163 DMENO pour la reproduction, la croissance et la survie dans l'ensemble de données de l'USEPA (2007c), sont inférieures à la VTR fondée sur la DSENO de l'USEPA (2007c). Il existe une certaine incertitude quant à savoir si les études dont les résultats sont inclus dans l'ensemble des données reflètent les conditions réelles sur le terrain, parce que des formes inorganiques de sélénium (p. ex., le sélénite de sodium) ont été utilisées dans la majorité de ces études, contrairement aux formes organiques davantage biodisponibles (p. ex., la sélénométhionine). En outre, la durée maximale d'une étude pour l'ensemble de données de l'USEPA (2007c) a été de 180 jours, et aucun effet à la deuxième génération n'a été pris en compte, une considération qui pourrait être pertinente dans les scénarios d'ERE.

Évaluation des VTR potentielles

Tableau A.11. Valeurs toxicologiques de référence (VTR) potentielles propres aux mammifères pour le sélénium.

VTR potentielle (mg/kg mc/j)	Source (Voir la section 3 Références)[1]
0,05	USEPA Region 9 BTAG, 2009
0,08	CCME, 2009; MEO, 2011
0,143	**USEPA, 2007c; Dillon, 2013**
0,33	Sample *et al.*, 1996; Allaway et Stodola, 2011; MEO, 2011
0,51	CEAEQ 2012
0,54	Rae, 2013
0,8	Rae, 2013

1. La première source mentionnée est la référence principale dans laquelle la VTR potentielle a d'abord été publiée. Dans les sources mentionnées ensuite, on a aussi sélectionné ou cité une VTR potentielle, mais qui n'a pas été calculée par les auteurs.

Sept VTR, allant de 0,05 mg/kg mc/j à 0,8 mg/kg mc/j, ont été évaluées La VTR la plus faible (0,05 mg/kg mc/j; USEPA Region 9 BTAG, 2009) n'a pu être sélectionnée pour plusieurs raisons, y compris l'insuffisance de renseignements dans l'USEPA Region 9 BTAG (2009), ou dans l'étude toxicologique de base initiale (Harr *et al.*, 1967), permettant d'évaluer complètement sa pertinence comme VTR par défaut pour le PASCF. La deuxième VTR la plus basse (0,08 mg/kg mc/j; CCME, 2009) a été indiquée par le CCME (2009) comme la dose à effet le plus faible disponible pour le mouton dans une étude sur la toxicité par Puls (1994), au cours de laquelle des moutons ont été exposés au sélénium dans leurs aliments pendant un an. Le CCME (2009) n'a pas utilisé cette VTR de 0,08 mg/kg mc/j pour élaborer une dose à effet de seuil quotidienne en raison du manque de renseignements sur le niveau de la dose (p. ex., forme chimique de sélénium et paramètre d'effet inconnus). L'évaluation aux fins de sélection d'une valeur par défaut pour le PASCF a aussi permis de déterminer que l'absence de renseignements empêchait la sélection de cette VTR de 0,08 mg/kg mc/j comme VTR par défaut propre à la faune pour le PASCF. Cette même dose de 0,08 mg/kg mc/j a aussi été signalée comme le niveau alimentaire maximal tolérable pour le sélénium qui protège les animaux domestiques (NAS, 1976 et 1980). Cette VTR de 0,33 mg/kg mc/j de Sample *et al.* (1996) a été rejetée également parce qu'elle n'offrait pas un niveau adéquat de protection. Une réduction de 50 % de la production de femelles parmi les jeunes de la deuxième génération a été observée au cours de l'essai de toxicité en appui à cette VTR de Sample *et al.* (1996), ce qui est trop grave pour produire un degré de protection qui correspond à un niveau d'effet allant de minimal à faible seulement. La VTR du CEAEQ (2010; 0,51 mg/kg mc/j) est aussi fondée sur les données toxicologiques de base de la VTR de Sample *et al.* (1996; 0,33 mg/kg mc/j), sauf que l'on a utilisé un ajustement allométrique ainsi qu'une équation de régression afin d'extrapoler à partir des données sur la toxicité pour les appliquer à une CE20. Même si un niveau d'effet quantifié de 20 % est suffisant pour une valeur par défaut propre à la faune du PASCF, la VTR n'a pas été sélectionnée à cause d'incertitudes concernant l'application d'une VTR extrapolée à partir d'une seule étude toxicologique plus ancienne (Rosenfeld et all, 1954), et de l'utilisation d'un ajustement allométrique, qui n'est pas conforme à la méthodologie actuelle recommandée pour l'élaboration d'une VTR (PASCF, 2010b).

Les trois VTR restantes étaient fondées sur l'ensemble de données de l'USEPA et représentaient la limite supérieure de la DSENO qui est en dessous de la limite inférieure de la DMENO (0,143 mg/kg mc/j; USEPA, 2007c), de la moyenne géométrique des DSENO pour la reproduction, la croissance et la survie (0,54 mg/kg mc/j), et de la moyenne géométrique des DMENO pour la reproduction, la croissance et la survie (0,8 mg/kg mc/j). Chacune des trois VTR est fondée sur plusieurs études.

Cependant, aucune de ces trois VTR n'offre de mesure quantitative de l'ampleur de l'effet qu'elle représente. Il s'ensuit que, dans ce cas, il n'existe pas de méthode claire pour sélectionner la VTR qui peut le mieux offrir un degré de protection correspondant au maximum à un niveau d'effet allant de minimal à faible. En conséquence, la plus prudente de ces trois VTR (0,143 mg/kg mc/j; USEPA, 2007c) a été sélectionnée à titre de VTR par défaut pour le PASCF, jusqu'à ce qu'une VTR pertinente devienne disponible pour appliquer une méthodologie de relation dose-réponse plus quantitative telle que décrite dans le PASCF (2010b).

Suggestions pour améliorer les futures VTR

On pourrait apporter des améliorations aux VTR futures (valeurs par défaut futures pour le PASCF, ainsi qu'aux VTR propres à un site) en évaluant quantitativement les niveaux d'effets associés aux données toxicologiques de base, et en appliquant la méthodologie de calcul des VTR recommandée (PASCF, 2010b). Le calcul de futures VTR pourrait aussi inclure des recherches sur la bioaccumulation de sélénium chez les mammifères (surtout les mammifères dans les réseaux trophiques), et sur les conséquences de l'application de données toxicologiques fondées sur le sélénium inorganique (généralement moins biodisponible que le sélénium organique) à une VTR pour le PASCF destinée à offrir de la protection contre toutes les formes de sélénium.

Thallium [métal]

Récepteur : Mammifères

VTR sélectionnée = 0,015 mg/kg mc/j
Source : Williams *et al.*, 2015
Classe : B

Base de la VTR sélectionnée :

La VTR sélectionnée provient de Williams *et al.* (2015), qui ont établi une DMENO sans limites pour la motilité du sperme chez les rats mâles dans une étude par Formigli *et al.* (1986) comme base pour cette VTR. Même si la motilité des spermatozoïdes n'est pas un paramètre typique pour le calcul d'une VTR propre à la faune, Williams *et al.* (2015) justifient l'utilisation de ce paramètre en l'associant à une réduction de la fertilité, ce qui pourrait nuire à la population. Formigli *et al.* (1986) ont signalé une baisse considérable de la fertilité, lorsque la motilité des spermatozoïdes était égale ou inférieure à 37 %. La VTR sélectionnée est fondée sur une DMENO sans limites pour une motilité réduite des spermatozoïdes tirée de Formigli *et al.* (1986) (motilité des spermatozoïdes de 40 % à la DMENO comparativement à 66,5 % de motilité chez les témoins, pour une réduction de 40 % de motilité des spermatozoïdes). En conséquence, on pourrait observer une baisse considérable de la fertilité, et les effets de ce paramètre de la reproduction sur les populations d'animaux sauvages devraient être envisagés pour chacun des sites. La gravité de cette possible baisse de la fertilité est inconnue, et l'utilisation d'un facteur d'incertitude masque davantage le niveau d'effet associé à cette VTR sélectionnée.

Avantages de la VTR sélectionnée

Williams *et al.* (2015) ont examiné sept études différentes sur la toxicité du thallium pour les mammifères, signalant divers paramètres d'effets (y compris la mortalité, la croissance et d'autres), et diverses espèces (rat, souris, hamster et cobaye) avant de sélectionner la DMENO de Formigli *et al.* (1986). Les rats ont été exposés pendant 60 jours au thallium dans l'eau d'abreuvement, une voie d'exposition pertinente.

Limites de la VTR par défaut recommandée

La VTR sélectionnée ne respecte pas l'orientation en matière de calcul d'une VTR pour le PASCF, car la DMENO (pour la motilité du sperme) a été divisée par un facteur d'incertitude de 20 pour calculer une DSENO. Il y a de l'incertitude quant à l'ampleur de l'effet associé à cette VTR fondée sur un paramètre d'effets pour la motilité du sperme et, en conséquence, au sujet du niveau de protection offert aux espèces mammaliennes.

Évaluation des VTR potentielles

Tableau A.12. Valeurs toxicologiques de référence (VTR) potentielles propres aux mammifères pour le thallium.

VTR potentielle (mg/kg mc/j)	Source (Voir la section 3 Références)[1]
0,015	**Williams *et al.*, 2015**
0,07	Sample *et al.*, 1996; Dillon, 2013
0,075	Williams *et al.* 2015
0,2	MEO, 2011; Allaway et Stodola, 2011
0,48	USEPA Region 9 BTAG, 2009

1. La première source mentionnée est la référence principale dans laquelle la VTR potentielle a d'abord été publiée. Dans les sources mentionnées ensuite, on a aussi sélectionné ou cité une VTR potentielle, mais qui n'a pas été calculée par les auteurs.

Cinq VTR, allant de 0,015 à 0,48 mg/kg mc/j, ont été évaluées. Deux de ces VTR (0,07 et 0,48 mg/kg mc/j) n'ont pas été jugées adéquates comme valeur par défaut pour le PASCF à cause d'incertitudes liées aux méthodes de calcul (p. ex., il n'est pas certain que la mise à l'échelle ou des facteurs d'incertitude aient été utilisés), de la pertinence des conditions d'essais de toxicité pour l'environnement, et d'un niveau de protection suffisant pour des effets qui ne dépassent pas le niveau minimal à faible. La VTR du MEO (2011; 0,2 mg/kg mc/j) a été calculée à partir d'une DSENO sans limites pour un paramètre d'effets non conventionnel (alopécie) dans une étude avec des rats (Stoltz *et al.*, 1986, telle que citée par le CCME, 1999e). Il y avait plusieurs limites associées à cette VTR du MEO, y compris la pertinence incertaine de ce paramètre d'effets pour la protection des populations de mammifères, le fait que la voie d'exposition par gavage n'était pas représentative des voies d'exposition dans l'environnement, la prise en compte d'une seule étude toxicologique, et un niveau de protection peut-être trop prudent. La VTR de 0,075 mg/kg mc/j de Williams *et al.* (2015) présente les mêmes qualités, avantages et limites que la VTR sélectionnée, sauf qu'elle inclut un facteur d'incertitude moins prudent de 4 (pour tenir compte de la durée d'exposition subchronique), comparativement au facteur d'incertitude de 20 intégré dans la VTR sélectionnée. La VTR plus prudente de Williams *et al.* (2015) a été sélectionnée car, compte tenu des incertitudes en matière d'ampleur de l'effet associées aux deux VTR, la valeur inférieure est plus susceptible de respecter les niveaux ciblés de protection de la VTR par défaut pour le PASCF.

Suggestions pour améliorer les futures VTR

Dans l'ensemble, les données sur la toxicité du thallium chez les mammifères sont limitées. Concernant les sites contaminés où le thallium est une préoccupation, d'autres recherches sur les données toxicologiques de base pour les VTR existantes, un examen de la littérature pour tenter de repérer toute autre donnée toxicologique supplémentaire et/ou plus récente adéquate, et l'application de la méthodologie de la dose-réponse (p. ex., les recommandations pour des ensembles de données rares dans Hill *et al.*, 2014), aideront à raffiner les évaluations des risques pour l'environnement pour les mammifères exposés au thallium, et pourraient mener au calcul de VTR améliorées à l'avenir.

Uranium [métal]

Récepteur : Mammifères

VTR sélectionnée = 6,13 mg/kg mc/j
Source : Sample *et al.* 1996
Classe : B

Base de la VTR sélectionnée :

La VTR est celle de Sample *et al.* (1996) qui ont utilisé des données d'une étude toxicologique par Paternain *et al.* (1989). Cette VTR est fondée sur une DMENO avec limites pour des paramètres d'effets associés à la reproduction chez la souris (nombre de petits morts par portée, taille et poids des jeunes). Dans cette étude, les souris ont été exposées à de l'acétate d'uranyle (61,32 % U) par voie orale (intubation). Les souris mâles ont été exposées pendant 60 jours avant l'accouplement, et les souris femelles, pendant 15 jours avant l'accouplement ainsi que pendant toute la période de l'accouplement, de la gestation, de la mise bas, et de l'allaitement des portées.

Avantages de la VTR sélectionnée

La VTR sélectionnée est fondée sur un paramètre d'effets pertinent pour la reproduction. Il n'y a eu aucun ajustement allométrique ou de facteurs d'incertitude aux données toxicologiques de base pour calculer cette VTR. La dose de cette VTR sélectionnée était associée à une réduction inférieure à 25 % en ce qui concerne les paramètres d'effets pour la reproduction (Paternain *et al*., 1989), ce qui correspond à un niveau d'effet minimal à faible sur les espèces communes. Deux paramètres d'effets pour la reproduction signalés différaient considérablement de ceux des témoins à 6,13 mg/kg mc/j : « nombre de petits morts par portée » et « masse corporelle des petits » la 4^{e} et la 21^{e} journée après la naissance. Les poids des petits pour le niveau de traitement à 6,13 mg/kg mc/j était réduit de 10 % et de 9 % en comparaison avec les témoins respectivement les 4^{e} et 21^{e} journées. Même s'il a été impossible de normaliser les autres paramètres d'effets (nombre de petits morts par portée), on a observé un petit mort par portée (SD = 2,2) à la naissance (jour 0), au niveau de traitement de 6,13 mg/kg mc/j, comparativement à aucune mortalité dans les portées des témoins.

Limites de la VTR par défaut recommandée

La VTR sélectionnée est fondée sur une seule étude avec des souris. En conséquence, les limites de cette VTR sélectionnée incluent une incertitude quant à l'applicabilité à d'autres mammifères et aux conditions d'exposition. La VTR sélectionnée repose sur une seule étude et ne tient donc pas compte d'autres données probantes liées à des paramètres d'études qui pourraient indiquer des effets possibles à des doses plus faibles (voir l'exposé ci-après sur d'autres VTR potentielles, y compris les données probantes de Gilman *et al*., 1998, citées dans CCME, 2007). La voie d'exposition orale par intubation de Paternain *et al.* (1989) n'est pas aussi représentative des expositions dans l'environnement que d'autres expositions par voie orale (p. ex., l'alimentation ou l'eau d'abreuvement).

Évaluation des VTR potentielles

Tableau A.13. Valeurs toxicologiques de référence (VTR) potentielles propres aux mammifères pour l'uranium.

VTR potentielle (mg/kg mc/j)	Source (Voir la section 3 Références)[1]

0,49	CCME, 2007; Allaway et Stodola, 2011
0,615	CCME, 2007; Allaway et Stodola, 2011
6,13	**Sample *et al.* 1996**

1. La première source mentionnée est la référence principale dans laquelle la VTR potentielle a d'abord été publiée. Dans les sources mentionnées ensuite, on a aussi sélectionné ou cité une VTR potentielle, mais qui n'a pas été calculée par les auteurs.

Même si cette VTR sélectionnée est la plus élevée des trois VTR disponibles à des fins d'évaluation, elle était la seule fondée sur des paramètres d'effets biologiques pertinents. Les deux autres VTR (0,49 et 0,615 mg/kg mc/j du CCME, 2007) étaient fondées sur des paramètres considérés comme moins pertinents pour le PASCF (« détérioration générale de la santé », et effets sur la fonction rénale) parce qu'il est difficile de les associer à des effets au niveau de la population. La VTR du CCME (0,49 mg/kg mc/jour), qui était la dose à effet de seuil quotidienne, était fondée sur les effets sur la fonction rénale, lesquels représentent l'indicateur le plus sensible à la toxicité de l'uranium chez les mammifères. Même si les dommages aux reins peuvent mener à un niveau de mortalité accru, on ignore dans quelle mesure les paramètres d'effets rénaux sont liés quantitativement à la survie et, par conséquent, aux effets sur la population. Le CCME a repéré et examiné au total vingt-deux études différentes sur la toxicité de l'uranium chez les mammifères afin d'obtenir une diversité d'espèces. Cependant, le CCME a mis l'accent sur les données toxicologiques pour le lapin exposé à l'uranium par voie orale, parce que le lapin était considéré comme une espèce plus pertinente sur le plan écologique que le rat ou d'autres espèces. Ultimement, le CCME (2007) n'a sélectionné qu'une seule étude (Gilman *et al.*, 1998) pour former la base de sa dose à effet de seuil quotidienne. L'autre VTR du CCME (2007) (0,615 mg/kg mc/j) provient de la seule étude toxicologique disponible pour le bétail mammalien (Garner, 1963), et représentait une DMENO pour l'état de santé général et la production de lait chez les vaches. Cette VTR par elle-même n'a pas été jugée adéquate comme VTR par défaut pour le PASCF parce qu'elle n'est axée que sur une seule espèce (vache), et qu'elle utilise un paramètre (« détérioration de l'état de santé général ») dont la pertinence en matière de protection des populations est incertaine.

Les deux VTR du CCME (2007) n'ont pas été sélectionnées comme VTR par défaut pour le PASCF, mais elles offrent un contexte toxicologique important et pourraient être envisagées pour un site en particulier, selon les récepteurs propres au site et d'autres éléments à prendre en considération. Pour que la VTR sélectionnée par défaut (6,13 mg/kg mc/jour; Sample *et al*., 1996) puisse bénéficier d'un contexte supplémentaire, la dose la plus élevée examinée dans l'étude de Gilman *et al*. (1998) menée chez le lapin correspondait à 28,7 mg/kg mc/jour et était associée à des effets importants sur la physiopathologie des reins. Gilman *et al*. estimaient que cette dose était potentiellement létale. Les DSENO et DMENO les plus faibles associées à une exposition chronique par voie orale avec effets hématologiques et sur la fonction rénale, citées par le CCME (2007), étaient respectivement de 19 et 39 mg/kg mc/j, chez le rat exposé à l'hexahydrate de nitrate d'uranyle pendant deux ans (Maynard *et al.* 1953). Ces données de toxicité, ainsi que d'autres données de toxicité citées dans CCME (2007) mais non utilisées directement dans le calcul des VTR propres à la faune actuellement disponibles, permettent d'offrir un certain contexte supplémentaire à la VTR par défaut sélectionnée pour le PASCF de l'uranium.

Suggestions pour améliorer les futures VTR

Il est possible d'améliorer les futures VTR propres aux mammifères pour l'uranium. Par exemple, il existe une diversité de données toxicologiques du CCME (2007) qui ne sont pas directement intégrées au processus d'élaboration d'aucune VTR actuellement disponible. Le calcul des futures VTR (soit les VTR par défaut ou propres au site pour des endroits où l'uranium est une préoccupation) pourrait tirer profit d'autres recherches sur les données toxicologiques citées dans des sources de VTR existantes,

d’un examen de la littérature pour tenter de repérer toute autre donnée toxicologique supplémentaire et/ou plus récente adéquate, et de l’application de la méthodologie de calcul de la VTR recommandée par le PASCF (PASCF, 2010b), telle que la méthodologie de dose-réponse (p. ex., les recommandations pour des ensembles de données rares dans Hill *et al.*, 2014). Ces futures mesures possibles aideront à intégrer des renseignements toxicologiques plus complets aux évaluations des risques et des effets de l’exposition à l’uranium.

Justification scientifique à l'appui de l'évaluation des VTR pour le PASCF

Vanadium [métal]

Récepteur : Mammifères

VTR sélectionnée = 4,16 mg/kg mc/j
Source : USEPA, 2005e
Classe : B

Base de la VTR sélectionnée

Cette VTR sélectionnée provient d'un ensemble de données de l'USEPA constitué de 101 résultats (48 études) et représente la limite supérieure de la DSENO qui est en dessous de la limite inférieure de la DMENO pour les paramètres d'effets de reproduction, de croissance et de survie. Étant donné que la base de données de l'étude comprend des renseignements pour cinq espèces (rat, souris, lapin, cochon et mouton), elle est donc considérée comme représentative de tous les mammifères. Cependant, en raison des méthodes de calcul fondées sur la DSENO, la VTR sélectionnée pourrait être trop prudente pour le programme du PASCF.

Avantages de la VTR sélectionnée

Étant donné que la VTR a été calculée en ayant recours à plusieurs études (n = 48) et espèces de mammifères (n = 5), elle est par conséquent considérée comme étant un bon reflet d'un large éventail de conditions d'exposition dans l'environnement et de récepteurs (contrairement à une VTR obtenue en n'utilisant qu'une seule étude). L'ensemble de données de l'étude a inclus des paramètres d'effets biologiques pertinents et, généralement, les conditions de l'étude étaient représentatives des conditions réelles sur le terrain (durée de l'étude > 250 jours, exposition par l'alimentation, formes chimiques inorganiques du vanadium). Il n'y a eu aucun ajustement allométrique ou de facteur d'incertitude.

Limites de la VTR par défaut recommandée

La principale limite de cette VTR est associée au fait qu'elle a été calculée à l'aide de méthodes fondées sur la DSENO (contrairement à la dose-réponse), et que seulement 15 % des DSENO dans l'ensemble de données avaient des limites. Étant donné que le niveau d'effet pour la VTR sélectionnée n'a pas été quantifié, il est possible qu'il s'agisse d'une valeur trop prudente en ce qui concerne les objectifs du PASCF. Cependant, dans l'ensemble de données de l'USEPA, les effets signalés étaient liés à des valeurs situées sous la VTR fondée sur la DSENO (4 des 25 DMENO pour la reproduction, la croissance et la survie dans l'ensemble de données sont inférieures à la VTR sélectionnée).

Évaluation des VTR potentielles

Tableau A.14. Valeurs toxicologiques de référence (VTR) potentielles propres aux mammifères pour le vanadium.

VTR potentielle (mg/kg mc/j)	Source (Voir la section 3 Références)[1]
2,1	Sample *et al.*, 1996; Allaway et Stodola, 2011; MEO, 2011
4,16	**USEPA, 2005e; Allaway et Stodola, 2011; Dillon, 2013**
6	Rae, 2013
9,4	Rae, 2013

1. La première source mentionnée est la référence principale dans laquelle la VTR potentielle a d'abord été publiée. Dans les sources mentionnées ensuite, on a aussi sélectionné ou cité une VTR potentielle, mais qui n'a pas été calculée par les auteurs.

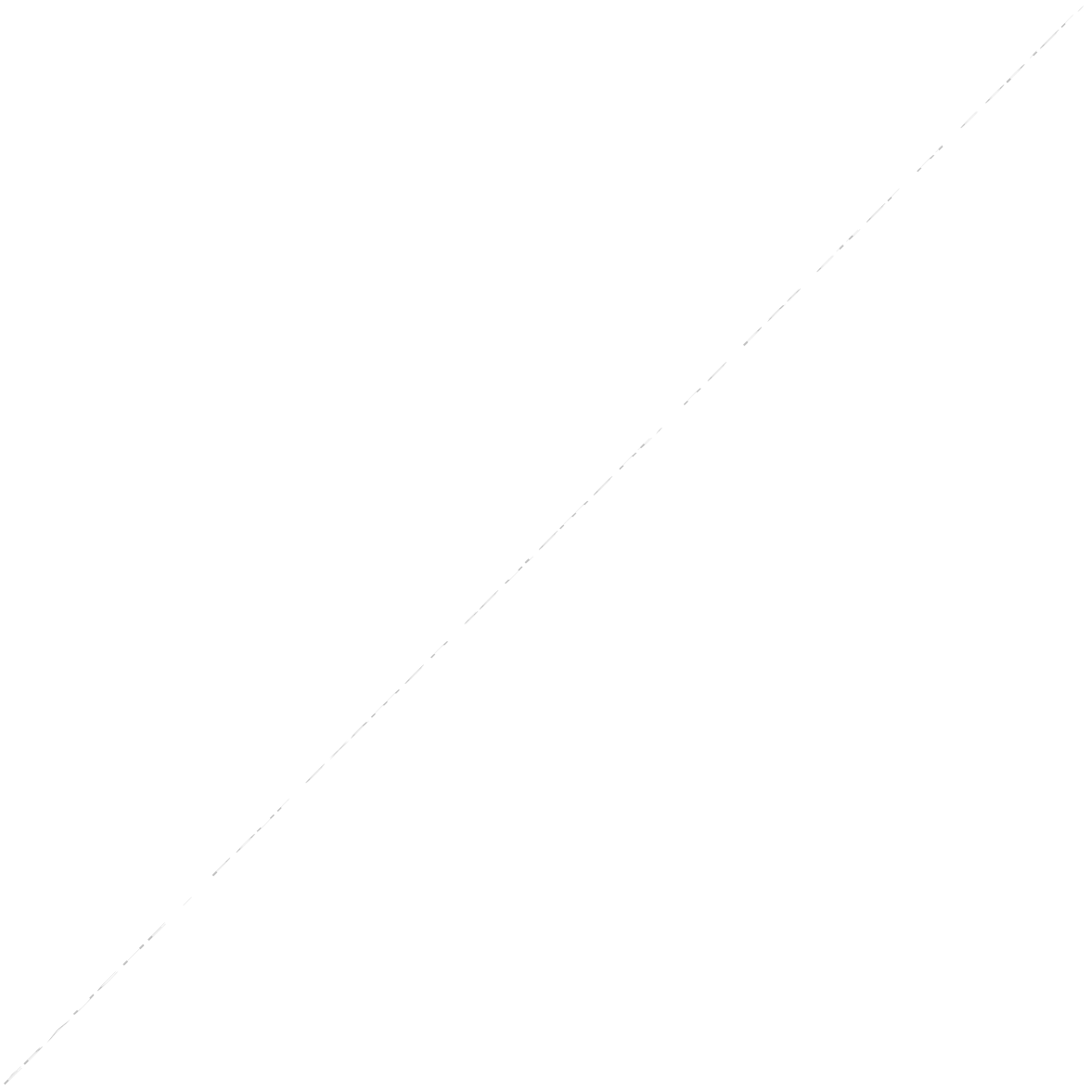
Quatre VTR propres aux mammifères pour le vanadium, allant de 2,1 à 9,4 mg/kg mc/j, ont été évaluées. La VTR la plus faible (2,1 mg/kg mc/j; Sample *et al.*, 1996) n'a pas été sélectionnée principalement parce qu'elle était fondée sur une seule étude et que, par conséquent, son utilisation était limitée pour divers paramètres d'effets et conditions d'exposition ainsi qu'à titre de mesure de protection pour plusieurs espèces. Cette VTR est fondée sur une DMENO sans limites pour des paramètres d'effets dans le domaine de la reproduction (nombre de petits morts par portée, et taille et poids de la progéniture), provenant d'une seule étude avec des rats (Domingo *et al.* 1986). De plus, Main *et al.* (1986) n'ont pas utilisé des voies d'exposition qui reflètent les conditions réelles sur le terrain parce que les rats ont été exposés au vanadium oralement par intubation pendant 60 jours.

Les trois VTR restantes étaient fondées sur l'ensemble de données de l'USEPA et représentaient la limite supérieure de la DSENO qui est en dessous de la limite inférieure de la DMENO (4,16 mg/kg mc/j; USEPA, 2005e), de la moyenne géométrique des DSENO pour la reproduction, la croissance et la survie (6 mg/kg mc/j), ou de la moyenne géométrique des DMENO pour la reproduction, la croissance et la survie (9,4 mg/kg mc/j). Chacune de ces trois VTR est fondée sur plusieurs études et présentaient aussi un très faible écart entre elles, surtout si on les compare à la gamme complète de valeurs de DSENO et de DMENO dans l'ensemble de données de l'USEPA. Par exemple, les DSNEO pour la reproduction, la croissance et la survie se situent entre 0,02 et 21 695 mg/kg mc/j, et les DMENO pour les mêmes paramètres d'effets vont de 1,88 à 108 mg/kg mc/j. Il est à noter que la valeur de la limite supérieure de la fourchette des DSENO semble être une valeur aberrante; la valeur suivante la plus élevée des DSENO de l'USEPA (2005e) pour la reproduction, la croissance et la survie est de 136 mg/kg mc/jour. Dans l'ensemble, ces trois VTR se situent à l'extrémité inférieure de la distribution dans plusieurs études, et procurent probablement un niveau de protection semblable. Cependant, aucune de ces trois VTR n'offre de mesure quantitative de l'ampleur de l'effet qu'elle représente. Donc, il n'existe pas de méthode claire pour sélectionner la VTR procurant le degré de protection qui correspond le mieux à un niveau d'effet allant de minimal à faible. La VTR la plus prudente (4,16 mg/kg mc/j); USEPA, 2005e) a donc été sélectionnée comme VTR par défaut pour le PASCF.

Suggestions pour améliorer les futures VTR

Considérant l'écart important de valeurs provenant d'un nombre relativement petit de données toxicologiques disponibles dans l'ensemble de données de l'USEPA, le calcul de futures VTR pourrait tirer profit de l'application de la méthodologie de type dose-réponse, comme le décrit le PASCF (2010b), pour maximiser l'utilité de données toxicologiques limitées. À l'avenir, on pourrait élaborer des VTR améliorées qui sont plus harmonisées avec l'orientation du PASCF en matière de VTR (PASCF, 2010b), et possèdent un niveau de protection mieux quantifié. Même en exigeant des efforts plutôt soutenus, cette façon de procéder permettrait de calculer l'ampleur de l'effet et les données sur la

relation dose-réponse associées à une ou des études toxicologiques disponibles, et pourrait être personnalisée pour des fins propres au site.



Zinc [métal]

Récepteur : Mammifères

VTR sélectionnée = 75,4 mg/kg mc/j
Source : USEPA, 2007e
Classe : B

Base de la VTR sélectionnée

La VTR sélectionnée qui provient d'un ensemble de données de l'USEPA comprenant 99 études et représente la moyenne géométrique de 69 DSENO pour des paramètres d'effets biologiques pertinents (croissance et reproduction). Étant donné que l'ensemble de données pour l'étude était fondé sur plusieurs espèces de mammifères (souris, rat, mouton, cochon, hamster et bœuf), il est considéré comme représentatif de tous les mammifères. Comme la VTR a été calculée à l'aide de méthodes fondées sur la DSENO, on estime qu'elle offre un degré de protection qui correspond à un niveau d'effet allant de minimal à faible, même si elle pourrait être trop prudente.

Avantages de la VTR sélectionnée

Étant donné que dans le processus de calcul de la VTR sélectionnée, on a tenu compte de nombreuses études toxicologiques différentes (n = 99) et d'un certain nombre de paramètres d'effets biologiques pertinents pour calculer la moyenne géométrique. Par conséquent, la VTR saisit une vaste gamme de conditions d'exposition dans l'environnement et de récepteurs mammaliens. Les études ont été conçues correctement pour refléter les conditions sur le terrain, les durées d'exposition étant suffisamment longues (jusqu'à un an) et les voies d'exposition, surtout alimentaires. Il n'y a pas eu d'ajustement allométrique ou de facteur d'incertitude.

Limites de la VTR par défaut recommandée

L'étude de l'USEPA utilise une approche fondée sur la DSENO afin de calculer une VTR propre aux mammifères pour le zinc. Comme l'ampleur de l'effet est incertaine, il est possible que la VTR soit trop prudente en ce qui concerne les objectifs du PASCF. Comme elles sont sans limites, la majorité des DSENO et des DMENO dans l'ensemble de données de l'USEPA amènent d'autres incertitudes. Le zinc est aussi un élément nutritif essentiel des mammifères et entretient un lien étroit avec le calcium de l'alimentation (CCME, 2018). Il y aurait donc peut-être lieu, pour chacun des sites, de calculer des VTR davantage propres aux récepteurs et au site qui tiennent compte de la carence en zinc et de la toxicité, ainsi que des interactions complexes avec d'autres éléments nutritifs essentiels.

Évaluation des VTR potentielles

Tableau A.15. Valeurs toxicologiques de référence (VTR) potentielles propres aux mammifères pour le zinc.

VTR potentielle (mg/kg mc/j)	Source (Voir la section 3 Références)[1]
9,6	USEPA Region 9 BTAG, 2009
20	MEO, 2011; Allaway et Stodola, 2011; Dillon, 2013
75,4	**USEPA, 2007e; Dillon, 2013**
87	Rae, 2013
290	Rae, 2013
320	Sample *et al.*, 1996; MEO, 2011; Allaway et Stodola, 2011
323,3	CEAEQ 2012

1. La première source mentionnée est la référence principale dans laquelle la VTR potentielle a d'abord été publiée. Dans les sources mentionnées ensuite, on a aussi sélectionné ou cité une VTR potentielle, mais qui n'a pas été calculée par les auteurs.

Sept VTR, allant de 9,6 à 323 mg/kg mc/j, ont été évaluées. Les deux VTR les plus faibles (9,6 et 20 mg/kg mc/j respectivement de l'USEPA Region 9 BTAG, 2009, et du MEO, 2011), n'ont pas été sélectionnées comme valeurs par défaut pour le PASCF parce qu'il n'y avait pas suffisamment de renseignements disponibles sur leur calcul ou les données toxicologiques de base afin d'effectuer une évaluation. En outre, ces deux VTR ont été calculées à partir d'une seule étude et, en conséquence, leur application à une vaste gamme d'espèces, de paramètres d'effets ou de conditions d'exposition est limitée et incertaine. De même, la VTR fondée sur la DMENO de 320 mg/kg mc/j (Sample, *et al.*, 1996) n'a pas été considérée comme adéquate comme VTR par défaut propre à la faune pour le PASCF parce qu'elle est basée sur une seule étude avec des rats dont l'ampleur de l'effet est inconnu. En conséquence, il n'est pas certain que cette VTR offre un degré de protection suffisant qui correspond à un niveau d'effet allant de minimal à faible. La VTR du CEAEQ (2012; 323,3 mg/kg mc/j) est aussi fondée sur les données toxicologiques de base de la VTR de Sample *et al.* (1996; 320 mg/kg mc/j), à part le fait qu'un ajustement allométrique a été utilisée afin de convertir la dose administrée au rat en dose équivalente pour la souris.

Les trois VTR restantes étaient fondées sur l'ensemble de données de l'USEPA et représentaient la moyenne géométrique des DSENO pour la reproduction et la croissance (75,4 mg/kg mc/j; USEPA, 2007e), comme moyenne géométrique des DSENO pour la reproduction, la croissance et la survie (87 mg/kg mc/j; Rae, 2013), et comme moyenne géométrique des DMENO pour la reproduction, la croissance et la survie (290 mg/kg mc/j, Rae, 2013). Chacune de ces trois VTR est fondée sur plusieurs études, et ces trois valeurs sont aussi semblables, particulièrement en ce qui concerne la gamme des valeurs de DSENO et de DMENO dans l'ensemble de données de l'USEPA. Par exemple, les DMENO pour la reproduction, la croissance et la survie (n = 33) se situent entre 8,71 et 4 927 mg/kg mc/j (les DSENO pour les mêmes paramètres d'effets présentent une gamme de valeurs très semblable; 4,33 à 4 878 mg/kg mc/j; n = 86). Cependant, aucune de ces VTR n'offre de mesure quantitative de l'ampleur de l'effet qu'elle représente. Il s'ensuit que, dans ce cas, il n'existe pas de méthode claire pour sélectionner la VTR qui offre le degré de protection correspondant le mieux au niveau d'effet allant de minimal à faible. En conséquence, la plus prudente de ces trois VTR (75,4 mg/kg mc/j; USEPA, 2007e) a été sélectionnée comme VTR par défaut pour le PASCF.

Suggestions pour améliorer les futures VTR

Considérant la vaste gamme de valeurs de DSENO et de DMENO dans l'ensemble de données toxicologiques de l'USEPA, le calcul de futures VTR pourrait tirer profit de l'application de la méthodologie de type dose-réponse, comme le décrit le PASCF (2010b), pour maximiser l'utilité des données toxicologiques disponibles. À l'avenir, on pourrait élaborer des VTR améliorées qui sont plus harmonisées avec l'orientation du PASCF en matière de VTR (PASCF, 2010b), et possèdent un niveau de protection mieux quantifié. Même en exigeant des efforts plutôt soutenus, cette façon de procéder permettrait de calculer un niveau de protection plus quantitatif pour les futures VTR par défaut ou propres au site.

Anthracène [HAP à poids moléculaire faible]

Récepteur : Mammifères

VTR sélectionnée = Aucune adéquate
Source : Aucune adéquate
Classe : Aucune adéquate

Base de la VTR sélectionnée
Aucune adéquate

Avantages de la VTR sélectionnée
Aucun adéquate

Limites de la VTR par défaut recommandée
Aucune adéquate

Évaluation des VTR potentielles
Aucune des VTR évaluées n'a été jugée adéquate pour le PASCF.

Tableau A.16. Valeurs toxicologiques de référence (VTR) potentielles propres aux mammifères pour l'anthracène.

VTR potentielle (mg/kg mc/j)	Source (Voir la section 3 Références)[1]
200	CCME, 2007; Allaway et Stodola, 2011; Dillon, 2013
1 000	MEO, 2011; CCME, 2007

1. La première source mentionnée est la référence principale dans laquelle la VTR potentielle a d'abord été publiée. Dans les sources mentionnées ensuite, on a aussi sélectionné ou cité une VTR potentielle, mais qui n'a pas été calculée par les auteurs.

En général, très peu de données sur la toxicité de l'anthracène chez les mammifères existent. Les deux VTR examinées par le PASCF sont fondées sur la même étude (USEPA, 1989a), un facteur d'incertitude de 5 étant appliqué à la VTR de 200 mg/kg mc/j. L'USEPA (1989a) a calculé la VTR à titre de DSENO sans limites pour la survie et la croissance à partir d'une étude en laboratoire sur la toxicité chez les souris à qui on a administré une dose quotidienne d'anthracène par gavage. L'absence de données toxicologiques de base constitue une préoccupation majeure et, par conséquent, aucune VTR ne peut être recommandée à des fins d'utilisation comme valeur par défaut par le PASCF.

Suggestions pour améliorer les futures VTR

Pour obtenir n'importe quelle VTR (soit une valeur par défaut ou propre à un site), on doit appliquer la méthodologie de calcul recommandée aux données toxicologiques existantes et à toute nouvelle donnée toxicologique potentielle (PASCF, 2010b), et/ou inclure des sources supplémentaires de données probantes pour éclairer les évaluations d'effets dans le cadre d'une approche élargie fondée sur la force probante des données.

Justification scientifique à l'appui de l'évaluation des VTR pour le PASCF

Fluorène [HAP à poids moléculaire faible]

Récepteur : Mammifères

VTR sélectionnée = Aucune adéquate
Source : Aucune adéquate
Classe : Aucune adéquate

Base de la VTR sélectionnée
Aucune adéquate

Avantages de la VTR sélectionnée
Aucun adéquate

Limites de la VTR par défaut recommandée
Aucune adéquate

Évaluation des VTR potentielles
Aucune des VTR potentielles n'a été jugée adéquate pour le PASCF.

Tableau A.17. Valeurs toxicologiques de référence (VTR) potentielles propres aux mammifères pour le fluorène.

VTR potentielle (mg/kg mc/j)	Source (Voir la section 3 Références)[1]
50	CCME, 2010; Allaway et Stodola, 2011; Dillon, 2013
125	LANL, 2014

1. La première source mentionnée est la référence principale dans laquelle la VTR potentielle a d'abord été publiée. Dans les sources mentionnées ensuite, on a aussi sélectionné ou cité une VTR potentielle, mais qui n'a pas été calculée par les auteurs.

Les données toxicologiques propres aux mammifères pour le fluorène sont limitées, et une seule étude (USEPA, 1989b) a été utilisée pour calculer les deux VTR évaluées par le PASCF. Ultimement, aucune VTR n'a été sélectionnée pour le fluorène en raison de préoccupations majeures concernant les limites des VTR. La valeur inférieure (50 mg/kg mc/j) est la DMENO pour les effets hématologiques de l'USEPA (1989b; 250 mg/kg mc/j), divisée par un facteur d'incertitude de 5. La valeur la plus élevée (125 mg/kg mc/j; LANL, 2014) est la DSENO pour les effets hématologiques de l'USEPA (1989b) sans application de facteurs d'incertitude. Il existe plusieurs limites associées aux deux VTR, y compris l'utilisation de DSENO et de DMENO sans ampleur d'effet précisée, l'application de facteurs d'incertitude, l'applicabilité des données sur les souris à tous les mammifères, une incertitude quant à la pertinence écologique des paramètres d'effets biologiques dans USEPA (1989b; les effets hématologiques comprennent le nombre de globules rouges, la valeur d'hématocrite, le poids du foie et l'hémoglobine), une voie d'exposition expérimentale (gavage) qui ne reflète pas les voies d'exposition pertinentes, et le fait de se fier à une seule étude toxicologique. L'importance de l'écart par rapport à la méthodologie de calcul recommandée par le PASCF a mené à la conclusion qu'aucune VTR par défaut ne pouvait être sélectionnée aux fins d'utilisation dans le PASCF actuellement.

Suggestions pour améliorer les futures VTR

Pour obtenir n'importe quelle VTR (soit une valeur par défaut ou propre à un site), on doit appliquer la méthodologie d'élaboration de VTR recommandée aux données toxicologiques existantes et à toute nouvelle donnée toxicologique potentielle (PASCF, 2010b), et/ou inclure des sources supplémentaires de données probantes pour éclairer les évaluations d'effets dans le cadre d'une approche élargie fondée sur la force probante des données.

Naphtalène [HAP à poids moléculaire faible]

Récepteur : Mammifères

VTR sélectionnée = 14,3 mg/kg mc/j
Source : LANL, 2014
Classe : B

Base de la VTR sélectionnée

La VTR sélectionnée a été calculée comme moyenne géométrique de neuf DSENO chroniques pour des paramètres d'effets dans les domaines de la reproduction, du développement, de la croissance et de la survie, à partir d'études toxicologiques avec des souris, des rats ou des lapins. Certaines DSENO incluses dans la moyenne géométrique étaient le résultat de l'application de facteurs d'incertitude, tandis que d'autres provenaient de la division d'une DMENO sans limites expérimentale par un facteur de 10. Les DSENO chroniques ont été calculées à partir de DSENO aiguës en divisant par un facteur de 100 ou à partir de DSENO subchroniques en divisant par un facteur de 10.

Avantages de la VTR sélectionnée

La VTR sélectionnée a été calculée à l'aide de DSENO provenant de plusieurs études toxicologiques couvrant une série de paramètres d'effets pertinents (reproduction, croissance et survie) ce qui, en conséquence, a contribué à réduire l'appui de la VTR sur une seule étude toxicologique et les points aberrants possibles ou l'extrémité de la distribution naturelle des réponses associées à l'exposition au naphtalène. Aucun ajustement allométrique n'a été appliqué aux données toxicologiques de base.

Limites de la VTR par défaut recommandée

Cette VTR n'est fondée que sur des données chez le rat, la souris et le lapin. On ignore donc dans quelle mesure elle s'applique à d'autres récepteurs mammaliens. Une combinaison de voies d'exposition a été utilisée pour les données toxicologiques de base. Certaines études ont eu recours à l'exposition par voie orale (p. ex., l'alimentation), qui est préférée à cause de sa plus grande pertinence, tandis que d'autres études ont exposé des animaux par gavage, ce qui représente une voie moins pertinente.

L'utilisation des facteurs d'incertitude pour calculer les DSENO à partir de DMENO et/ou d'expositions aiguës ou subchroniques ne respecte pas l'orientation actuelle du PASCF (PASCF, 2010b). En outre, elle pourrait aussi induire en erreur et mener à un niveau de protection inapproprié aux sites du PASCF (puisqu'on ignore si l'utilisation de facteurs d'incertitude conduit à une VTR trop ou pas assez prudente). Les conséquences de ces facteurs d'incertitude sur l'évaluation des risques sont davantage occultées par l'utilisation d'une moyenne géométrique de plusieurs études, dont certaines se servent de facteurs d'incertitude tandis que d'autres ne le font pas. Il s'ensuit que l'on ne connaît pas clairement le niveau de protection offert par cette VTR.

Évaluation des VTR potentielles

Tableau A.18. Valeurs toxicologiques de référence (VTR) potentielles propres aux mammifères pour le naphtalène.

VTR potentielle (mg/kg mc/j)	Source (Voir la section 3 Références)
10	MEO, 2011
14,3	**LANL, 2014**
28,6	CCME, 2010
50	USEPA Region 9 BTAG, 2009
150	USEPA Region 9 BTAG, 2009
295,44	Sanexen (2002)

Six VTR pour le naphtalène, allant de 10 à 295,44 mg/kg mc/j, ont été évaluées. Pour la majorité des VTR évaluées. Concernant la plupart des VTR potentielles (quatre sur six), les méthodes de calcul étaient associées à plusieurs préoccupations et incertitudes empêchant leur sélection comme valeurs par défaut pour le PASCF. Les sources de préoccupation incluaient un niveau de protection insuffisant pour une VTR par défaut pour le PASCF (MEO, 2011), l'utilisation du gavage comme voie d'exposition (CCME, 2010; LANL, 2014; USEPA, 2009), des données toxicologiques de base ne s'appuyant que sur une seule étude (CCME, 2010; MEO, 2011; Sanexen, 2002; USEPA Region 9 BTAG, 2009) et l'application de facteurs d'incertitude et d'un ajustement allométrique (CCME, 2010; LANL, 2014, MEO, 2011, Sanexen, 2002). Bien que plusieurs de ces préoccupations, par elles-mêmes, ne soient pas nécessairement suffisantes pour empêcher la sélection de ces VTR, c'est la combinaison de plusieurs incertitudes qui a empêché leur sélection. Des deux études restantes, la VTR de 28,6 mg/kg mc/j du CCME (2010) était fondée sur une seule étude avec des rats, alors que la VTR de 14,3 mg/kg mc/j (LANL, 2014) était fondée sur une moyenne géométrique tenant compte de plusieurs études (n = 9).

Notez que la VTR de l'USEPA pour les HAP à poids moléculaire faible (65,6 mg/kg mc/j; USEPA, 2007d) n'a pas été retenue comme VTR potentielle pour le naphtalène parce qu'elle était destinée à être appliquée à tous les HAP à poids moléculaire faible, et incluait des données toxicologiques pour d'autres produits chimiques à part le naphtalène.

Suggestions pour améliorer les futures VTR

Il y a place à l'amélioration pour les futures VTR (valeurs par défaut ou propres au site) en effectuant d'autres recherches sur les données toxicologiques citées dans des sources de VTR et de données sur la toxicité existantes, en examinant la littérature pour tenter de repérer toute autre donnée toxicologique supplémentaire et/ou plus récente adéquate, et en appliquant la méthodologie de calcul de la VTR recommandée par le PASCF, telle que la méthodologie de dose-réponse (PASCF, 2010b) (p. ex., les recommandations pour des ensembles de données rares dans Hill *et al.*, 2014). Cette approche serait probablement très utile pour améliorer les VTR qui, comme la VTR par défaut sélectionnée, sont fondées sur un ensemble de données relativement petit, et peuvent donc être plus sensibles aux points aberrants. Ces futures mesures potentielles contribueront à intégrer des renseignements toxicologiques plus complets aux évaluations des effets et des risques de l'exposition au naphtalène, et à quantifier le niveau de protection offert par les futures VTR.

Phénanthrène [HAP à faible poids moléculaire]

Récepteur : Mammifères

VTR sélectionnée = Aucune adéquate
Source : Aucune adéquate
Classe : Aucune adéquate

Base de la VTR sélectionnée
Aucune adéquate

Avantages de la VTR sélectionnée
Aucun adéquate

Limites de la VTR par défaut recommandée
Aucune adéquate

Évaluation des VTR potentielles
Aucune des VTR potentielles n'a été jugée adéquate pour le PASCF.

Tableau A.19. Valeurs toxicologiques de référence (VTR) potentielles propres aux mammifères pour le phénanthrène.

VTR potentielle (mg/kg mc/j)	Source (Voir la section 3 Références)[1]
70	MEO, 2011; Allaway et Stodola, 2011; Dillon, 2013
140	CCME, 2010

1. La première source mentionnée est la référence principale dans laquelle la VTR potentielle a d'abord été publiée. Dans les sources mentionnées ensuite, on a aussi sélectionné ou cité une VTR potentielle, mais qui n'a pas été calculée par les auteurs.

Très peu de données toxicologiques propres aux mammifères sont disponibles pour le phénanthrène. En conséquence, seulement deux VTR, qui proviennent toutes deux de la même étude (Eisler, 1987), ont été évaluées par le PASCF. Eisler (1987) a réalisé une étude de type DL50 dans le cadre de laquelle des rats ont été exposés à une dose unique de phénanthrène à une concentration de 700 mg/kg mc L'écart entre les deux VTR découle d'une application du facteur d'incertitude : un facteur de 10 a été utilisé pour calculer une VTR de 70 mg/kg mc/j, et un facteur de 5, pour calculer une VTR de 140 mg/kg mc/j. L'étude d'Eisler (1987) ne respecte pas les méthodes de calcul de la VTR recommandées par le PASCF pour les raisons suivantes : elle est fondée sur une seule étude avec des données sans limites, elle n'utilise qu'une seule espèce de laboratoire et il n'a pas été démontré qu'elle offrait un niveau de protection adéquat pour les valeurs par défaut du PASCF. En outre, l'exposition à une dose unique ne reflète pas les conditions environnementales. En conséquence, il a été impossible de recommander une VTR pour le PASCF à ce moment. Même si elle n'a pas été évaluée dans cette matrice, on notera que l'USEPA (2007d) recommande une VTR de 65,6 mg/kg mc/j pour tous les HAP à poids moléculaire faible, ce qui inclut le phénanthrène. Cependant, comme aucune des données de base utilisées dans le calcul de la VTR pour l'HAP à poids moléculaire faible n'était fondée sur le phénanthrène, son applicabilité à titre de VTR pour le phénanthrène est discutable à l'heure actuelle et mérite d'être examinée de plus près.

Suggestions pour améliorer les futures VTR

Pour obtenir n'importe quelle VTR (soit une valeur par défaut ou propre au site), on doit appliquer la méthodologie de calcul de la VTR recommandée aux données toxicologiques existantes et à toute nouvelle donnée toxicologique potentielle (PASCF, 2010b), et/ou inclure des sources supplémentaires de données probantes pour éclairer les évaluations d'effets dans le cadre d'une approche élargie fondée sur la force probante des données. La VTR pour l'HAP à poids moléculaire faible de 65,6 mg/kg mc/j de l'USEPA pourrait aussi être examinée de façon détaillée afin de déterminer si elle est adéquate à des fins d'utilisation comme VTR pour le phénanthrène.

Hydrocarbures aromatiques polycycliques à poids moléculaire faible (HAP PMF)

Récepteur : Mammifères

VTR sélectionnée = 65,6 mg/kg mc/j
Source : USEPA, 2007d
Classe : B

Base de la VTR sélectionnée

La VTR sélectionnée provient d'un ensemble de données de l'USEPA (2007d) et représente la limite supérieure de la DSENO qui est en dessous de la limite inférieure de la DMENO pour les paramètres d'effets relatifs à la reproduction, à la croissance et à la survie, associés aux données toxicologiques de l'HAP à poids moléculaire faible. La VTR a été calculée à partir d'une étude par Verschuuren *et al.* (1976), qui fait état d'un paramètre d'effets pour la croissance chez des rats exposés à l'acide naphtylacétique dans leurs aliments pendant 6 semaines. L'ensemble de données de l'USEPA était généralement limité aux données pour les souris, les rats et les lapins, exposés surtout aux PAH à poids moléculaire faible par gavage, ou occasionnellement par voie alimentaire. La majorité des données toxicologiques dans l'ensemble de données de l'USEPA concernaient le naphtalène, la quantité de données pour les autres HAP à poids moléculaire faible étant très limitée.

Avantages de la VTR sélectionnée

La VTR sélectionnée a été calculée en utilisant des DSENO et des DMENO provenant de plusieurs études toxicologiques (30 DSENO et 18 DMENO pour des paramètres d'effets relatifs à la reproduction, la croissance ou la survie). On n'a eu recours à aucun ajustement allométrique ou aucun facteur d'incertitude, et la conception de l'étude reflétait généralement des conditions réelles.

Limites de la VTR par défaut recommandée

La VTR sélectionnée pourrait être trop prudente parce qu'elle est fondée sur une DSENO à l'extrémité inférieure de la distribution de tous les paramètres d'effets pour la reproduction, la croissance et la survie dans l'ensemble de données de l'USEPA. Il n'existe que deux valeurs pour ces trois paramètres d'effets dans l'ensemble de données de l'USEPA, qui sont inférieures à la VTR sélectionnée (une DSENO sans limites pour la survie et une DMENO sans limites pour la croissance, les deux étant de 50 mg/kg mc/j). D'autres limites potentielles associées à cette VTR comprennent l'abondance de données toxicologiques pour l'exposition par gavage, qui n'est pas représentative des voies d'exposition habituelles dans l'environnement, l'ensemble limité d'espèces, ainsi que la dominance d'un seul HAP à poids moléculaire faible (naphtalène) représenté dans l'ensemble de données toxicologiques.

Évaluation des VTR potentielles

Tableau A.20. Valeurs toxicologiques de référence (VTR) potentielles propres aux mammifères pour les HAP à poids moléculaire faible.

VTR potentielle (mg/kg mc/j)	Source (Voir la section 3 Références)
65,6	**USEPA, 2007d**

La VTR sélectionnée présente des limites (décrites ci-dessus). Cependant il s'agissait de la seule VTR disponible qui pouvait s'appliquer aux HAP à poids moléculaire faible (en tant que somme de chacun

des HAP à poids moléculaire faible). Cette VTR sélectionnée peut être utilisée comme valeur par défaut pour le PASCF.

Suggestions pour améliorer les futures VTR

Il y a place à l'amélioration pour les futures VTR (valeurs par défaut ou propres au site) en effectuant d'autres recherches sur les données toxicologiques citées dans des sources de VTR existantes, en examinant la littérature pour tenter de repérer toute autre donnée toxicologique supplémentaire et/ou plus récente adéquate, et en appliquant la méthodologie de calcul de la VTR recommandée par le PASCF (PASCF, 2010b), telle que la méthodologie de dose-réponse (p. ex., les recommandations pour des ensembles de données rares dans Hill *et al.*, 2014). Cette mesure serait probablement très utile pour améliorer les VTR qui, comme la VTR par défaut sélectionnée, sont fondées sur un ensemble de données relativement petit et peuvent donc être plus sensibles aux points aberrants. Ces futures mesures potentielles contribueront à intégrer des renseignements toxicologiques plus complets aux évaluations des effets et des risques de l'exposition à l'HAP à poids moléculaire faible, et à améliorer la quantification du niveau de protection offert par les futures VTR.

Benzo[a]anthracène [HAP à poids moléculaire élevé]

Récepteur : Mammifères

VTR sélectionnée = Aucune adéquate
Source : Aucune adéquate
Classe : Aucune adéquate

Base de la VTR sélectionnée
Aucune adéquate

Avantages de la VTR sélectionnée
Aucun adéquate

Limites de la VTR par défaut recommandée
Aucune adéquate

Évaluation des VTR potentielles
Aucune des VTR potentielles n'a été jugée adéquate comme valeur par défaut pour le PASCF.

Tableau A.21. Valeurs toxicologiques de référence (VTR) potentielles propres aux mammifères pour le benzo[*a*]anthracène

VTR potentielle (mg/kg mc/j)	Source (Voir la section 3 Références)[1]
0,167	USEPA, 1999
0,17	LANL, 2014
20	CCME, 2010; Allaway et Stodola, 2011; Dillon, 2013

1. La première source mentionnée est la référence principale dans laquelle la VTR potentielle a d'abord été publiée. Dans les sources mentionnées ensuite, on a aussi sélectionné ou cité une VTR potentielle, mais qui n'a pas été calculée par les auteurs.

Aucune VTR propre aux mammifères pour le benzo[*a*]anthracène n'a pu être sélectionnée comme valeur par défaut par le PASCF au moment de l'évaluation en raison de limites considérables et d'écarts importants par rapport à l'orientation du PASCF pour le calcul de la VTR. Les trois VTR ont été calculées à l'aide de données sur les DMENO et DSENO provenant d'une seule étude pour chaque VTR. Aucune des trois études n'a utilisé des paramètres d'effets biologiques acceptables (survie, croissance et reproduction). Les VTR dans USEPA (1999), LANL (2014) et le CCME (2010) étaient fondées sur des paramètres d'effets pour la fonction gastrointestinale, la croissance tumorale et l'immunosuppression chez la souris, respectivement, qui sont tous difficiles à extrapoler pour les appliquer aux effets au niveau de la population chez d'autres espèces de mammifères. Les trois VTR ont utilisé des facteurs d'incertitude pour obtenir une VTR chronique approximative à partir d'expériences de toxicité au cours desquelles une dose unique de benzo[*a*]anthracène a été administrée. Le CCME (2010) a divisé la dose par un facteur d'incertitude de 5, et le LANL (2014) et l'USEPA (1999), par un facteur d'incertitude de 10 pour compenser la courte durée d'exposition au cours de l'essai de toxicité de base. Comme l'ampleur de l'effet n'a pas été quantifiée pour aucune de ces VTR, il est plus difficile d'évaluer le niveau de protection qu'elles offrent.

Suggestions pour améliorer les futures VTR

Pour obtenir n'importe quelle VTR (soit une valeur par défaut ou propre au site), on doit appliquer la méthodologie de calcul de la VTR recommandée aux données toxicologiques existantes et à toute nouvelle donnée toxicologique potentielle (PASCF, 2010b), et/ou inclure d'autres données probantes pour éclairer les évaluations d'effets dans le cadre d'une approche élargie fondée sur la force probante des données. La recherche d'autres données toxicologiques et l'application de la méthodologie de dose-réponse (p. ex., les recommandations pour des ensembles de données rares dans Hill *et al.*, 2014), et la méthodologie de calcul de la VTR présentement recommandée (PASCF, 2010b), permettront peut-être d'améliorer le niveau de confiance associé aux valeurs utilisées pour évaluer les risques de l'exposition au benzo[*a*]anthracène chez les mammifères. De même, étant donné que d'autres données toxicologiques seraient peut-être rares, d'autres données probantes pourraient être intégrées dans l'élaboration de futures VTR afin d'associer les paramètres d'effets soutenant les VTR actuelles (p. ex., l'immunosuppression) à des effets potentiels au niveau de la population.

Benzo[a]pyrène [HAP à poids moléculaire élevé]

Récepteur : Mammifères

VTR sélectionnée = 3,6 mg/kg mc/j
Source : CEAEQ 2012
Classe : C

Base de la VTR sélectionnée

La VTR sélectionnée, qui provient du CEAEQ (2012), a été calculée à partir d'une seule étude, soit celle de Mackenzie et Angevine (1981), au cours de laquelle des souris ont été exposées à trois doses expérimentales (10, 40 et 160 mg/kg mc/j) de benzo[*a*]pyrène dans leurs aliments. Cette VTR représente une CE20 pour une capacité de reproduction calculée à partir des données de toxicité (la dose la plus faible administrée au cours de l'essai, soit de 10 mg/kg, a été associée à une réduction de 60 % dans la capacité de reproduction chez les animaux de laboratoire).

Avantages de la VTR sélectionnée

Mackenzie et Angevine (1981) ont exposé des souris au benzo[*a*]pyrène dans leurs aliments, ce qui est considéré une voie d'exposition pertinente. Comme le paramètre d'effets aux fins d'évaluation était la reproduction, il représente donc un paramètre biologique acceptable pouvant être appliqué à des effets au niveau de la population. Il y a un niveau d'effet quantitatif (20 %) associé à cette VTR, qui confirme que la VTR appuie le niveau voulu de protection pour les VTR par défaut propres à la faune pour le PASCF (c.-à-d. au maximum un niveau d'effet sur les espèces communes allant de minimal à faible). Enfin, aucun facteur d'incertitude n'a été utilisé pour l'élaboration de cette VTR.

Limites de la VTR par défaut recommandée

La VTR pour le benzo[*a*]pyrène a été calculée à partir d'une seule étude, et extrapolée pour l'appliquer à un niveau d'effet (20 %) inférieur à la dose expérimentale la plus faible (60 % d'effet relatif à la reproduction à la dose expérimentale de 10 mg/kg mc/j), pour une seule espèce (la souris), signifiant que son application à un plus grand ensemble de conditions d'exposition, d'autres doses et d'autres espèces de mammifères est incertaine. Un ajustement allométrique a aussi été appliqué sur cette VTR afin de convertir les données d'une souris de 20 grammes (le poids signalé pour les animaux de laboratoire) en données équivalentes pour une souris de 21 grammes (le poids de la souris normalisé qui a été sélectionné par le CEAEQ, 2012, pour sa méthodologie de calcul de la VTR). L'ajustement allométrique ne respecte pas la méthodologie privilégiée pour l'élaboration de la VTR (PASCF, 2010b), quoique dans ce cas, les conséquences sont minimales.

..

Évaluation des VTR potentielles

Tableau A.22. Valeurs toxicologiques de référence (VTR) potentielles propres aux mammifères pour le benzo[*a*]pyrène.

VTR potentielle (mg/kg mc/j)	Source (Voir la section 3 Références)[1]
0,1	USEPA, 1999
1	Sample *et al.*, 1996; Williams *et al.*, 2015
1,31	USEPA Region 9 BTAG, 2009
2	CCME, 2010
3,6	**CEAEQ 2012**
5,58	LANL, 2014
10	Sample *et al.,* 1996; Allaway et Stodola, 2011; Dillon, 2013; Williams *et al.*, 2015
32,8	USEPA Region 9 BTAG, 2009
40	MEO, 2011

1. La première source mentionnée est la référence principale dans laquelle la VTR potentielle a d'abord été publiée. Dans les sources mentionnées ensuite, on a aussi sélectionné ou cité une VTR potentielle, mais qui n'a pas été calculée par les auteurs.

Au total, neuf VTR propres aux mammifères pour le benzo[*a*]pyrène, variant de 0,1 à 40 mg/kg mc/j, ont été évaluées. Certaines VTR ont été éliminées en raison de l'insuffisance de renseignements dans les principales publications scientifiques permettant d'évaluer de façon adéquate les méthodes de calcul (1,31 et 32,8 mg/kg mc/j; USEPA Region 9 BTAG, 2009). Cinq des VTR (0,1, 1, 2, 10 et 40 mg/kg mc/j) ont été éliminées parce que l'ampleur de l'effet associé n'était peut-être pas assez prudente pour offrir un degré de protection correspondant à un niveau d'effet allant de minimal à faible. Les cinq VTR reposaient sur la même étude de toxicité (Mackenzie et Angevine, 1981). Il existe une ampleur d'effet de 60 % associée à la dose de 10 mg/kg mc/j (une DMENO pour la reproduction sans application de facteurs d'incertitude), et un effet de 97 % sur la stérilité à la dose de 40 mg/kg mc/j, qui sont toutes deux trop graves pour assurer un degré de protection correspondant à un niveau maximum d'effet de minimal à faible. Il n'y a aucune justification scientifique quantitative qui montre que les facteurs d'incertitude, appliqués à la DMENO de 10 mg/kg mc/j de Mackenzie et Angevine (1981) pour calculer les VTR de 0,1, 1 et 2 mg/kg mc/j (respectivement USEPA, 1999; Sample *et al.*, 1996; et CCME, 2010), entraîneraient un niveau d'effet acceptable, allant de minimal à faible chez les espèces courantes. Le CEAEQ (2012; 3,6 mg/kg mc/j) s'est aussi appuyé sur l'étude de Mackenzie et Angevine (1981) pour établir la VTR, mais au lieu d'appliquer des facteurs d'incertitude, il a calculé une CE20 pour le paramètre d'effets à partir des données toxicologiques.

Comme cette VTR du LANL (2014) représentait la seule VTR disponible qui tenait compte de plusieurs études toxicologiques (rat et souris), elle intègre des données toxicologiques pour une gamme de conditions et de voies d'exposition (gavage et alimentation), dans la mesure où ces facteurs sont pertinents pour une valeur par défaut du PASCF. Même si son niveau d'effet associé n'est pas explicitement quantifié, cette VTR est susceptible d'offrir un niveau de protection pour des VTR par défaut du PASCF parce qu'elle est fondée sur la moyenne géométrique de 13 DSENO chroniques pour des paramètres d'effets relatifs à la reproduction, le développement, la croissance et la survie, provenant de 10 études toxicologiques avec le rat (y compris l'étude de toxicité de Mackenzie et Angevine de 1981, sur laquelle sont fondées six des autres VTR potentielles). Pour certaines des DSENO incluses dans la moyenne géométrique, on a appliqué des facteurs d'incertitude, et certaines DSENO étaient le résultat de la division d'une DMENO sans limites expérimentale par un facteur de 10.

Les DSENO chroniques ont été calculées à partir de DSENO aiguës en divisant par un facteur de 100 ou de de DSENO subchroniques en divisant par un facteur de 10.

La VTR de l'USEPA (2007d) pour les HAP à poids moléculaire élevé (0,615 mg/kg mc/j) n'a pas été évaluée comme VTR potentielle propre aux mammifères pour le benzo[*a*]pyrène parce qu'elle a été élaborée pour une catégorie de VTR, et incluait des données toxicologiques pour des produits chimiques autres que seulement le benzo[*a*]pyrène. Cependant, elle contribue à procurer un contexte supplémentaire pour l'évaluation de la toxicité du benzo[*a*]pyrène dans les études de risque. Par exemple, dans le calcul de la VTR de l'USEPA, aucun facteur de risque n'a été appliqué. Une diversité d'espèces de laboratoire telles que la musaraigne et le cobaye en plus de rats et de souris ont été examinés, et plusieurs paramètres pertinents (reproduction, croissance et survie) ont été intégrés. En outre, 59 % des données de base utilisées dans l'élaboration de la VTR de l'USEPA (2007) pour les HAP à poids moléculaire élevé concernaient le benzo[*a*]pyrène. L'application des méthodes de calcul de la VTR de l'USEPA à seulement ce sous-ensemble de données toxicologiques pour le benzo[*a*]pyrène donne encore une VTR de 0,615 mg/kg mc/j.

Suggestions pour améliorer les futures VTR

Il y a place à l'amélioration pour les futures VTR (valeurs par défaut ou propres à un site) en effectuant d'autres recherches sur les données toxicologiques citées dans des sources de VTR existantes, en examinant la littérature pour tenter de repérer toute autre donnée toxicologique supplémentaire et/ou plus récente adéquate, et en appliquant la méthodologie de calcul de la VTR recommandée par le PASCF (PASCF, 2010b), telle que la méthodologie de dose-réponse (p. ex., les recommandations pour des ensembles de données rares dans Hill *et al.*, 2014). Cette approche serait probablement très utile pour améliorer les VTR qui, comme la VTR par défaut sélectionnée, sont fondées sur un ensemble de données relativement petit, et peuvent donc être plus sensibles aux points aberrants. Ces futures mesures potentielles contribueront à intégrer des renseignements toxicologiques plus complets aux évaluations des effets et des risques de l'exposition au benzo[*a*]pyrène, et à améliorer la quantification du niveau de protection offert par les futures VTR.

Justification scientifique à l'appui de l'évaluation des VTR pour le PASCF

Pyrène [HAP à poids moléculaire élevé]

Récepteur : Mammifères

VTR sélectionnée = Aucune adéquate
Source : Aucune adéquate
Classe : Aucune adéquate

Base de la VTR sélectionnée
Aucune adéquate

Avantages de la VTR sélectionnée
Aucun adéquate

Limites de la VTR par défaut recommandée
Aucune adéquate

Évaluation des VTR potentielles
Aucune des VTR potentielles n'a été jugée adéquate comme valeur par défaut pour le PASCF.

Tableau A.23. Valeurs toxicologiques de référence (VTR) potentielles propres aux mammifères pour le pyrène.

VTR potentielle (mg/kg mc/j)	Source (Voir la section 3 Références)[1]
25	CCME, 2010; Allaway et Stodola, 2011; Dillon, 2013
125	MEO, 2011

1. La première source mentionnée est la référence principale dans laquelle la VTR potentielle a d'abord été publiée. Dans les sources mentionnées ensuite, on a aussi sélectionné ou cité une VTR potentielle, mais qui n'a pas été calculée par les auteurs.

Les données toxicologiques propres aux mammifères pour le pyrène sont limitées, et les deux VTR qui ont été évaluées par le PASCF proviennent de la même étude (USEPA, 1989c). Les méthodes de calcul pour les deux VTR sont les mêmes, à l'exception de l'application d'un facteur d'incertitude de 5 à la dose de 125 mg/kg mc/j pour élaborer la VTR de 25 mg/kg mc/j. Dans l'ensemble, le degré de confiance dans ces VTR est faible parce qu'elles reposent sur une DMENO provenant d'une seule étude avec des souris dans le cadre de laquelle, des doses de 0, 75, 125 et 250 mg/kg mc/j ont été administrées par gavage. Les paramètres d'effets mesurés relatifs à la néphropathie et à un poids rénal réduit ne représentent pas des paramètres biologiques pertinents permettant de déduire facilement par extrapolation les effets au niveau de la population. En conséquence, une valeur par défaut pour le PASCF n'a pu être recommandée à ce moment. Même si la valeur n'a pas été évaluée dans cette matrice, une VTR de 0,615 mg/kg mc/j est recommandée par l'USEPA (2007d) pour tous les HAP à poids moléculaire élevé (y compris le pyrène). Cependant, le PASCF remet en question son applicabilité au pyrène parce qu'il n'y avait parmi les données toxicologiques de base servant à calculer une VTR pour l'HAP à poids moléculaire élevé aucune donnée toxicologique propre aux mammifères pour le pyrène.

Suggestions pour améliorer les futures VTR

Pour obtenir n'importe quelle VTR (soit une valeur par défaut ou propre au site), on doit appliquer la méthodologie de calcul de la VTR recommandée aux données toxicologiques existantes et à toute nouvelle donnée toxicologique potentielle (PASCF, 2010b), et/ou inclure des sources supplémentaires de données probantes pour éclairer les évaluations d'effets dans le cadre d'une approche élargie fondée sur la force probante des données.

Hydrocarbures aromatiques polycycliques à poids moléculaire élevé (HAP PME)

Récepteur : Mammifères

VTR sélectionnée = 0,615 mg/kg mc/j
Source : USEPA, 2007d
Classe : B

Base de la VTR sélectionnée

La VTR sélectionnée provient d'un ensemble de données de l'USEPA (2007d) et représente la limite supérieure de la DSENO qui est en dessous de la limite inférieure de la DMENO pour des données sur un HAP à poids moléculaire élevé (PME). Une VTR a donc été choisie pour le benzo[*a*]pyrène à partir de Culp *et al.* (1998). L'ensemble de données de l'USEPA incluait des données pour quatre espèces de mammifères (souris, rat, musaraigne et cobaye) utilisant des paramètres d'effets biologiques pertinents (reproduction, croissance et survie), ainsi que divers HAP à poids moléculaire élevé uniques différents.

Avantages de la VTR sélectionnée

La VTR sélectionnée a été élaborée en utilisant des DSENO ou DMENO provenant de plusieurs études toxicologiques avec diverses espèces de mammifères. Il n'y a eu aucun ajustement allométrique ou de facteur d'incertitude, et la conception de l'étude reflétait généralement des conditions réelles. Par exemple, Culp *et al.* (1998) ont exposé des animaux de laboratoire au benzo[*a*]pyrène par voie alimentaire et ont mesuré la survie au cours d'une période de 55 semaines (durée de l'exposition chronique).

Limites de la VTR par défaut recommandée

La VTR de l'USEPA est une DSENO de Culp *et al.* (1998; 0,615 mg/kg mc/j). La VTR sélectionnée est peut-être trop prudente parce qu'elle repose principalement sur des DSENO, et demeure la plus faible parmi les 32 DSENO et DMENO pour la reproduction, la croissance ou la survie incluses dans l'ensemble de données de l'USEPA. En outre, comme l'ensemble de données de l'USEPA ne comprend que des données pour quatre types de mammifères, il se peut qu'il ne soit pas représentatif de tous les mammifères.

Évaluation des VTR potentielles

Tableau A.24. Valeurs toxicologiques de référence (VTR) potentielles propres aux mammifères pour les HAP PME.

VTR potentielle (mg/kg mc/j)	Source (Voir la section 3 Références)
0.10	USEPA, 1999
0,615	**USEPA, 2007d**

Deux VTR ont été évaluées pour les HAP PME. Dans le cas de la VTR de l'USEPA, 1999 (0,10 mg/kg mc/j), on a utilisé les données toxicologiques d'une étude (Mackenzie et Angevine, 1981), et appliqué le benzo[*a*]pyrène comme substitut pour représenter tous les HAP PME. En outre, cette VTR a appliqué un facteur d'incertitude de 0,01 afin d'estimer une DSENO chronique pour les effets dans la reproduction à partir d'une DMENO sans limites. La VTR de l'USEPA (2007d) considère une gamme beaucoup plus étendue de données toxicologiques pour divers HAP PME, espèces et paramètres

d'effets. En outre, l'USEPA (2007d) a calculé cette VTR avec l'intention explicite de recommander une seule VTR pour représenter tous les HAP PME (en tant que somme de chacun des HAP PME).

Suggestions pour améliorer les futures VTR

Il y a place à l'amélioration pour les futures VTR (valeurs par défaut ou propres au site) en effectuant d'autres recherches sur les données toxicologiques citées dans des sources de VTR existantes, en examinant la littérature pour tenter de repérer toute autre donnée toxicologique supplémentaire et/ou plus récente adéquate, et en appliquant la méthodologie de calcul de la VTR recommandée par le PASCF (PASCF, 2010b), telle que la méthodologie de dose-réponse (p. ex., les recommandations pour des ensembles de données rares dans Hill *et al.*, 2014). Cette mesure serait probablement très utile pour améliorer les VTR qui, comme la VTR par défaut sélectionnée, sont fondées sur un ensemble de données relativement petit, et peuvent être donc plus sensibles aux points aberrants. Ces futures mesures potentielles contribueront à intégrer des renseignements toxicologiques plus complets aux évaluations des effets et des risques de l'exposition à l'HAP PME, et à améliorer la quantification du niveau de protection offert par les futures VTR.

Benzène [composé organique volatil]

Récepteur : Mammifères

VTR sélectionnée = 2,62 mg/kg mc/j
Source : Sanexen (2002)
Classe : B

Base de la VTR sélectionnée

La valeur par défaut sélectionnée a été calculée à partir de Sanexen (2002) en utilisant les méthodes statistiques de Weibull pour établir une courbe de dose-réponse à l'aide de 11 études sur la toxicité du benzène. Les espèces de laboratoire comprenaient des rats et des souris. Toutes les données propres aux mammifères ont été converties en données équivalentes pour des souris de 21 g, de façon à ce que le niveau d'effet de 20 % pour chaque étude puisse être déterminé. Enfin, la valeur de CE20 la plus faible pour les 11 études a été sélectionnée par Sanexen (2002) à titre de VTR recommandée.

Avantages de la VTR sélectionnée

La VTR sélectionnée a été calculée à partir de plusieurs études toxicologiques (n = 11) et a appliqué les méthodes de dose-réponse qui permettent la sélection d'une VTR pour un niveau d'effet de 20 %. D'autres avantages incluent l'utilisation de paramètres d'effets biologiques pertinents (reproduction, croissance et survie), qui peuvent être facilement extrapolés pour les appliquer aux effets au niveau de la population.

Limites de la VTR par défaut recommandée

Même si la VTR sélectionnée utilise une courbe de dose-réponse, tous les volets de la méthodologie de calcul n'étaient pas conformes aux recommandations du PASCF. Par exemple, l'ajustement allométrique a été utilisée pour convertir toutes les données propres aux mammifères en données équivalentes pour une souris de 21 g, et des facteurs d'incertitude ont été appliqués afin de tenir compte de la nature aiguë de certaines études toxicologiques. En outre, on a eu recours au gavage comme voie d'exposition dans certaines études, une démarche qui ne reflète pas les voies d'exposition dans l'environnement naturel. Enfin, étant donné que seulement deux espèces de mammifères sont représentées dans les données toxicologiques de base, il est possible que la VTR ne soit pas applicable à tous les mammifères.

Évaluation des VTR potentielles

Tableau A.25. Valeurs toxicologiques de référence (VTR) potentielles propres aux mammifères pour le benzène.

VTR potentielle (mg/kg mc/j)	Source (Voir la section 3 Références)[1]
0,08	Environnement Canada, 2005a
2,62	**Sanexen, 2002)**
8,97	Sanexen, 2002
264	Sample *et al.*, 1996; Allaway et Stodola, 2011; LANL, 2014; MEO, 2011

1. La première source mentionnée est la référence principale dans laquelle la VTR potentielle a d'abord été publiée. Dans les sources mentionnées ensuite, on a aussi sélectionné ou cité une VTR potentielle, mais qui n'a pas été calculée par les auteurs.

Quatre VTR présentant une large gamme de valeurs allant de 0,08 à 264 mg/kg mc/j ont été évaluées par le PASCF. Trois VTR ont été éliminées parce qu'elles a) n'offraient pas un niveau de protection suffisant (8,97 mg/kg mc/j, une CE40), ou b) il n'était pas clair si certaines VTR fondées sur la DMENO procuraient un niveau de protection suffisant pour être une valeur par défaut pour le PASCF (0,08 et 264 mg/kg mc/j). D'autres études pourraient être réalisées pour quantifier l'ampleur de l'effet des valeurs de DMENO. Cependant, ces VTR sont aussi limitées par le fait qu'elles reposent sur une seule étude toxicologique et une seule espèce de laboratoire, des données sans limites et, dans un cas, l'utilisation de facteurs d'incertitude et de paramètres d'effets biologiques inacceptables. En conséquence, la VTR de 2,62 mg/kg mc/j de Sanexen (2002) a été sélectionnée à des fins d'utilisation comme valeur par défaut pour le PASCF.

Suggestions pour améliorer les futures VTR

En outre, une recherche dans les publications scientifiques mises à jour afin d'obtenir d'autres données toxicologiques pourrait contribuer à compléter l'ensemble présentement limité de données disponibles. En outre, un examen plus poussé des données toxicologiques de base disponibles pour la VTR de Sanexen (2002), et l'application de la méthodologie recommandée du PASCF (2010b) pourraient permettre une intégration quantitative aux données toxicologiques limitées et améliorer leur utilité, menant au calcul de meilleures VTR à l'avenir.

Éthylbenzène [composé organique volatil]

Récepteur : Mammifères

VTR sélectionnée = 0,7 mg/kg mc/j
Source : Sanexen, 2002
Classe : C

Base de la VTR sélectionnée

La VTR sélectionnée a été élaborée par Sanexen (2002), qui a calculé une CE20 pour chacune des cinq études différentes signalant des paramètres d'effets pour la survie ou les lésions rénales et hépatiques chez les rats ou les souris. Des facteurs d'incertitude ont été appliqués aux CE20 calculées afin de tenir compte des essais de toxicité dans le cas d'une exposition de courte durée et de paramètres d'effets pour la mortalité. Les CE20 ont été divisées par un facteur d'incertitude de 2 dans le cas d'études dont les essais étaient de courte durée et par un facteur d'incertitude de 5, si l'étude était basée sur un paramètre de la survie. En conséquence, le chiffre 10 représentait le facteur total d'incertitude le plus élevé appliqué à n'importe quelle étude pour l'ensemble de données de Sanexen (2002). La VTR sélectionnée est la CE20 la plus faible parmi les cinq évaluées par Sanexen (2002).

Avantages de la VTR sélectionnée

Sanexen (2002) a quantifié le niveau d'effet à 20 % pour les données toxicologiques de base et, en conséquence, il peut confirmer que cette VTR repose sur une étude offrant un degré de protection qui correspond à un niveau d'effet allant de minimal à faible. Plusieurs études toxicologiques (n = 5) ont été utilisées dans le calcul de la VTR, même si quatre d'entre elles ont reçu la cote « faible niveau de confiance » de Sanexen (2002). Veuillez consulter Sanexen pour obtenir une explication détaillée de la création de catégories de confiance dans les études individuelles). Parmi d'autres avantages, on compte l'inclusion de données pour des paramètres d'effets biologiques appropriés (survie), et le fait que l'ingestion soit la voie d'exposition.

Limites de la VTR par défaut recommandée

La VTR sélectionnée a été calculée à partir de données portant sur un petit nombre d'espèces mammifères (des souris et des rats seulement). Elle n'est donc pas nécessairement sécuritaire pour d'autres mammifères. L'application d'un facteur d'incertitude (de 2) pour tenir compte de la durée de l'exposition aiguë et des paramètres de mortalité dans les essais de toxicité sous-jacents ajoute une certaine incertitude au processus d'établissement de la VTR, puisque les effets de ces facteurs sur le niveau de protection offert par cette VTR ne sont pas connus. Deux des études appartenant à cet ensemble de données ont évalué l'exposition par inhalation, une voie d'exposition qui n'est pas aussi pertinente que certaines autres (p. ex. voie orale) pour définir des VTR par défauts pour la faune dans le cadre du PASCF. De plus, Sanexen (2002) a jugé que quatre des cinq études incluses dans l'ensemble de données inspiraient un « faible niveau de confiance », ce qui signifie qu'il faut être prudent lorsqu'on utilise la VTR sélectionnée (d'où l'attribution d'une classe C).

Évaluation des VTR potentielles

Tableau A.26. Valeurs toxicologiques de référence (VTR) potentielles de l'éthylbenzène pour les mammifères.

VTR potentielle (mg/kg mc/j)	Source (Voir la section 3 Références)[1]
0,7	**Sanexen, 2002**
0,8	Sanexen, 2002
2,91	CCME, 2004
291	Allaway et Stodola, 2011; Dillon, 2013.

1. La première source mentionnée est la référence principale dans laquelle la VTR potentielle a d'abord été publiée. Dans les sources mentionnées ensuite, on a aussi sélectionné ou cité une VTR potentielle, mais qui n'a pas été calculée par les auteurs.

Quatre VTR allant de 0,7 à 291 mg/kg mc/j ont été évaluées. Les VTR les plus élevées (291 et 2,91 mg/kg mc/j) se fondent toutes deux sur la même étude toxicologique, qui fait état d'une DMENO limitée pour les paramètres histopathologiques dans les reins et le foie. Il s'agit de l'étude toxicologique de Wolf *et al.* (1956), dans laquelle des rats ont été exposés par gavage à de l'éthylbenzène durant 182 jours. La DMENO de Wolf *et al.* (1956; 408 mg/kg mc/j) a été multipliée par 5/7 pour tenir compte du fait que l'exposition a été limitée à cinq jours sur sept durant l'expérience. Il a été impossible de calculer l'ampleur de l'effet associée à la DMENO sur laquelle repose la VTR de 291 mg/kg mc/j. Par conséquent, cette VTR pourrait se révéler insuffisante pour protéger les récepteurs mammifères préoccupants sur les lieux si elle était employée dans une évaluation des risques écologiques (les DMENO peuvent être associées à une ampleur de l'effet de plus de 25 %). La VTR provenant de l'étude du CCME (2004, 2,91 mg/kg mc/j) constitue la dose quotidienne correspondant au seuil d'effet (DQSE) et a été calculée en divisant la DMENO de Wolf *et al*. (1956) par un facteur d'incertitude de 100. Par conséquent, La validité de ces deux VTR (2,91 et 291 mg/kg mc/jour) se trouve limitée par les méthodes de calcul basées sur la DMENO sur lesquelles elles se fondent, par le mode d'exposition par gavage et par les paramètres biologiques (poids des reins et du foie) employés, puisqu'il est incertain si les effets à l'échelle des populations peuvent être extrapolés aux espèces courantes.

Les deux VTR proposées par Sanexen (2002) ont été calculées à l'aide de la même méthodologie reposant sur la relation dose-réponse, la seule différence étant que la VTR de 0,7 mg/kg mc/j se rapporte à une CE 20 et celle de 0,8 mg/kg mc/j se rapporte à une CE 40. La CE 40 n'offre pas un niveau de protection qui est susceptible de se limiter à des effets minimes à faibles. Par conséquent, la VTR correspondante a été jugée inadéquate en tant que VTR par défaut dans le cadre du PASCF.

Suggestions pour améliorer les futures VTR

Pour améliorer de futures évaluations des effets, on pourrait réaliser de nouvelles recherches documentaires pour obtenir des données toxicologiques supplémentaires qui pourraient contribuer à compléter l'ensemble de données disponible, qui est actuellement limité. On pourrait alors considérer ces VTR dans un contexte plus large comprenant plusieurs espèces, paramètres et conditions d'exposition pertinentes dans l'environnement. L'utilisation de la méthode de calcul des VTR recommandée dans le cadre du PASCF pourrait contribuer aux futurs efforts visant à établir une VTR (PASCF, 2010b). D'autres types de renseignements (p. ex. données sur les résidus dans les tissus) pourraient aussi faire l'objet de recherches en vue de compléter et d'améliorer encore davantage les évaluations des risques réalisées selon une approche fondée sur le poids de la preuve.

Toluène [composé organique volatil]

Récepteur : Mammifères

VTR sélectionnée = 26 mg/kg mc/j
Source : Sample *et al.*, 1996
Classe : C

Base de la VTR sélectionnée

La VTR sélectionnée provient de Sample *et al.* (1996) et se fonde sur une DSENO calculée à partir d'une DMENO non limitée se rapportant à un paramètre de reproduction (létalité embryonnaire) chez une espèce (souris) selon une étude (Narwot et Staples, 1979). Des animaux de laboratoire ont été exposés par gavage durant la gestation pour une période de dix jours.

Avantages de la VTR sélectionnée

La VTR sélectionnée se fonde sur un paramètre biologique approprié (létalité embryonnaire) qui est pertinent du point de vue des dynamiques des populations. L'échelle allométrique n'a pas été utilisée pour établir cette VTR, ce qui est conforme à la méthodologie adoptée dans le cadre du PASCF (2010b).

Limites de la VTR par défaut recommandée

La VTR sélectionnée se fonde sur une seule étude portant sur un seul paramètre de reproduction et une seule espèce. Par conséquent, sa pertinence est limitée et incertaine étant donné la variété et la complexité des scénarios d'exposition environnementale observables dans les sites contaminés fédéraux. De plus, l'ampleur de l'effet associée à la DMENO sur laquelle repose cette VTR est inconnue et ne peut pas être calculée actuellement en raison de la disponibilité limitée de l'information sur l'étude toxicologique sous-jacente. En effet, seul le résumé de l'étude de Nawrot et Staples (1979) était disponible, et il ne contenait pas suffisamment d'information pour quantifier l'ampleur de l'effet associée à cette VTR. Le résumé de l'étude de Nawrot et Staples (1979) signale ce qui suit : « une augmentation importante de la létalité embryonnaire a été observée à toutes les doses ». La DMENO non limitée de Nawrot et Staples (1979) était la dose testée la plus faible, soit 0,3 mL de toluène/kg mc/j. Il est donc difficile de quantifier le niveau de protection offert par cette VTR. Un facteur d'incertitude de 10 a été appliqué pour estimer une DSENO à partir d'une DMENO.

Évaluation des VTR potentielles

Tableau A.27. Valeurs toxicologiques de référence (VTR) potentielles du toluène pour les mammifères.

VTR potentielle (mg/kg mc/j)	Source (Voir la section 3 Références)[1]
0,5	Sanexen, 2002
4,46	Environnement Canada, 2005b
26	**Sample *et al.*, 1996; LANL, 2014**
260	Sample *et al.*, 1996; Allaway et Stodola, 2011; MEO, 2011

1. La première source mentionnée est la référence principale dans laquelle la VTR potentielle a d'abord été publiée. Dans les sources mentionnées ensuite, on a aussi sélectionné ou cité une VTR potentielle, mais qui n'a pas été calculée par les auteurs.

Quatre VTR du toluène propres aux mammifères ont été évaluées. La VTR la plus faible (0,5 mg/kg mc/j, tirée de Sanexen, 2002) se fondait sur une CE 20 calculée à partir d'une étude sur le rat choisie par Sanexen (2002) dans le cadre d'une évaluation d'un ensemble de six études toxicologiques. Comme le critère d'effet toxicologique derrière cette VTR n'était pas clairement défini, sa pertinence est incertaine en qualité de VTR par défaut dans le cadre du PASCF. La VTR d'Environnement Canada (2005b; 4,6 mg/kg mc/j était également fondée sur des critères d'effets toxicologiques dont la pertinence est incertaine pour les VTR par défaut du PASCF (c.-à-d. changements histopathologiques dans les reins et dans le foie). Les autres VTR (26 et 260 mg/kg mc/j) s'appuyaient sur une même étude toxicologique, soit celle de Narwot et Staples (1979). La VTR la plus élevée établie par Sample *et al.* (1996; 260 mg/kg mc/j) n'a pas été sélectionnée en tant que VTR par défaut aux fins du PASCF, puisque l'ampleur de l'effet associée à la DMENO sous-jacente est inconnue. En effet, elle pourrait être trop élevée pour fournir le niveau de protection recherché dans les VTR par défaut pour la faune dans le cadre du PASCF.

Suggestions pour améliorer les futures VTR

La réalisation de nouvelles recherches documentaires pour obtenir des données toxicologiques supplémentaires pourrait contribuer à compléter l'ensemble de données disponible qui est actuellement limité et à considérer ces VTR dans un contexte plus large comprenant plusieurs espèces, paramètres ou conditions d'exposition pertinentes sur le plan écologique. L'utilisation de la méthode de calcul des VTR recommandée dans le cadre du PASCF pourrait contribuer aux futurs efforts visant à établir une VTR (PASCF, 2010b). D'autres types de renseignements (p. ex. données sur les résidus dans les tissus) pourraient aussi faire l'objet de recherches en vue de compléter et d'améliorer encore davantage les évaluations des risques réalisées selon une approche fondée sur le poids de la preuve.

Xylène [composé organique volatil]

Récepteur : Mammifères

VTR sélectionnée = Aucune adéquate
Source : Aucune adéquate
Classe : Aucune adéquate

Base de la VTR sélectionnée
Aucune sélectionnée

Avantages de la VTR sélectionnée
Aucun adéquat

Limites de la VTR par défaut recommandée
Aucune adéquate

Évaluation des VTR potentielles
Aucune des VTR évaluées n'a été jugée adéquate en qualité de valeurs par défaut aux fins du PASCF.

Tableau A.28. Valeurs toxicologiques de référence (VTR) potentielles des xylènes pour les mammifères.

VTR potentielle (mg/kg mc/j)	Source (Voir la section 3 Références)[1]
2,3	CEAEQ, 2012
11,9	AEP, 2016
500	MEO, 2011; Allaway et Stodola, 2011
2100	Sample *et al.*, 1996 (la VTR a été initialement présentée par erreur comme étant 2,1 mg/kg mc/j); LANL, 2014

1. La première source mentionnée est la référence principale dans laquelle la VTR potentielle a d'abord été publiée. Dans les sources mentionnées ensuite, on a aussi sélectionné ou cité une VTR potentielle, mais qui n'a pas été calculée par les auteurs.

Quatre VTR couvrant une plage très étendue de 2,3 à 2100 mg/kg mc/j ont été évaluées. Cependant, aucune n'a été considérée comme étant une valeur par défaut adéquate dans le cadre du PASCF. Toutes les VTR disponibles et reposant sur une étude toxicologique peuvent constituer des données potentiellement utiles pour établir de nouvelles VTR dans le futur. Or, aucune de ces VTR fondées sur une valeur toxicologique unique ne peut être jugée adéquate comme valeur par défaut aux fins du PASCF.

Les deux valeurs médianes (11,9 mg/kg mc/j, tirée d'AENV, 2010; et 500 mg/kg mc/j, tirée du MEO, 2011) se fondaient toutes deux sur la même DMENO sur le paramètre de la croissance des rats, qui est tirée de la même étude toxicologique (NTP, 1986). La seule différence entre ces deux valeurs réside dans l'application d'un facteur d'incertitude (division par 30) à la VTR de l'AEP (2016) (11,9 mg/kg mc/j). De plus, une correction a été réalisée pour tenir compte de la fréquence d'exposition de cinq jours sur sept employée lors de l'essai de toxicité de l'étude du NTP (1986). La VTR du MEO (2011) (500 mg/kg mc/j) représente la dose d'exposition nominale non ajustée figurant dans l'étude du NTP (1986). Ces VTR n'ont pas été retenues, car elles se fondaient sur les données de toxicité d'un mélange de substances chimiques (60 % de m-xylène, 14 % de p-xylène, 9 % d'o-xylène et 17 % d'éthylbenzène).

Par conséquent, les conséquences de l'utilisation de ces VTR pour évaluer les risques posés par les xylènes sont incertaines. Ces VTR comportent d'autres limites : notamment le fait qu'elles se fondent sur une seule étude toxicologique, qui porte sur une seule espèce (les rats). Sa durée de deux ans est toutefois adéquate pour évaluer les effets écologiques. La VTR la plus faible (2,3 mg/kg mc/j; CEAEQ, 2012) n'a pas été sélectionnée, car elle a été calculée à partir de données sur la toxicité erronées (c.-à-d. par un facteur de 1000). La VTR la plus élevée (2100 mg/kg mc/j; LANL, 2014, et Sample *et al.*, 1996) a été établie en fonction de la même étude toxicologique que la VTR du CEAEQ (2012). Sa pertinence se voit donc limitée par le fait qu'elle repose sur une seule étude menée sur des rats exposés par gavage. Les données toxicologiques sous-jacentes ont été évaluées en vue de confirmer que cette VTR (2100 mg/kg mc/j) se base sur une DMENO limitée associée à une diminution de 12,3 % de la croissance du fœtus (95 %, intervalle de confiance de 9,7 % à 18,1 %), ainsi qu'à une hausse importante de la fréquence (de 3,4 %) de malformations fœtales, ce qui serait considéré comme une ampleur de l'effet acceptable pour une VTR par défaut dans le cadre du PASCF. Cependant, étant donné l'importance des trois ordres de grandeur qui séparent les VTR potentielles, le manque d'analyses pour comprendre les écarts appréciables entre ces valeurs et les nombreuses limites que présente chacune des VTR (y compris la disponibilité restreinte des données), l'information est actuellement insuffisante pour recommander une VTR par défaut qui offrirait une protection suffisante aux fins du PASCF et qui serait représentative d'une grande variété de conditions d'exposition ou d'espèces de mammifères.

Suggestions pour améliorer les futures VTR

Comme les VTR disponibles suscitent des doutes importants et présentent des limites majeures, et que les données sur la toxicité du xylène pour les mammifères sont limitées, il y a matière à améliorer les futures VTR (qu'il s'agisse de valeurs par défaut ou propres à un site). Le calcul de nouvelles VTR (valeurs par défaut ou propres à un site) à l'aide des données toxicologiques existantes ou nouvelles devrait reposer sur la méthodologie recommandée à cet effet (PASCF, 2010b) ou tenir compte de nouveaux éléments de preuve en vue d'évaluer les effets selon une approche davantage fondée sur le poids de la preuve. Les prochaines étapes pourraient contribuer à combler les écarts importants entre les données toxicologiques et les VTR existantes.

Hydrocarbures pétroliers [HCP]

Récepteur : Mammifères

VTR sélectionnée = 210 mg/kg mc/j (total des HCP);
= 48,72 mg/kg mc/j (F1)
= 44,73 mg/kg mc/j (F2)
= 72,45 mg/kg mc/j (F3)
= 38.22 mg/kg mc/j (F4)
Source : AENV, 2010; CCME, 2008
Classe : C

Base de la VTR sélectionnée

La VTR sélectionnée provient du *Standard pancanadien relatif aux hydrocarbures pétroliers (HCP) dans le sol* (CCME, 2008), qui mentionne la dose correspondant au seuil d'effet chez le bétail tirée de Stober (1962; tel que cité dans Coppock et Campbell, 1997). L'étude toxicologique originale (Stober, 1962) a été examinée, ce qui a permis de constater que cette dose se fondait sur une DMENO non limitée se rapportant aux paramètres comportementaux, de la chimie du sang et du fonctionnement du foie chez le bétail exposé au pétrole brut par voie alimentaire. Il a été observé dans l'étude toxicologique sous-jacente que les effets liés à ces paramètres étaient réversibles de huit à dix jours après l'exposition.

Avantages de la VTR sélectionnée

L'évaluation de la toxicité des HCP est un exercice difficile et incertain à bien des égards, puisque ceux-ci constituent des mélanges complexes de plusieurs substances chimiques. Cette VTR se fonde sur un examen approfondi et récent de la toxicité des HCP réalisé par le CCME (2008). Cet exercice a tenu compte de nombreux facteurs de complexité liés aux HCP. La voie d'exposition utilisée dans l'étude toxicologique sous-jacente est très semblable à la façon dont des vaches seraient exposées aux HCP dans l'environnement. En effet, des vaches ont été exposées à des HCP par des aliments contaminés avec des produits pétroliers bruts. Aucun facteur d'incertitude ni échelle allométrique n'a été utilisé, ce qui est conforme à la méthodologie adoptée dans le cadre du PASCF (2010b).

Limites de la VTR par défaut recommandée

La VTR sélectionnée se base sur des paramètres qui pourraient être considérés comme trop conservateurs et dont les effets se sont aussi révélés réversibles dans l'étude toxicologique sous-jacente. Elle a été établie à la lumière d'une seule étude comportant un échantillon très petit (une vache pour la dose de traitement à partir de laquelle cette VTR a été calculée). Par conséquent, il est impossible de quantifier l'ampleur de l'effet qui y est associé. En outre, il est impossible de quantifier l'incertitude posée par cette VTR relativement à la variation naturelle des réactions biologiques à l'exposition aux HCP entre différentes vaches ou entre différents types de mammifères. Par ailleurs, Stober (1962) a été incapable de déterminer si les effets sur les paramètres observés étaient attribuables à la toxicité des HCP à la suite de l'exposition ou à la malnutrition. En effet, les vaches qui pouvaient choisir entre des aliments contaminés et non contaminés préféraient ces derniers, alors que celles qui avaient accès seulement à des aliments contaminés cessaient de s'alimenter. Ainsi, ce plan d'expérience introduit une incertitude quant à la concentration de HCP à laquelle les animaux de laboratoire ont été exposés. De plus, on ignore jusqu'à quel point cette VTR peut être appliquée à des HCP de compositions et de types différents, car les HCP légers sont habituellement considérés comme étant plus toxiques que ceux plus lourds.

Évaluation des VTR potentielles

Tableau A.29. Valeurs toxicologiques de référence (VTR) potentielles des hydrocarbures pétroliers (HCP) pour les mammifères.

VTR potentielle (mg/kg mc/j)	Source (Voir la section 3 Références)[1]
Produits pétroliers entiers (p. ex. pétrole brut)	
90	CCME, 2008
210	**CCME, 2008; AEP, 2016**
Sous-fractions de HCP	
F1 : 48,72	AEP, 2016; CCME, 2008
F2 : 44,73	AEP, 2016; CCME, 2008
F3 : 72,45	AEP, 2016; CCME, 2008
F4 : 38,22	AEP, 2016; CCME, 2008

1. La première source mentionnée est la référence principale dans laquelle la VTR potentielle a d'abord été publiée. Dans les sources mentionnées ensuite, on a aussi sélectionné ou cité une VTR potentielle, mais qui n'a pas été calculée par les auteurs.

Comme il est précisé dans le *Standard pancanadien relatif aux hydrocarbures pétroliers (HCP) dans le sol* (CCME, 2008) du Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME), toutes les VTR potentielles (tableau A.29), qu'elles se rapportent à des produits pétroliers entiers ou à des sous-fractions de HCP, se fondent sur la même étude toxicologique sous-jacente menée avec des vaches (Stober, 1962). La Alberta Environment (AEP, 2016) a utilisé la dose quotidienne correspondant au seuil d'effet (DQSE) de 210 mg/kg mc/j (tirée des données de Stober, 1962; cité dans CCME, 2008) pour calculer des recommandations en matière de qualité de l'eau propres à chaque fraction pour la faune et l'abreuvement du bétail. La AEP (2016) a utilisé la composition des hydrocarbures pétroliers totaux présentée dans CCME (2008) : F1 = 23,2 % du total du mélange de HCP; F2 = 21,3 % du total de mélange de HCP; F3 = 34,5 % du total du mélange de HCP; et F4 = 18,2 % du total du mélange de HCP.

Les VTR des hydrocarbures pétroliers sont difficiles à calculer, car ceux-ci prennent la forme de mélanges complexes dans l'environnement. La composition chimique des HCP varie grandement selon leur source et leur niveau de dégradation environnementale. Par conséquent, la toxicité des mélanges de HCP présentant différentes compositions chimiques est susceptible de varier. Il existe divers types d'approches pour évaluer la toxicité des HCP. Les VTR évaluées dans le présent module se fondent sur des données émanant d'essais de toxicité de mélanges de HCP complexes (p. ex. produits pétroliers bruts). Le *Standard pancanadien relatif aux hydrocarbures pétroliers (HCP) dans le sol* (2008, annexe I) contient de l'information supplémentaire sur la toxicité des HCP. Selon des études toxicologiques portant sur plusieurs produits pétroliers différents (c.-à-d. pétrole brut altéré ou non altéré, pétrole brut vénézuélien ou combustible de soute C), les doses correspondant au seuil d'effet des mélanges de HCP vont de 1100 mg/kg mc à 7300 mg/kg mc

L'extrapolation des données sur la toxicité des substituts chimiques pour évaluer la toxicité des mélanges de HCP constitue une autre approche pour évaluer les risques posés par ces derniers. Cette méthode qui consiste à utiliser des substituts chimiques présuppose que toutes les composantes des

HCP se trouvant dans un mélange présentent une toxicité semblable et cumulative. À titre d'exemple, le Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group (TPHCWG) a publié un examen exhaustif de la toxicité des HCP (Edwards *et al.*, 1997), puis a adopté une méthode reposant sur l'utilisation de substituts pour évaluer les effets causés par ceux-ci. Les valeurs présentées par le TPHCWG (Edwards *et al.*, 1997) ont été établies en vue de protéger la santé humaine. Elles ne sont donc pas retenues comme des VTR potentielles pour assurer la protection de la faune dans le présent module. Le calcul de ces valeurs inclut toutefois des données toxicologiques sur des rats et des souris, ce qui les rendrait pertinentes pour l'établissement des VTR dans le but de protéger d'autres mammifères. Ainsi, l'information contenue dans Edwards *et al.* (1997) pourrait éclairer le calcul de futures VTR.

Suggestions pour améliorer les futures VTR

La réalisation de nouvelles recherches documentaires pour obtenir des données toxicologiques supplémentaires pourrait contribuer à compléter l'ensemble de données disponible qui est actuellement limité et donc, à considérer ces VTR dans un contexte plus large comprenant plusieurs espèces, paramètres ou conditions d'exposition pertinentes sur le plan écologique. De plus, l'application aux données toxicologiques actuelles sur les HCP de la méthode de calcul des VTR qui a été recommandée dans le cadre du PASCF pourrait contribuer aux futurs efforts visant à établir une VTR (PASCF, 2010b). D'autres types de renseignements (p. ex. données sur les résidus dans les tissus) pourraient aussi faire l'objet de recherches en vue de compléter et d'améliorer encore davantage les évaluations des risques réalisées selon une approche fondée sur le poids de la preuve.

Biphényles polychlorés [BPC]

Récepteur : Mammifères

VTR sélectionnée = 0,19 ng ET/kg mc/j
Source : CCME, 2001a
Classe : C

Base de la VTR sélectionnée

Cette VTR sert également de base aux *Recommandations canadiennes pour les résidus dans les tissus : protection des espèces fauniques consommant le biote aquatique* (CCME, 2001a) actuellement en vigueur. Des renseignements complets sur le calcul de cette valeur sélectionnée à titre de VTR par défaut dans le cadre du PASCF sont fournis dans le document du CCME (2001a). Il incombe aussi de noter que la VTR est exprimée en **nanogrammes (ng) d'équivalents toxiques (ET)/kg mc/j**. Cette VTR se base sur la moyenne géométrique de la DSENO et de la DMENO sur la croissance de jeunes bisons de deuxième génération, qui sont toutes deux tirées d'une étude toxicologique réalisée par Wren *et al.* (1987). Un facteur d'incertitude de 10 a été appliqué à la moyenne géométrique de la DSENO et de la DMENO pour tenir compte de la variation de la sensibilité aux BPC entre les membres de différentes espèces. L'étude de Wren *et al.* (1987) a été choisie comme base des recommandations pour les résidus dans les tissus établies par le CCME (2001a), car elle présente la plus faible concentration de référence pour les espèces mammifères dans un ensemble d'espèces et d'études.

Avantages de la VTR sélectionnée

L'étude toxicologique a été choisie parmi un ensemble de travaux portant sur un éventail d'espèces (visons, rats, singes, cochons et furets). La VTR correspondante est donc susceptible de protéger une variété d'espèces mammifères dans les sites contaminés fédéraux. Cette VTR se fonde également sur un paramètre de reproduction pertinent (la croissance des visonneaux de parents adultes ayant été exposés aux BPC). Des facteurs d'équivalence toxique (FET) ont été appliqués à cette valeur, ce qui est unique aux VTR des BPC. Cette pratique est recommandée par l'Organisation mondiale de la Santé (Van den Berg *et al.*, 1998) afin de permettre la comparaison des valeurs de toxicité de mélanges de BPC présentant différentes compositions de congénères (voir le document du CCME 2001a pour obtenir une description des FET et de leur application pour le calcul de cette VTR).

Limites de la VTR par défaut recommandée :

L'ampleur de l'effet associée à cette VTR n'a pas été quantifiée, puisque cette dernière a été établie en calculant la moyenne géométrique de la DSENO et de la DMENO, puis en divisant cette valeur par un facteur d'incertitude de 10 pour tenir compte de la variation de la sensibilité aux BPC entre les membres de différentes espèces. La DMENO utilisée pour calculer la moyenne géométrique sur laquelle repose la VTR sélectionnée est associée à une réduction de 25 % à 30 % de la croissance des visonneaux, ce qui est trop grand pour servir de valeur par défaut aux fins du PASCF. En effet, cette VTR ne serait pas à même d'assurer un niveau de protection correspondant à des effets minimes à faibles. La DSENO utilisée pour calculer la moyenne géométrique sur laquelle repose cette VTR a été calculée en divisant la DMENO par 5,6. Par conséquent, l'ampleur de l'effet associée à cette VTR est incertaine. Malheureusement, il serait impossible de créer une courbe dose-réponse à partir des données toxicologiques contenues dans l'étude sous-jacente, puisqu'un seul niveau de dose de BPC a été testé (Wren *et al.*, 1987). Comme il peut être difficile de caractériser les effets de mélanges complexes, cette VTR est axée sur la toxicité des congénères de BPC à structure coplanaire, lesquels partagent un mode d'action similaire (CCME, 2001a). Toutefois, il est reconnu qu'avec cette approche

d'autres congénères des BPC (c.-à-d., ceux qui n'ont pas une structure coplanaire), pourraient passer inaperçus. Si, en plus des BPC, des dioxines et des furanes constituent aussi des contaminants d'intérêt sur place, il est alors recommandé de tenir également compte des BPC (conformément au document du CCME, 2001a) puisque ces groupes de produits chimiques partagent un mode d'action commun.

Évaluation des VTR potentielles

Tableau A.30. Valeurs toxicologiques de référence (VTR) potentielles des biphényles polychlorés (BPC) pour les mammifères.

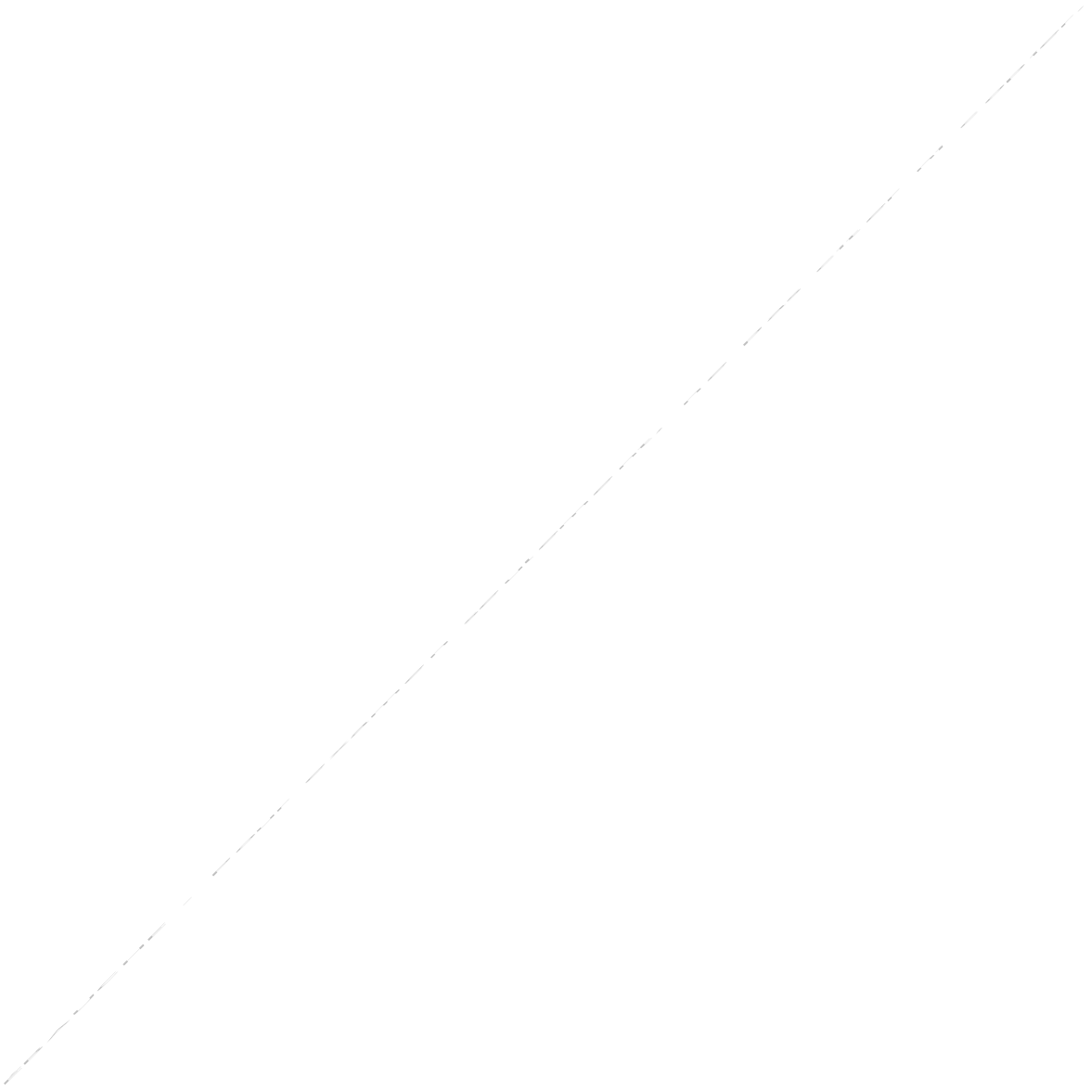
VTR potentielle (ng ET/kg mc/j)	Source (Voir la section 3 Références)
0,19	**CCME, 2001a**

D'autres VTR émanant d'une variété de sources sont disponibles pour des mélanges de BPC spécifiques. Par exemple, le CEAEQ (2012) présente des VTR propres aux mammifères fondées sur la toxicité de l'Aroclor 1254, et Sample *et al*. (1996) présente des VTR propres aux mammifères pour l'Aroclor 1016, 1242, 1248 et 1254. Toutefois, ces VTR, ainsi que certaines autres, n'ont pas été retenues en tant que VTR potentielles ni répertoriées dans le tableau A.30 ci-dessus, en raison des incertitudes et des complexités liées à la comparaison des données toxicologiques relatives aux mélanges de BPC. Comme la toxicité des congénères de BPC individuels peut varier de plusieurs ordres de magnitude (CCME, 2001a), la toxicité des différents mélanges composés de différents congénères variera également. De façon générale, la toxicité aigüe des BPC pour les mammifères augmente avec la diminution de la chloration, ce qui est contraire à la relation observée chez les oiseaux (CCME, 2001a). Les doses estimées de BPC entraînant une toxicité pour les mammifères, tel qu'indiqué à l'annexe XIV du document d'Environnement Canada (2001) allaient de 0,008 mg/kg mc/j jusqu'à 31 mg/kg mc/j pour une multitude de préparations de BPC (p. ex., différentes préparations d'Aroclor), d'espèces (p. ex., la souris, le lapin, le rat et le vison), de critères d'effets toxicologiques (p. ex., biochimique, reproduction, survie), et effets (allant de la DSENO à une mortalité de 100 %).. La VTR sélectionnée provient du document du CCME (2001). Il s'agissait de la seule VTR disponible qui évaluait les données sur la toxicité d'une variété de mélanges de BPC de différentes compositions grâce à la mise en œuvre d'une approche reposant sur l'équivalence de la toxicité (Van den Berg *et al.*, 1998).

Suggestions pour améliorer les futures VTR

Une vaste gamme de données sur la toxicité des BPC pour les mammifères sont disponibles, mais il n'existe aucune VTR des BPC propres aux mammifères intégrant des données toxicologiques issues de multiples études et portant sur plusieurs espèces ou paramètres. Par conséquent, les futures évaluations des effets des BPC pourraient être améliorées grâce à l'application aux données toxicologiques existantes sur les BPC de la méthode de calcul des VTR qui a été recommandée dans le cadre du PASCF (PASCF, 2010b). La caractérisation des effets (et l'évaluation globale des risques) peut être améliorée en tenant compte d'une gamme d'études pertinentes sur la toxicité pour les récepteurs propres au site et à la composition des mélanges de BPC présents sur le site. Par exemple, l'exploration graphique des données sur les doses-réponses et la quantification de l'ampleur de l'effet se rapportant à différentes études toxicologiques, espèces, paramètres et mélanges (p. ex. les méthodes démontrées dans Hill *et al.*, 2014) amélioreront vraisemblablement la caractérisation des effets globaux et l'évaluation dans le cadre d'une ERE, particulièrement en comparaison avec le fait de s'en remettre à une seule VTR. D'autres types de renseignements (p. ex. les effets mesurés d'après les concentrations alimentaires ou les résidus dans les tissus) pourraient aussi faire l'objet de recherches en vue de

compléter et d’améliorer encore davantage les évaluations du risque écotoxilogique des BPC réalisées selon une approche fondée sur le poids de la preuve.



Justification scientifique à l'appui de l'évaluation des VTR dans le cadre du PASCF

Dibenzodioxines polychlorées (DDPC) et dibenzofuranes polychlorés (DFPC) [dioxines et furanes]

Récepteur : mammifères

VTR sélectionnée = 0,17 ng ET/kg mc/j
Source : CCME, 2001b
Classe : C

Cette VTR sert également de base aux Recommandations canadiennes pour les résidus dans les tissus : protection des espèces fauniques consommant le biote aquatique (CCME, 2001b) actuellement en vigueur. Les détails complets relatifs au calcul de cette VTR sont fournis dans le document du CCME (2001b).Il incombe de noter que la VTR pour les dioxines et les furanes est exprimée en **nanogrammes (ng) d'équivalents toxiques (ET)/kg mc/j**. Cette VTR se base sur la moyenne géométrique de la DSENO et de la DMENO sur la croissance de cobayes exposés pendant 90 jours au 2,3,7,8-TCDD par voie alimentaire dans le cadre d'une étude toxicologique menée par De Caprio *et al*. (1986). Un facteur d'incertitude de 10 a été appliqué à la moyenne géométrique de la DSENO et de la DMENO afin d'apporter les ajustements requis suite à la transformation d'une exposition sous-chronique à une exposition chronique et de tenir compte de la variation de la sensibilité aux DDPC/DFPC entre les membres de différentes espèces.

Avantages de la VTR sélectionnée

L'étude toxicologique a été choisie par le CCME (2001b) à partir d'un vaste ensemble d'études portant sur un éventail d'espèces (p. ex., rats, cobayes, hamsters, visons). Cette VTR se fonde également sur un paramètre de reproduction pertinent (la croissance des petits), ainsi que sur le poids du foie. Des facteurs d'équivalence toxique (FET) ont été appliqués à cette valeur, ce qui est unique aux VTR des dioxines/furanes. Cette pratique est recommandée par l'Organisation mondiale de la Santé (Van den Berg *et al.*, 1998), afin de permettre la comparaison directe des valeurs de toxicité de mélanges de DDPC/DFPC présentant différentes compositions de congénères (se reporter au document du CCME 2001b pour obtenir une description des FET et de leur application à cette VTR).

Limites de la VTR par défaut recommandée

L'ampleur de l'effet associée à cette VTR n'a pas été quantifiée, puisque cette dernière a été établie en calculant la moyenne géométrique de la DSENO et de la DMENO, puis en divisant cette valeur par un facteur d'incertitude de 10 pour tenir compte de la variation de la sensibilité aux dioxines et aux furanes entre les membres de différentes espèces. La DMENO utilisée pour calculer la moyenne géométrique sur laquelle repose la VTR sélectionnée est associée à une réduction pouvant aller jusqu'à 39 % de la croissance des cobayes juvéniles mâles (une réduction de 22 % a été observée chez les cobayes juvéniles femelles), ce qui est trop grand pour servir de valeur par défaut aux fins du PASCF. En effet, cette VTR ne serait pas à même d'assurer un niveau de protection correspondant à des effets minimes à faibles. La DSENO utilisée pour calculer la moyenne géométrique sur laquelle repose cette VTR était un niveau de traitement expérimental (c.-à-d., qu'il n'était pas nécessaire de calculer la DSENO à partir de la DMENO). Ainsi, l'ampleur de l'effet associée à cette VTR est incertaine. Compte tenu qu'il est difficile de caractériser les effets des mélanges complexes, la présente VTR est axée sur la toxicité des congénères des DDPC/DFPC substitués en 2,3,7 et 8, lesquels partagent un mode d'action similaire et qui, l'on estime, sont à l'origine d'une grande partie, voire de la totalité, de la toxicité des

dioxines et des furanes (CCME, 2001b). Cependant, il est reconnu que cette approche pourrait omettre d'autres congénères de dioxines et de furanes, et que la toxicité de ceux-ci-ci n'est pas très étudié Si les BPC et les dioxines et les furanes sont des contaminants d'intérêt sur le site, ces groupes de produits chimiques devraient faire l'objet d'une évaluation conjointe compte tenu du mode d'action commun entre les congénères de BPC à structure coplanaire et des DDPC et les DFPC substitués en 2,3,7,8.

Évaluation des VTR potentielles

Tableau A.31. Valeurs toxicologiques de référence (VTR) potentielles propres aux mammifères pour les dioxines et les furanes

VTR potentielle (ng ET/kg mc/j)	Source (voir la section 3, Références)
0,17	**CCME, 2001b**

La VTR choisie a plusieurs avantages et limites (voir ci-dessous). Le document du CCME (2001b) a présenté cette VTR suite à un examen approfondi des données toxicologiques disponibles. La VTR peut désormais être utilisée comme valeur par défaut pour le PASCF. Le document du CCME (2001b) a également résumé un ensemble élargi de données toxicologiques sur les DDPC/DFPC. En raison des incertitudes inhérentes à l'évaluation de la toxicité d'un mélange de produits chimiques, p. ex., un mélange contenant des DDPC/DFPC (incertitudes qui s'ajoutent aux autres limitations génériques des VTR), il convient de tenir compte du plus vaste ensemble de données possible (p. ex., tel que résumé dans CCME, 2001b) en fonction du site lorsque l'on choisit une VTR ou une méthode d'évaluation des effets la plus adaptée à des récepteurs spécifiques et ce, surtout lorsque le risque inhérent à un site découle de la présence de ce contaminant.

Suggestions pour améliorer les futures VTR

La plupart des données sur la toxicité des dioxines/furanes chez les mammifères qui sont disponibles portent sur la 2,3,7,8-TCDD (CCME, 2001b), que l'on estime être l'une des DDPC/DFPC les plus toxiques. Les futures évaluations des effets des dioxines et des furanes pourraient tirer profit l'application de la méthode de calcul de la VTR recommandée par le PASCF (FCSAP, 2010b) aux données toxicologiques existantes portant sur les DDPC/DFPC. Compte tenu de la complexité additionnelle des mélanges, il incombe de sélectionner avec soin les VTR selon chacun des sites lorsque des DDPC/DFPC sont concernées. Compte tenu des complexités et des incertitudes uniques à l'évaluation des mélanges complexes de DDPC/DFPC, la caractérisation des effets (et l'évaluation globale des risques) pourrait être améliorée en tenant compte d'une vaste gamme d'études de toxicité qui sont pertinentes à des récepteurs propres au site ainsi qu'aux congénères des dioxines et des furanes présents sur le site. Par exemple, l'exploration graphique des données disponibles sur les doses-réponses et la quantification de l'ampleur de l'effet pour différentes études toxicologiques et espèces, et différents paramètres et mélanges (p. ex., les méthodes illustrées dans les travaux de Hill *et al.*, 2014) améliorera vraisemblablement la caractérisation des effets globaux et l'évaluation dans le cadre d'une ERE, surtout en comparaison avec le fait de s'en remettre à une seule VTR. Ce type d'approche visant à évaluer les effets (p. ex., tel que décrit par Hill *et al*., 2014) constitue une solution

de rechange à une approche misant sur une seule VTR, et elle est considérée comme étant généralement conforme à l'orientation du PASCF en matière de VTR (PASCF, 2012b) ainsi qu'aux directives sur l'ERE (PASCF, 2010). D'autres types d'informations, comme les mesures relatives aux effets selon les concentrations dans les tissus ou au niveau de l'alimentation, peuvent également être étudiées afin de bonifier davantage et d'améliorer les évaluations des risques écologiques liés aux dioxines et aux furanes dans une approche fondée sur le poids de la preuve.

A.3. Les valeurs toxicologiques de référence sélectionnées pour les oiseaux : Justification scientifique

Arsenic [métalloïde]

Récepteur : Oiseaux

VTR sélectionnée = 4,4 mg/kg mc/j
Source : CEAEQ, 2012
Classe : A

Base de la VTR sélectionnée

La VTR sélectionnée a été établie par le CEAEQ (2012), qui a calculé une CE_{20} pour chacune des huit études portant sur les paramètres de la reproduction, de la croissance et de la mortalité chez les canards malards, les poulets et les cailles. Des facteurs d'incertitude ont été appliqués aux CE_{20} afin de tenir compte des essais de toxicité fondés sur une exposition de courte durée et des paramètres de mortalité. Les CE_{20} ont été divisées par un facteur d'incertitude de 2 pour les études fondées sur des essais de courte durée. Les CE_{20} qui se fondaient sur un paramètre de survie ont aussi été divisées par un facteur d'incertitude de 5. Ainsi, le facteur d'incertitude total le plus élevé ayant été appliqué dans l'ensemble des travaux visés par l'étude du CEAEQ (2012) était de 10. La VTR sélectionnée est la deuxième CE_{20} la plus faible sur les huit évaluées dans l'étude du CEAEQ (2012). L'étude toxicologique sur laquelle repose cette CE_{20} a permis d'observer une diminution des taux de croissance chez des poulets (*Gallus domesticus*) exposés à de l'arsenic par ingestion durant seize jours.

Avantages de la VTR sélectionnée

Le CEAEQ (2012) a évalué à 20 % le niveau d'effet à la lumière des données toxicologiques sous-jacentes, ce qui confirme que cette VTR se base sur une étude assurant un niveau de protection correspondant à des effets minimes à faibles. L'étude toxicologique sous-jacente (Czarnecki, 1984) se caractérise par cinq niveaux de traitement expérimentaux (y compris un contrôle). La CE_{20} a été calculée de manière à tomber juste en deçà du premier niveau de traitement. L'étude du CEAEQ (2012) a également attribué à l'étude sous-jacente un « niveau élevé de fiabilité ». Plusieurs études toxicologiques (n = 8) ont été utilisées pour établir la VTR, quoique quatre de celles-ci ont été jugées peu fiables dans l'étude du CEAEQ (2012). Parmi les autres avantages de la VTR sélectionnée, mentionnons le choix de paramètres biologiques appropriés, la durée des études – qui permet d'évaluer la toxicité aiguë et chronique – ainsi que la voie d'exposition par ingestion.

Limites de la VTR par défaut recommandée

La VTR sélectionnée a été calculée à partir de données portant sur un nombre limité d'espèces d'oiseaux (canards, poulets et cailles). Elle n'est donc pas nécessairement sécuritaire pour tous les oiseaux. L'application d'un facteur d'incertitude (de 2) pour tenir compte de la durée de l'exposition aiguë (16 jours) dans les essais de toxicité sous-jacents rend encore plus incertain le processus d'établissement de la VTR, puisque ces facteurs ont des répercussions inconnues sur le niveau de protection offert par cette VTR.

Évaluation des VTR potentielles

Tableau A.32. Valeurs toxicologiques de référence (VTR) potentielles de l'arsenic pour les oiseaux.

VTR potentielle (mg/kg mc/j)	Source (Voir la section 3 Références)
2,24	USEPA, 2005a
2,46	USEPA, 1999
3,7	Rae, 2013
4,4	**CEAEQ, 2012**
4,5	Rae, 2013
5,5	USEPA, région 9, 2009
5,6	CEAEQ, 2012
7,38	Sample *et al.*, 1996
12,84	Sample *et al.*, 1996
47,6	CCME, 1997b

Dix VTR différentes de l'arsenic pour les oiseaux allant de 2,24 à 47,6 mg/kg mc/j ont été évaluées au total. La majorité des VTR disponibles étaient assez proches. La VTR sélectionnée (4,4 mg/kg mc/j) tombe entre les deux VTR établies par Rae (2013), qui se fondent sur la moyenne géométrique de DSENO ou de DMENO se rapportant aux paramètres de la croissance, de la reproduction et de la survie dans l'ensemble de données de l'USEPA. Cet exercice de comparaison des VTR potentielles confirme que la VTR sélectionnée procure un niveau de protection adéquat (malgré le doute suscité par l'utilisation de facteurs d'incertitude).

Dans l'ensemble, les données toxicologiques sur les effets de l'arsenic sur les oiseaux étaient quelque peu limitées. Environ dix études ont été retenues parmi l'ensemble des VTR évaluées. Seules quelques-unes de ces études faisaient état de niveaux d'effet limités (c.-à-d. plusieurs études présentaient seulement des DSENO non limitées). Cependant, deux DMENO (non limitées) se rapportant à la croissance sur trois contenues dans l'ensemble de données USEPA (2005a) étaient inférieures à la VTR sélectionnée. Ces données sur les DMENO suggèrent que des effets pourraient être observés à des doses inférieures à la VTR. Cependant, la quantification de l'ampleur de l'effet associée à ces données sur les DMENO n'a pas été évaluée. D'autres données fondées sur des DMENO (c.-à-d. les VTR de Sample *et al.*, 1996 : 7,38 et 12,8 mg/kg mc/j) sont inférieures à la VTR sélectionnée et sont associées à un niveau d'effet de ≤25 %. Cependant, elles se fondent toutes deux sur les paramètres de survie et ne tiennent compte d'aucune information sur la croissance ou la reproduction.

Suggestions pour améliorer les futures VTR

La recherche de données toxicologiques supplémentaires ou plus récentes, particulièrement sur des espèces ou des types d'oiseaux qui ne sont pas pris en considération dans les VTR existantes, pourrait contribuer aux futurs efforts visant à établir une VTR de l'arsenic pour les oiseaux. L'utilisation de la méthode de calcul des VTR recommandée dans le cadre du PASCF pourrait aussi contribuer à ces efforts (PASCF, 2010b). La méthodologie basée sur la dose-réponse pourrait notamment rehausser le niveau de détail de l'information toxicologique qui se rapporte à une vaste gamme de paramètres, d'études et d'espèces, et qui permet d'étayer les évaluations des risques associés à l'exposition à l'arsenic chez les oiseaux. Cependant, la VTR devrait fournir un niveau de protection suffisant qui devrait correspondre à des effets minimes à faibles chez les espèces courantes.

Baryum [métal]

Récepteur : Oiseaux

VTR sélectionnée = 51,3 mg/kg mc/j
Source : CEAEQ, 2012
Classe : B

Base de la VTR sélectionnée

La VTR sélectionnée a été établie par le CEAEQ (2012), qui a eu recours aux méthodes statistiques de Weibull afin de modéliser une courbe dose-réponse pour le paramètre de mortalité à partir d'une seule étude sous-jacente (Johnson and Titus, 1960). Dans celle-ci, la toxicité du baryum a été testée chez les poulets (espèce non spécifiée) grâce à une exposition par voie alimentaire de quatre semaines à l'hydroxyde de baryum. Aucune échelle allométrique n'a été utilisée pour calculer cette VTR. Un facteur d'incertitude de 10 a toutefois été appliqué par le CEAEQ (2012) pour tenir compte du paramètre de mortalité et de la durée de l'exposition aiguë.

Avantages de la VTR sélectionnée

La VTR sélectionnée se fonde sur les méthodes dose-réponse, qui sont en partie conformes à celles généralement recommandées dans le cadre du PASCF. Les méthodes dose-réponse permettent de sélectionner une VTR ayant un niveau d'effet de 20 %, ce qui est conforme au niveau de protection de la faune recherché dans le cadre du PASCF (p. ex. des effets minimes à faibles chez les espèces courantes). Cette VTR a aussi pour avantage de tenir compte d'un paramètre biologique pertinent (survie) qui peut être extrapolé à l'échelle des populations. En outre, elle repose sur l'analyse d'un nombre important de doses administrées par voie alimentaire, qui varient entre 250 et 32 000 ppm de Ba (un taux de mortalité de 5 % à 100 % a été observé aux quatre doses les plus élevées; aucun effet sur la mortalité n'a été constaté aux quatre doses les plus faibles).

Limites de la VTR par défaut recommandée

La principale limite de cette VTR réside dans le fait que les données disponibles sur la toxicité du baryum pour les oiseaux sont somme toute limitées. Toutes les VTR disponibles (Johnson and Titus, 1960) se fondent sur seulement deux études toxicologiques. Ainsi, la VTR sélectionnée tient compte d'une seule espèce aviaire (poulet) et d'un seul paramètre (survie). De plus, aucune information ne permet de déterminer jusqu'à quel point cette VTR est susceptible d'offrir une protection à d'autres espèces d'oiseaux ou relativement à d'autres paramètres (p. ex. reproduction, croissance). La période d'exposition de quatre semaines employée dans l'étude toxicologique sous-jacente pourrait se révéler trop courte pour être représentative des conditions d'exposition observables dans les sites contaminés fédéraux. Cette courte période d'exposition explique d'ailleurs pourquoi cette VTR a été jugée « peu fiable » dans le cadre de l'évaluation du CEAEQ (2012; documentation justificative). L'utilisation d'un facteur d'incertitude ne reposant apparemment sur aucune justification scientifique claire constitue une autre limite de cette VTR. Le recours à des facteurs d'incertitude n'est généralement pas recommandé dans le cadre du PASCF, à moins qu'il puisse être étayé scientifiquement.

Évaluation des VTR potentielles

Tableau A.33. Valeurs toxicologiques de référence (VTR) potentielles du baryum pour les oiseaux.

VTR potentielle (mg/kg mc/j)	Source (Voir la section 3 Références)[1]
20,8	Sample *et al.*, 1996; Allaway et Stodola, 2011
41,7	MEO, 2009
51,3	**CEAEQ, 2012**

1. La première source mentionnée est la référence principale dans laquelle la VTR potentielle a d'abord été publiée. Dans les sources mentionnées ensuite, on a aussi sélectionné ou cité une VTR potentielle, mais qui n'a pas été calculée par les auteurs.

Les trois VTR évaluées en vue de sélectionner une VTR par défaut aux fins du PASCF (tableau A.32) se basent sur les mêmes données toxicologiques sous-jacentes, (Johnson and Titus, 1960). Les VTR de Sample *et al.* (1996; 20,8 mg/kg mc/j) et du MEO (2009; 41,7 mg/kg mc/j) représentent la DSENO et de la DMENO sur le paramètre de survie du poulet prévu dans Johnson *et al.* (1960). La VTR du CEAEQ (2012; 51,3) correspond à l'ampleur de l'effet de 20 % figurant dans Johnson and Titus (1960), qui a été calculée à l'aide du modèle statistique dose-réponse de Weibull. Bien que l'essai de toxicité sous-jacent porte sur un grand nombre de points de données (huit doses testées), la portée de la VTR par défaut aux fins du PASCF se voit limitée par le manque d'information disponible sur les effets du baryum sur les oiseaux.

Suggestions pour améliorer les futures VTR

La réalisation de nouvelles recherches documentaires pour obtenir des données toxicologiques supplémentaires pourrait contribuer à compléter l'ensemble de données disponible qui est actuellement limité. En outre, des recherches supplémentaires sur les données toxicologiques sous-jacentes qui sont présentement disponibles (c.-à-d. données dose-réponse) pourraient permettre d'intégrer quantitativement les données limitées sur la toxicité et d'en rehausser l'utilité. À titre d'exemple, l'étude de Johnson and Titus (1960) est également citée dans le document du CCME (2013). Le CCME suggère qu'un paramètre de croissance a aussi été mesuré dans Johnson and Titus (1960). Par conséquent, il pourrait être utile de se pencher sur la citation originale (Johnson and Titus, 1960) en vue de tenir compte des données se rapportant à ce paramètre supplémentaire (croissance) lors de l'établissement d'une future VTR. Cependant, il est probable que ces données sur la croissance soient fortement liées aux données existantes sur la survie, puisqu'elles proviennent de la même étude que celle dont sont tirées les VTR actuelles. Par conséquent, des VTR et des données toxicologiques portant sur d'autres espèces d'oiseaux devraient aussi être examinées et évaluées selon leur disponibilité, ou à l'intérieur d'un site déterminé.

Cadmium [métal]

Récepteur : Oiseaux

VTR sélectionnée = 2,1 mg/kg mc/j
Source : CEAEQ, 2012
Classe : B

Base de la VTR sélectionnée

La VTR sélectionnée a été établie par le CEAEQ (2012), qui a eu recours aux méthodes statistiques de Weibull afin de modéliser une courbe dose-réponse pour le paramètre de mortalité pour six études toxicologiques. La dose correspondant à un niveau d'effet de 20 % (CE_{20}) a été interpolée à partir de courbes dose-réponse pour chacune des six études. Les CE_{20} d'essais de toxicité aiguë ou subaiguë ont été divisées par un facteur d'incertitude de deux (pour recréer la durée d'une exposition chronique). De plus, des CE_{20} fondées sur les effets sur la survie ont été divisées par un facteur d'incertitude de cinq (pour tenir compte de la sévérité du paramètre de survie). Ainsi, le facteur d'incertitude total le plus élevé ayant été appliqué dans l'ensemble des travaux visés par l'étude du CEAEQ (2012) était de 10. Parmi les CE_{20} obtenues, les plus faibles provenaient de Richardson (1974, cité dans CEAEQ, 2012; documentation justificative) et étaient associées à des effets sur la croissance des jeunes cailles lors d'une exposition de quatre semaines au cadmium par voie alimentaire. Dans l'ensemble, les six études prises en considération dans l'évaluation du CEAEQ (2012) incluaient des données sur quatre espèces (cailles, poulets, faisans et canards malards) ainsi que trois paramètres (croissance, reproduction et survie).

Avantages de la VTR sélectionnée

La VTR sélectionnée se fonde sur la méthodologie dose-réponse, qui est en partie conforme aux recommandations du PASCF pour l'établissement d'une VTR. Les méthodes dose-réponse permettent de sélectionner une VTR ayant un niveau d'effet de 20 %, ce qui correspond à une protection associée à des effets minimes à faibles. Cette VTR a aussi pour avantages de reposer sur six études différentes et de tenir compte d'un paramètre biologique pertinent (croissance) qui peut être extrapolé à l'échelle des populations.

Limites de la VTR par défaut recommandée

L'utilisation de facteurs d'incertitude ayant une incidence inconnue sur le niveau d'effet de cette VTR constitue l'une des limites de celle-ci. Le recours à des facteurs d'incertitude n'est généralement pas recommandé dans le cadre du PASCF, à moins qu'il puisse être étayé scientifiquement. La période d'exposition de quatre semaines employée dans l'étude toxicologique sous-jacente pourrait se révéler trop courte pour être représentative des conditions d'exposition observables dans les sites contaminés fédéraux. Cette courte période d'exposition explique d'ailleurs pourquoi cette VTR a été jugée « peu fiable » dans le cadre de l'évaluation du CEAEQ (2012; documentation justificative). Cette VTR a été interpolée à partir d'un modèle de Weibull et de seulement deux points de données : un effet de 0 % au sein du groupe témoin et un effet de 38 % dans celui soumis à un seul niveau de traitement (à une dose de 10,31 mg/kg mc/j), conformément aux tests effectués par Richardson (1974, cité dans CEAEQ, 2012).

Évaluation des VTR potentielles

Tableau A.34. Valeurs toxicologiques de référence (VTR) potentielles du cadmium pour les oiseaux.

VTR potentielle (mg/kg mc/j)	Source (Voir la section 3 Références)[1]
0,7	USEPA, GSBT de la région 9, 2009
1,0	USEPA, GSBT de la région 9, 2009
1,45	Sample *et al.*, 1996
1,47	USEPA, 2005c; Dillon, 2013
2,1	**CEAEQ, 2012**
3,07	MEO, 2009; CCME, 1996b; Allaway et Stodola, 2011
3,1	Rae, 2013
3,5	CEAEQ, 2012
7,8	Rae, 2013
10,4	USEPA, GSBT de la région 9, 2009
20	Sample *et al.*, 1996

1. La première source mentionnée est la référence principale dans laquelle la VTR potentielle a d'abord été publiée. Dans les sources mentionnées ensuite, on a aussi sélectionné ou cité une VTR potentielle, mais qui n'a pas été calculée par les auteurs.

Onze VTR allant de 0,7 à 20 mg/kg mc/j ont été évaluées. La VTR tirée de l'ensemble de données de l'USEPA (2005c; 1,47 mg/kg mc/j) se fonde sur le plus grand nombre d'études (93 résultats provenant de 35 études) qui tiennent compte de plusieurs paramètres pertinents (reproduction, croissance et survie), et qui portent sur une variété d'espèces (poulets, canards malards, canards branchus, canards de Pékin, canards noirs, cailles et étourneaux sansonnets). De plus, aucun facteur d'incertitude n'a été appliqué. La VTR de 3,1 mg/kg mc/j tirée de Rae (2013) se base sur un sous-ensemble de données de l'ensemble de données de l'USEPA. Elle constitue la moyenne géométrique de toutes les DSENO sur la reproduction, la croissance et la survie contenues dans l'ensemble de données de l'USEPA. De nouveau, aucun facteur d'incertitude n'a été appliqué. La VTR sélectionnée de 2,1 mg/kg mc/j (CEAEQ, 2012) tombe entre celle de l'ensemble de données de l'USEPA (2005c) et celle fondée sur des DSENO (Rae, 2013), ce qui rend la VTR sélectionnée du CEAEQ (2012) susceptible de procurer un niveau de protection correspondant à des effets minimes à faibles pour une variété d'espèces aviaires, dans une variété de conditions d'exposition. La VTR la plus élevée de Rae (2013; 7,8 mg/kg mc/j) constitue la moyenne géométrique de toutes les DMENO sur la reproduction, la croissance et la survie contenues dans l'ensemble de données de l'USEPA. Cependant, elle a été établie aux fins d'assainissement et de gestion détaillée des risques. Par conséquent, en l'absence d'analyses supplémentaires en vue de quantifier le niveau de protection fourni par cette VTR fondée sur des DMENO, celui-ci est considéré comme étant insuffisant et non conforme à un niveau plus conservateur et préliminaire qui entraînerait des effets minimes à faibles pour tous les oiseaux.

Les autres VTR évaluées n'ont pas été sélectionnées pour un éventail de raisons. Bien que toutes les VTR répondent à certains critères du PASCF, plusieurs n'ont pas été sélectionnées en raison des doutes qui existent, d'une part, quant à l'ampleur de l'effet associée à la DSENO ou à la DMENO sous-jacente – qui pourrait se révéler trop élevée dans le cadre du PASCF – et, d'autre part, quant à la possibilité limitée de considérer les VTR fondées sur une seule étude dans un contexte plus large marqué par de multiples études, paramètres ou espèces. Les VTR fondées sur une DSENO ou DMENO provenant d'une seule étude, et qui présentent par conséquent cette limite, comprennent celle de Sample *et al.* (1996; 1,45 et 20 mg/kg mc/j) et celle du GSBT de la région 9 de l'USEPA (2009; 0,7 et 1,0 mg/kg mc/j). Trois VTR n'ont pas été sélectionnées parce qu'elles ont été établies à partir de données sur la toxicité associées à un niveau d'effet jugé trop sévère pour une valeur par défaut dans

le cadre du PASCF. Une étude a révélé un lien entre la VTR du MEO (2009; 3,07 mg/kg mc/j) et une réduction de 39 % de la production d'œufs dans une étude. Par ailleurs, la VTR du CEAEQ (2012; 3,5 mg/kg mc/j) a donné lieu à une réduction de 40 % de la croissance des jeunes cailles dans une étude. L'information disponible était insuffisante pour réaliser une évaluation complète de la VTR du GSBT de la région 9 de l'USEPA (2009; 10,4 mg/kg mc/j). Cependant, selon les indications offertes, celle-ci se traduit par des « effets moyens sur la reproduction » et « devrait produire des effets indésirables pour un ou plusieurs organismes ». Étant donné ce qui précède, cette VTR a aussi été considérée comme étant trop sévère pour être utilisée comme valeur par défaut dans le cadre du PASCF.

Toutes les VTR évaluées comportaient certains avantages, notamment de tenir compte d'espèces et de paramètres pertinents. Cependant, la plupart ont été établies sur la base d'une seule étude toxicologique, en plus d'être associées à une ampleur de l'effet inconnue. Les VTR de l'ensemble de données de l'USEPA (2005c) et du CEAEQ (2012) se distinguaient par ailleurs par le fait de tenir compte d'une variété d'études. En outre, le CEAEQ (2012) a mis en œuvre une méthodologie dose-réponse. Sa VTR a donc été jugée comme étant à l'heure actuelle la plus adéquate aux fins du PASCF.

Suggestions pour améliorer les futures VTR

Des VTR améliorées répondant davantage aux lignes directrices du PASCF (PASCF, 2010b) en la matière et dont le niveau de protection a été quantifié pourraient être établies à l'avenir. Bien qu'elle implique des efforts importants, une telle approche exigerait d'abord de calculer les données sur l'ampleur de l'effet et la dose-réponse associées à la ou aux études sur lesquelles reposent les VTR disponibles (p. ex. l'ensemble de données de l'USEPA et les études contenues dans l'ensemble de données du CEAEQ), puis de mettre en œuvre une méthodologie dose-réponse (PASCF, 2010b) pour établir une nouvelle VTR dont le niveau de protection a été déterminé quantitativement. De nouvelles recherches pourraient aussi se pencher sur des VTR pour les oiseaux ou des données toxicologiques supplémentaires, le cas échéant, ou des valeurs propres à un site, au besoin.

Chrome (hexavalent) [métal]

Récepteur : Oiseaux

VTR sélectionnée = 16 mg/kg mc/j
Source : Condor *et al.*, 2009
Classe : C

Base de la VTR sélectionnée

La valeur par défaut sélectionnée provient d'une étude de Butkauskas et Sruoga (2004), qui est citée dans Condor *et al.* (2009). Cette VTR se fonde sur une DSENO non limitée se rapportant au taux d'éclosion des œufs de cailles du Japon établie dans le cadre d'un essai de toxicité de douze semaines visant à exposer des cailles mâles au chrome hexavalent par voie alimentaire. Une réduction de 14 % du taux d'éclosion des œufs a été observée dans le groupe de traitement de la DSENO par rapport au groupe témoin, même si le résultat enregistré dans le premier n'est pas si différent de celui obtenu par ce dernier.

Avantages de la VTR sélectionnée

La VTR sélectionnée se fonde sur un paramètre biologique approprié (le taux d'éclosion des œufs de caille) qui est pertinent du point de vue des dynamiques des populations. Un examen de l'étude originale (Butkauskas et Sruoga, 2004) a confirmé que cette VTR était associée à un niveau d'effet suffisamment conservateur pour se traduire par un niveau de protection entraînant des effets minimes à faibles.

Limites de la VTR par défaut recommandée

La VTR sélectionnée se fonde sur une seule étude et se rapporte à une seule espèce. Ainsi, il est incertain si elle est suffisamment représentative de la grande variété d'espèces et de conditions d'exposition qui pourraient être présentes dans les sites contaminés fédéraux. De plus, cette VTR repose sur une DSENO non limitée, ce qui soulève aussi des doutes, car aucun effet indésirable n'a été observé à aucun des niveaux de traitement expérimentaux dans l'essai de toxicité sous-jacent. Il est donc impossible d'établir une courbe dose-réponse sur la base de cette seule étude. Un examen de l'étude de Butkauskas et Sruoga (2004) a également révélé qu'elle visait principalement à comparer la sensibilité des cailles du Japon selon leur génotype, au lieu d'évaluer la relation dose-réponse entre l'exposition au chrome hexavalent et les effets indésirables chez les oiseaux.

Évaluation des VTR potentielles

Tableau A.35. Valeurs toxicologiques de référence (VTR) potentielles du chrome hexavalent pour les oiseaux.

VTR potentielle (mg/kg mc/j)	Source (Voir la section 3 Références)[1]
11	LANL 2014; Allaway et Stodola, 2011; Dillon, 2013.
16	**Condor *et al.*, 2009**

1. La première source mentionnée est la référence principale dans laquelle la VTR potentielle a d'abord été publiée. Dans les sources mentionnées ensuite, on a aussi sélectionné ou cité une VTR potentielle, mais qui n'a pas été calculée par les auteurs.

Deux VTR du chrome hexavalent pour les oiseaux étaient disponibles aux fins d'évaluation. L'information actuellement disponible pour évaluer la VTR sélectionnée (à la lumière d'une seule étude toxicologique) dans un contexte caractérisé par des données plus diversifiées portant sur une

variété d'espèces, de paramètres ou de conditions d'exposition – selon ce qui se révèle pertinent pour atteindre les objectifs du PASCF – est donc limitée.

La VTR de 11 mg/kg mc/j provient de la base de données du LANL (2014) et se base sur une DSENO non limitée touchant les paramètres de la croissance et de la survie dans le cadre d'un essai de toxicité de 32 jours visant à exposer des poulets à du chrome hexavalent par voie alimentaire (Romoser *et al.*, 1961). Aucun facteur d'incertitude ni échelle allométrique n'a été utilisé pour calculer cette VTR. L'information contenue dans l'étude toxicologique (Romoser *et al.*, 1961) sous-jacente à la VTR de la base de données du LANL (2014) était insuffisante pour quantifier l'ampleur de l'effet toxicologique ou pour dégager toute donnée sur la dose-réponse. Il est donc difficile d'évaluer le niveau de protection que procurerait cette VTR dans les sites visés par le PASCF si elle était adoptée. Un examen de l'étude de Romoser *et al.* (1961) a également permis de constater que cette étude toxicologique portait avant tout sur la toxicité du vanadium, plutôt que sur celle du chrome hexavalent.

L'ensemble de données de l'USEPA (2008) contient des données sur la toxicité du chrome hexavalent pour les oiseaux provenant de quatre études (Asmatullah and Noreen, 1999; Jensen et Maurice, 1980; Rao *et al.*, 1983; Romoser *et al.*, 1961). Celles-ci ne satisfont toutefois pas les exigences minimales sur lesquelles repose cet ensemble de données pour établir une VTR. Cependant, les données toxicologiques sur le chrome hexavalent contenues dans l'ensemble de données de l'USEPA (2008) peuvent tout de même être utilisées pour évaluer de façon plus approfondie les VTR existantes. À titre d'exemple, les DSENO se rapportant aux paramètres de la reproduction, de la croissance et de la survie figurant dans l'ensemble de données de l'USEPA (2008) vont de 0,024 à 8,59 mg/kg mc/j. Une seule DMENO a été signalée pour les paramètres de la survie, de la croissance ou de la reproduction, soit 4,02 mg/kg mc/j pour la croissance et la reproduction (Asmatullah and Noreen, 1999; DMENO non limitée).

Suggestions pour améliorer les futures VTR

La VTR par défaut sélectionnée se base sur une DSENO non limitée, ce qui n'est habituellement pas recommandé pour l'établissement de VTR dans le cadre du PASCF (2010b), car elle repose sur des essais de toxicité qui n'ont révélé aucun effet indésirable à aucune des doses testées. Il est donc possible que cette VTR soit trop conservatrice. En outre, aucune donnée supplémentaire n'est actuellement disponible pour considérer ces VTR dans un contexte plus large comprenant plusieurs espèces, paramètres ou conditions d'exposition que l'on retrouve dans l'environnement. La réalisation de nouvelles recherches documentaires pour obtenir des données toxicologiques supplémentaires (p. ex. données contenues dans l'ensemble de données de l'USEPA, 2008) pourrait contribuer à compléter l'ensemble de données disponible qui est actuellement limité et à améliorer de futures évaluations des effets du chrome hexavalent sur les oiseaux. L'utilisation de la méthode de calcul des VTR recommandée dans le cadre du PASCF pourrait aussi contribuer aux futurs efforts visant à établir une VTR (*Document d'orientation sur l'évaluation du risque écotoxicologique - Module 2*). La méthodologie basée sur la dose-réponse pourrait notamment rehausser l'utilité de l'information toxicologique existante ou supplémentaire en ce qui concerne une gamme de paramètres, d'études et d'espèces. D'autres types de renseignements (p. ex. données sur les résidus dans les tissus) pourraient aussi faire l'objet de recherches en vue de compléter et d'améliorer encore davantage les évaluations des risques du chrome hexavalent pour les oiseaux réalisées selon une approche fondée sur le poids de la preuve.

Chrome (total) [métal]

Récepteur : Oiseaux

VTR sélectionnée = 2,66 mg/kg mc/j
Source : USEPA**, 2008**
Classe : C

Base de la VTR sélectionnée

La valeur par défaut sélectionnée est tirée de l'ensemble de données de l'USEPA (2008). Elle représente la moyenne géométrique de douze DSENO se rapportant aux paramètres de la reproduction et de la croissance, dont dix étaient non limitées. Les essais de toxicité sous-jacents ont été réalisés auprès de trois espèces (principalement des poulets, mais aussi des dindes et des canards noirs), qui ont été exposées à du chrome trivalent par voie alimentaire durant une période allant d'une semaine à dix mois. Les paramètres de la survie étaient aussi représentés dans l'ensemble de données de l'USEPA (2008), mais ont été exclus de la moyenne géométrique. Il convient de noter que le chrome trivalent est la forme chimique utilisée dans la plupart des essais de toxicité sous-jacents, car l'on suppose que la majorité des récepteurs éventuels seraient exposés à cette forme en particulier.

Avantages de la VTR sélectionnée

La VTR sélectionnée se base sur plusieurs études toxicologiques (dix). Elle tient donc compte d'un plus grand nombre de récepteurs et de conditions d'exposition qu'une VTR définie en fonction d'une seule étude toxicologique. Ces études portent sur trois espèces d'oiseaux. La VTR sélectionnée est donc représentative d'une plus grande variété d'espèces aviaires que si elle reposait sur une seule étude portant sur une seule espèce. La VTR tient compte de données toxicologiques pertinentes (des paramètres biologiques acceptables, soit la reproduction, la croissance et la survie; des durées d'exposition variées; des voies d'exposition comme de l'eau et des aliments contaminés). De plus, aucun facteur d'incertitude ni échelle allométrique n'a été utilisé pour calculer cette VTR.

Limites de la VTR par défaut recommandée

La VTR sélectionnée pourrait se révéler trop conservatrice aux fins du PASCF, car la majorité des DSENO entrant dans le calcul de la moyenne géométrique étaient non liées. Des DSENO limitées sont préférables, car elles représentent des essais de toxicité dans lesquels des effets indésirables ont bel et bien été observés. De plus, l'ensemble de données de l'USEPA ne contenait aucune DMENO inférieure à la VTR sélectionnée pour les paramètres de la reproduction, de croissance ou de la survie (2008). Cette réalité renforce l'hypothèse voulant que cette VTR fondée sur des DSENO tirées de l'ensemble de données de l'USEPA soit trop conservatrice. Par ailleurs, la VTR sélectionnée pour le chrome total (2,66 mg/kg mc/j) semble peu fiable, car elle est inférieure à celle retenue pour le chrome hexavalent (11 mg/kg mc/j), qui est considéré comme plus toxique. Ainsi, la VTR du chrome hexavalent devrait être plus élevée que celle du chrome total, une forme moins toxique de ce contaminant. Cette observation reflète probablement les lacunes dans l'ensemble des données disponibles sur la toxicité du chrome total et hexavalent pour les oiseaux. Une VTR trop conservatrice suscite toutefois d'autres préoccupations. En effet, comme le chrome trivalent est un micronutriment, le fait de recommander une VTR trop faible pourrait avoir des conséquences écologiques.

Évaluation des VTR potentielles

Tableau A.36. Valeurs toxicologiques de référence (VTR) potentielles du chrome total pour les oiseaux.

VTR potentielle (mg/kg mc/j)	Source (Voir la section 3 Références)[1]
1,0	CEAEQ, 2012
2,66	**USEPA, 2008; Dillon, 2013**
5,0	Sample *et al.*, 1996; Allaway et Stodola, 2011; MEO, 2011

1. La première source mentionnée est la référence principale dans laquelle la VTR potentielle a d'abord été publiée. Dans les sources mentionnées ensuite, on a aussi sélectionné ou cité une VTR potentielle, mais qui n'a pas été calculée par les auteurs.

La VTR de Sample *et al.* (1996; 5,0 mg/kg mc/j) se fonde sur une DMENO sur la reproduction du canard noir pour le chrome trivalent administré par voie alimentaire. Elle est donc pertinente aux fins du PASCF. Deux limites empêchent toutefois sa sélection en qualité de VTR par défaut pour le PASCF : i) elle repose sur une seule étude, ce qui rend incertain si elle est représentative d'une variété d'espèces et de conditions d'exposition suffisamment grande; et ii) elle se base sur des données non publiées (Haseltine *et al.*, tel que cité dans Sample *et al.*, 1996), ce qui ne permet pas de déterminer si l'ampleur de l'effet associée à cette VTR fondée sur une DMENO procurera un niveau de protection suffisant. La VTR du CEAEQ (2012; 1,0 mg/kg mc/j) repose sur la DSENO correspondante de Haseltine *et al.* (données non publiées). Elle présente donc les mêmes limites que celle de Sample *et al.* (1996; p. ex. fondée sur une seule étude, ampleur de l'effet non quantifiée). Des données de Haseltine *et al.* (données non publiées) figuraient également dans l'ensemble de données de l'USEPA (2008) (une valeur de 2,8 mg/kg mc/j pour la DMENO se rapportant à la reproduction). Cependant, il a été déterminé que la VTR provenant de l'ensemble de données de l'USEPA (2008) répondait mieux aux critères du PASCF que les deux autres VTR potentielles, car elle tenait compte de plusieurs études et d'une plus grande variété de données toxicologiques que celle de Sample *et al.* (1996).

Suggestions pour améliorer les futures VTR

Les données toxicologiques disponibles sont quelque peu limitées. Aucune des données sur la DMENO ou la DSENO relatives aux paramètres d'effets sur la reproduction, la croissance ou la survie n'était pas limitée, ce qui indique une incertitude quant au niveau de protection offert par la VTR par défaut retenue ainsi qu'une compréhension limitée des caractéristiques de la relation dose-réponse pour le chrome total. Par conséquent, la recherche de données dose-réponse dans les études toxicologiques sous-jacentes pourrait faciliter l'établissement d'une meilleure VTR. De plus, la réalisation de nouvelles recherches documentaires pour obtenir des données toxicologiques supplémentaires pourrait contribuer à compléter l'ensemble de données disponible qui est actuellement limité. L'établissement de nouvelles VTR devrait se fonder sur la méthodologie recommandée à cet effet (PASCF, 2010b).

Cuivre [métal]

Récepteur : Oiseaux

VTR sélectionnée = 4,5 mg/kg mc/j
Source : CEAEQ, 2012
Classe : A

Base de la VTR sélectionnée

La VTR sélectionnée a été établie par le CEAEQ (2012), qui a eu recours aux méthodes statistiques de Weibull afin de modéliser des courbes dose-réponse pour cinq études toxicologiques. La dose correspondant à un niveau d'effet de 20 % (CE_{20}) a été interpolée à partir de courbes dose-réponse pour chacune de ces cinq études. Toutes les CE_{20} ont été divisées par un facteur d'incertitude de deux pour tenir compte de la durée de l'essai de toxicité sous-jacent, soit de 14 à 70 jours. La CE_{20} la plus faible – qui provenait de l'étude de Stevenson et Jackson (1980) – a été retenue en tant que VTR par le CEAEQ (2012). Les cinq études prises en considération par le CEAEQ (2012) se penchaient sur les effets du cuivre sur les paramètres de la reproduction chez les poulets. La CE_{20} sélectionnée se fondait sur un paramètre de la reproduction, soit le nombre d'œufs pondus durant un essai de 48 jours.

Avantages de la VTR sélectionnée

La VTR sélectionnée a été établie à l'aide des méthodes dose-réponse, qui sont conformes à celles généralement recommandées dans le cadre du PASCF. Les méthodes dose-réponse permettent de sélectionner une VTR ayant un niveau d'effet de 20 %, ce qui correspond à une protection associée à des effets minimes à faibles. Cette VTR a aussi pour avantages de reposer sur cinq études différentes et de tenir compte d'un paramètre biologique pertinent (reproduction) qui peut être extrapolé à l'échelle des populations. Par ailleurs, après avoir évalué la qualité et la pertinence des données toxicologiques sous-jacentes, le CEAEQ (2012) a déterminé que cette VTR présentait un « niveau élevé de fiabilité ».

Limites de la VTR par défaut recommandée

La VTR du CEAEQ (2012) qui a été sélectionnée tient compte de données portant sur une seule espèce : le poulet. On ne sait donc pas jusqu'à quel point elle pourrait être appliquée à d'autres espèces aviaires. L'utilisation d'un facteur d'incertitude, qui rend incertain le niveau de protection offert par la VTR sélectionnée, est une autre lacune de celle-ci. Le recours à des facteurs d'incertitude n'est généralement pas recommandé dans le cadre du PASCF, à moins qu'il puisse être étayé scientifiquement.

Évaluation des VTR potentielles

Tableau A.37. Valeurs toxicologiques de référence (VTR) potentielles du cuivre pour les oiseaux.

VTR potentielle (mg/kg mc/j)	Source (Voir la section 3 Références)[1]
4,05	USEPA, 2007a; Dillon, 2013
4,5	**CEAEQ, 2012**
5,23	CCME, 1997b; Allaway et Stodola, 2011
20	Rae, 2013
22,9[2]	USEPA, GSBT de la région 9, 2009;
37	Rae, 2013
46,97	USEPA, 1999
61,7	Sample *et al.*, 1996; MEO, 2011

1. La première source mentionnée est la référence principale dans laquelle la VTR potentielle a d'abord été publiée. Dans les sources mentionnées ensuite, on a aussi sélectionné ou cité une VTR potentielle, mais qui n'a pas été calculée par les auteurs.
2. Cette valeur représente la « dose non ajustée » (c.-à-d., sans facteurs d'incertitude), telle que présentée dans USEPA Region 9 BTAG (2000).La VTR pour les mammifères de l'USEPA Region 9 BTAG associée au chrome chez les oiseaux est de 2,3 mg/kg mc/j, ce qui comprend un facteur d'incertitude de 10 pour la conversion subchronique à chronique.

Huit VTR allant de 4,05 à 61,7 mg/kg mc/j ont été évaluées. La VTR sélectionnée du CEAEQ (2012; 4,5 mg/kg mc/j) correspond à l'ampleur de l'effet de 20 % figurant dans Stevenson et Jackson (1980), qui a été calculée à l'aide du modèle statistique dose-réponse de Weibull. L'utilisation d'un facteur d'incertitude (de cinq) rend toutefois incertain le niveau de protection offert par celle-ci. Même si la VTR sélectionnée repose sur des données portant sur une seule espèce, la VTR de l'ensemble de données de l'USEPA (2007a; 4,05 mg/kg mc/j) se fonde sur un grand nombre d'études (393 résultats provenant de 107 études) qui tiennent compte de plusieurs paramètres pertinents (reproduction, croissance, survie) et qui portent sur une variété d'espèces (principalement des poulets, mais aussi des dindes et des canards). La VTR du cuivre pour les oiseaux provenant de l'ensemble de données de l'USEPA représente la DSENO limitée la plus élevée. Elle est inférieure à la DMENO limitée la plus faible de ce vaste ensemble de données pour les paramètres de la reproduction et de la croissance. Par conséquent, la VTR de l'ensemble de données USEPA (2007a) tend à confirmer que la VTR sélectionnée du CEAEQ (2012) est susceptible de procurer un niveau de protection correspondant à des effets minimes à faibles pour une variété d'espèces aviaires, dans une variété de conditions d'exposition. De plus, la moyenne géométrique de toutes les DSENO sur la reproduction, la croissance et la survie contenues dans l'ensemble de données de l'USEPA (2007a) égale 20 mg/kg mc/j (Rae, 2013), ce qui suggère que la VTR sélectionnée se situe au bas de la fourchette des DSENO. Cette valeur pourrait ainsi offrir une protection bien en-deça d'un niveau d'effet de 20 %.

Les autres VTR évaluées n'ont pas été sélectionnées pour un éventail de raisons. La VTR la plus élevée (61,7 mg/kg mc/j, de Sample *et al.*, 1996) est associée à une réduction de 30 % de la croissance des poulets. Il s'agit de la DMENO dégagée dans une étude (Mehring *et al.* 1960). Ce niveau d'effet est toutefois considéré comme trop sévère pour une valeur par défaut dans le cadre du PASCF. Cette VTR n'a donc pas été retenue. La VTR de l'USEPA (46,97 mg/kg mc/j) se fonde aussi sur l'étude de Mehring *et al.* (1960), exception faite de la DSENO. Sans une analyse plus poussée des données toxicologiques sous-jacentes, il est impossible de déterminer si l'ampleur de l'effet associée à cette DSENO est suffisamment inférieure au niveau de 30 % de la DMENO pour procurer un niveau de protection correspondant à des effets minimes à faibles. Pour cette raison, cette VTR n'a pas été sélectionnée comme valeur par défaut aux fins du PASCF. La VTR de la région 9 de l'USEPA (2009; 22,9 mg/kg) et celle du CEAEQ (2000; 5,54 mg/kg mc/j) n'ont pas été retenues, car l'information sur celles-ci était

insuffisante pour permettre une évaluation complète. La VTR du CCME (1997b; 5,23 mg/kg mc/j) a été évaluée et satisfaisait certains critères requis. Elle se fondait notamment sur une DMENO limitée se rapportant à une espèce (poules) et à un paramètre (croissance) pertinents. Cependant, d'autres VTR présentaient des avantages qui les rendaient plus pertinentes que des VTR fondées sur une seule étude et une seule espèce, sans quantification de l'ampleur de l'effet associée à la DMENO.

Suggestions pour améliorer les futures VTR

Étant donné le contexte offert par le vaste éventail de données toxicologiques contenues dans l'ensemble de données de l'USEPA (2007a) et la méthode dose-réponse mise en œuvre par le CEAEQ (2012), la VTR sélectionnée devrait procurer un niveau de protection correspondant à des effets minimes à faibles chez les espèces courantes. Certaines données probantes (p. ex. la moyenne géométrique des DSENO sur la reproduction, la croissance et la survie de la VTR de Rae (2013) équivaut à quatre fois la VTR sélectionnée) indiquent que la VTR du CEAEQ (2012) sélectionnée pourrait se révéler trop conservatrice. Par conséquent, l'application de la méthodologie dose-réponse recommandée dans le cadre du PASCF pourrait donner lieu à une meilleure VTR par défaut.

Cyanure libre [inorganique]

Récepteur : Oiseaux

VTR sélectionnée = Aucune adéquate
Source : Aucune adéquate
Classe : Aucune adéquate

Base de la VTR sélectionnée
Aucune adéquate

Avantages de la VTR sélectionnée
Aucun adéquat

Limites de la VTR par défaut recommandée
Aucune adéquate

Évaluation des VTR potentielles
Aucune des VTR évaluées n'a été jugée adéquate aux fins du PASCF en tant que valeurs par défaut.

Tableau A.38. Valeurs toxicologiques de référence (VTR) potentielles du cyanure pour les oiseaux.

VTR potentielle (mg/kg mc/j)	Source (Voir la section 3 Références)[1]
0,04	LANL, 2014
0,21	CCME; 1996b; MEO, 2011; Allaway et Stodola, 2011; Dillon, 2013

1. La première source mentionnée est la référence principale dans laquelle la VTR potentielle a d'abord été publiée. Dans les sources mentionnées ensuite, on a aussi sélectionné ou cité une VTR potentielle, mais qui n'a pas été calculée par les auteurs.

Seulement, deux VTR étaient disponibles aux fins d'évaluation. Elles se fondaient toutes deux sur l'étude de Wiemeyer *et al.* (1986), qui fait état d'une DL 50 équivalant à une seule dose de cyanure pour la crécerelle d'Amérique. La DL 50 représente un niveau d'effet sévère dont le niveau de protection ne se limite pas à des effets minimes à faibles. La durée d'exposition aiguë de l'étude n'est pas représentative des conditions d'exposition chronique observables dans l'environnement. Des facteurs d'incertitude de 20 et de 100 ont été appliqués pour calculer des VTR de 0,21 et de 0,04 mg/kg mc/j respectivement. Aucune justification scientifique n'a été fournie pour étayer le choix des facteurs d'incertitude et pour démontrer que les VTR permettraient de protéger tous les oiseaux. De plus, les VTR sont établies à partir d'une seule étude portant sur une seule espèce d'oiseaux. Leur application à une grande variété d'espèces aviaires n'est aucunement justifiée. Aucune de ces deux VTR ne peut actuellement être sélectionnée comme valeur par défaut dans le cadre du PASCF en raison des doutes et des préoccupations qu'elles suscitent.

Suggestions pour améliorer les futures VTR
Aucune des VTR potentielles disponibles n'a été considérée comme adéquate ou suffisante en regard des critères établis aux fins de ce projet du PASCF. Il existe peu de données sur la toxicité du cyanure pour les oiseaux. Néanmoins, une revue exhaustive de la littérature devrait être menée pour obtenir des données inédites qui permettraient d'établir une nouvelle VTR respectant les lignes directrices relatives à l'établissement d'une VTR établies aux fins du PASCF et qui sont présentées dans le

module 2. Parmi les sources consultées, mentionnons Donato *et al.* (2007), Griffiths *et al.* (2014), Henny *et al.* (1994), et l'Institut international de gestion du cyanure (2015).

Le calcul de nouvelles VTR (valeurs par défaut ou propres à un site) devrait reposer sur la méthodologie recommandée à cet effet (PASCF, 2010b) ou devrait tenir compte de nouveaux éléments de preuve en vue d'évaluer les effets selon une approche davantage fondée sur le poids de la preuve.

Plomb [métal]

Récepteur : Oiseaux

VTR sélectionnée = 1,63 mg/kg mc/j
Source : USEPA, 2005d
Classe : B

Base de la VTR sélectionnée

La VTR sélectionnée a été établie sur la base de 54 études tirées de l'ensemble de données de l'USEPA. Elle correspond à la DSENO limitée la plus élevée qui est inférieure à la DMENO limitée la plus faible. L'ensemble de données sélectionné inclut des essais de toxicité menés sur une variété d'espèces aviaires (poulets, canards malards, crécerelles, diamants mandarins et cailles). La VTR sélectionnée est donc considérée comme étant représentative de plusieurs espèces aviaires. Les paramètres biologiques évalués lors des essais de toxicité menés au moyen de l'ensemble de données sélectionné étaient la reproduction, la croissance et la mortalité.

Avantages de la VTR sélectionnée

La VTR sélectionnée a été établie selon le processus de calcul de l'ensemble de données de l'USEPA et provient de l'étude d'Edens et de Garlich (1983). Celle-ci a consisté à exposer des poulets à différentes doses d'acétate de plomb (0, 1, 10 et 100 ppm) par voie alimentaire durant quatre semaines. Aucun facteur d'incertitude ni échelle allométrique n'a été utilisé pour calculer cette VTR. Dans l'ensemble, plusieurs paramètres biologiques pertinents ont été pris en considération dans l'ensemble de données de l'USEPA. Par conséquent, le niveau de détail des données sur lesquelles repose cette VTR reflète ainsi un vaste éventail de récepteurs et de conditions d'exposition observables dans l'environnement.

Limites de la VTR par défaut recommandée

Le processus de calcul des VTR de l'ensemble de données de l'USEPA tient compte d'une approche fondée sur une DSENO, ce qui pourrait se traduire par une VTR trop conservatrice compte tenu des objectifs du PASCF. Cependant, deux DMENO non limitées contenues dans l'ensemble de données Eco-SSL étaient inférieures à la VTR sélectionnée. Cela indique qu'un certain niveau d'effet demeure observable.

Évaluation des VTR potentielles

Tableau A.39. Valeurs toxicologiques de référence (VTR) potentielles du plomb pour les oiseaux.

VTR potentielle (mg/kg mc/j)	Source (Voir la section 3 Références)[1]
0,014	USEPA, GSBT de la région 9, 2009
1,1	CEAEQ, 2012
1,63	**USEPA, 2005d**
3,85	Sample *et al.*, 1996
11,3	Sample *et al.*, 1996; Allaway et Stodola, 2011; Dillon, 2013
16	Rae, 2013
28	MEO, 2009; Allaway et Stodola, 2001; Dillon 2013
52	Rae, 2013

1. La première source mentionnée est la référence principale dans laquelle la VTR potentielle a d'abord été publiée. Dans les sources mentionnées ensuite, on a aussi sélectionné ou cité une VTR potentielle, mais qui n'a pas été calculée par les auteurs.

Huit VTR allant de 0,014 à 52 mg/kg mc/j ont été évaluées dans le cadre du PASCF. Deux VTR (0,014 et 11,3 mg/kg mc/j) n'ont pas été sélectionnées, car il était peu clair dans la littérature spécialisée si elles étaient à même de procurer un niveau de protection correspondant à des effets minimes à faibles (c.-à-d. un niveau d'effet inférieur à 25 %). Trois autres VTR potentielles se fondaient sur des DSENO provenant d'ensembles de données limités, ce qui engendre une incertitude quant à savoir si ces VTR peuvent être appliquées à une grande variété d'espèces, de paramètres et de conditions d'exposition. Les VTR de 3,85 mg/kg mc/j (Sample *et al.*, 1996) et de 28 mg/kg mc/j (MEO, 2009) reposaient toutes deux sur une étude unique. La VTR de 1,1 mg/kg p.c,/j était la plus faible des deux études évaluées par le CEAEQ (2012). En l'absence d'analyses plus poussées, le niveau de protection fourni par ces VTR ne peut pas être quantifié.

Les trois VTR restantes reposent toutes sur l'ensemble de données de l'USEPA. Elles correspondent soit à la DSENO limitée la plus élevée qui est inférieure à la DMENO limitée la plus faible (1,63 mg/kg mc/j; de l'USEPA, 2005d); soit à la moyenne géométrique de toutes les DSENO sur la reproduction, la croissance et la survie (16 mg/kg mc/j); soit à la moyenne géométrique des DMENO sur la reproduction, la croissance et la survie (52 mg/kg mc/j). Ces trois VTR reposent sur un vaste ensemble de données représentant un éventail d'espèces, de paramètres et de conditions d'exposition. Il existe plus d'un ordre de grandeur entre les trois VTR, lesquelles doivent toutes représenter un niveau de protection correspondant à des effets minimes à faibles. Toutefois, aucune de ces trois VTR n'est associée à une mesure quantitative du niveau d'effet qu'elles posent. Ainsi, il n'existe dans le cas présent aucune méthode pour sélectionner la VTR qui serait la plus susceptible d'avoir des effets minimes à faibles chez les espèces courantes. Par conséquent, la VTR la plus conservatrice (1,63 mg/kg mc/j; USEPA, 2005d) a été sélectionnée comme VTR par défaut aux fins du PASCF.

Suggestions pour améliorer les futures VTR

Des VTR améliorées répondant davantage aux lignes directrices du PASCF (PASCF, 2010b) en la matière et dont le niveau de protection a été quantifié pourraient être établies à l'avenir. Bien qu'elle implique des efforts importants, une telle approche exigerait d'abord de calculer les données sur l'ampleur de l'effet et la dose-réponse associées à la ou aux études sur lesquelles reposent les VTR fondées sur une DSENO ayant été sélectionnées, puis de mettre en œuvre une méthodologie dose-réponse (PASCF, 2010b) pour établir une nouvelle VTR dont le niveau de protection a été déterminé quantitativement.

Mercure inorganique [métal]

Récepteur : Oiseaux

VTR sélectionnée = 0,8 mg/kg mc/j
Source : CEAEQ, 2012
Classe : B

Base de la VTR sélectionnée

La VTR sélectionnée a été établie par le CEAEQ (2012) à partir d'un ensemble de données comprenant trois études toxicologiques du mercure inorganique. Le CEAEQ (2012) a employé une méthodologie dose-réponse de Weibull pour calculer une CE_{20} pour chacune des trois études. Le CEAEQ (2012) a ensuite sélectionné la CE_{20} qu'elle jugeait la plus appropriée en tant que VTR. La CE_{20} retenue a été calculée à partir d'une étude de toxicité (Packhurst and Thaxton, 1973; tel que cité dans CEAEQ, 2012) chez des coqs ayant été exposés à du mercure inorganique dans l'eau de consommation durant 112 jours, avec la survie comme critère d'effet. Les deux autres études prises en considération mais non retenues par le CEAEQ (2012) visaient à mesurer le paramètre de la reproduction (taux d'éclosion en pourcentage des œufs fertiles) chez des poulets exposés à du mercure inorganique par voie alimentaire durant 42 jours (Scott, 1975; tel que cité dans CEAEQ, 2012), ainsi que la survie à court terme de cailles après une exposition de 5 jours à du dichlorure de mercure par voie alimentaire (Hill and Soares, 1984; tel que cité dans CCME, 1999d).

Avantages de la VTR sélectionnée

La VTR par défaut sélectionnée repose sur des méthodes dose-réponse. Son niveau d'effet a donc été quantifié. Dans le cas présent, la VTR sélectionnée a un niveau d'effet de 20 %, ce qui est conforme au niveau de protection recherché dans le cadre du PASCF (p. ex. des effets minimes à faibles chez les espèces courantes). Le CEAEQ (2012) a aussi pris en considération des études évaluant des paramètres biologiques pertinents (survie et reproduction) et des conditions d'exposition expérimentales adéquates (p. ex. exposition par voie alimentaire et par l'eau potable durant 42 ou 112 jours), qui reflètent dans une certaine mesure de conditions d'exposition observables dans l'environnement.

Limites de la VTR par défaut recommandée

Les données disponibles sur la toxicité du mercure inorganique sont limitées en comparaison avec le mercure organique (c.-à-d. méthylmercure), qui est la forme de mercure la plus pertinente d'un point de vue toxicologique (CCME, 2000). L'alimentation des oiseaux joue également un rôle dans la forme chimique du mercure à laquelle la faune est exposée (Fruchsman *et al.*, 2017). Les oiseaux qui s'alimentent principalement à même l'environnement aquatique seront davantage exposés au mercure qu'au méthylmercure, alors que les oiseaux qui s'alimentent davantage sur la terre ferme et qui se nourrissent d'invertébrés présenteront un plus faible pourcentage de mercure dans leur organisme que de méthylmercure. Les mesures effectuées sur le terrain aident à dissiper les incertitudes liées aux expositions réalistes de la faune dans l'environnement. Ces facteurs qui ont une incidence sur l'exposition au mercure sont importants et les ERE devraient en tenir compte en fonction des sites. Les utilisateurs devraient consulter d'autres sources (p. ex. CCME, 2000) pour évaluer les risques posés par le méthylmercure pour la faune, puisque la forme organique du mercure n'est pas prise en considération dans cette VTR.

Bien que des méthodes dose-réponse aient été mises en œuvre pour calculer la VTR sélectionnée, seules deux études ont été utilisées pour établir la courbe dose-réponse. Les données sous-jacentes à

cette VTR portent seulement sur des coqs et des poulets. Il est donc incertain si elle peut être appliquée à d'autres types d'oiseaux. Le CEAEQ (2012) a appliqué un facteur d'incertitude de dix pour tenir compte de l'utilisation du paramètre de la survie lors de l'établissement de cette VTR.

Évaluation des VTR potentielles

Tableau A.40. Valeurs toxicologiques de référence (VTR) potentielles du mercure inorganique pour les oiseaux.

VTR potentielle (mg/kg mc/j)	Source (Voir la section 3 Références)[1]
0,019	LANL, 2014; Allaway et Stodola, 2011
0,078[2]	USEPA, GSBT de la région 9, 2009
0,8	**CEAEQ, 2012**
0,9	Sample *et al.*, 1996; Allaway et Stodola, 2011; CEAEQ, 2012; Dillon, 2013; MEO, 2009
3,25	USEPA, 1999
1751	CCME, 1999d

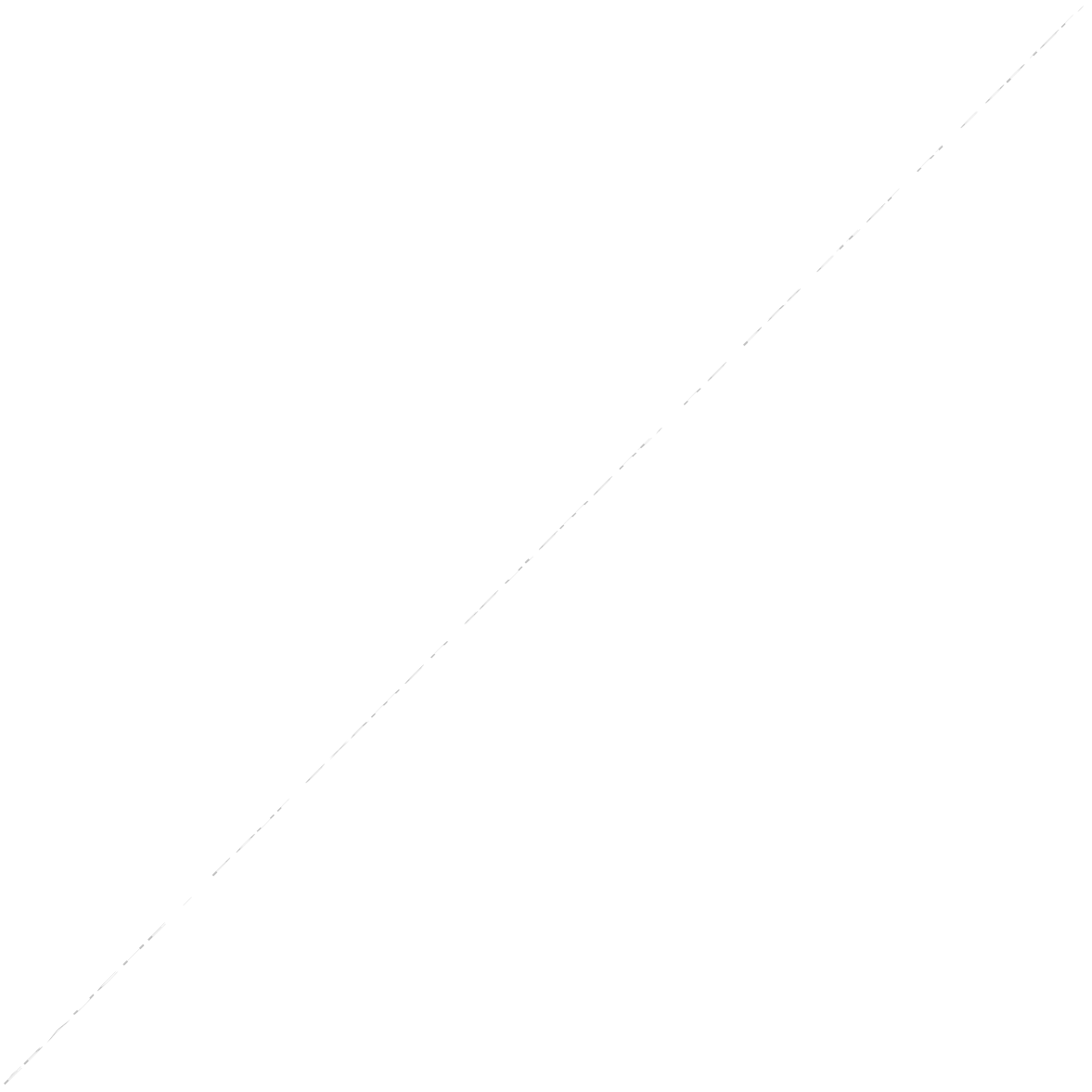
1. La première source mentionnée est la référence principale dans laquelle la VTR potentielle a d'abord été publiée. Dans les sources mentionnées ensuite, on a aussi sélectionné ou cité une VTR potentielle, mais qui n'a pas été calculée par les auteurs.
2. Cette valeur représente la « dose non ajustée » (c.-à-d., sans facteurs d'incertitude), telle que présentée dans USEPA Region 9 BTAG (2000).La VTR de l'USEPA Region 9 BTAG (2009) portant sur le mercure chez les oiseaux est de 0,039 mg/kg mc/j, ce qui comprend un facteur d'incertitude de 2 pour la conversion d'un niveau d'effet faible à nul.

Les données disponibles sur la toxicité du mercure inorganique pour les oiseaux semblent globalement limitées. Six VTR allant de 0,019 à 1751 mg/kg mc/j ont été évaluées dans le cadre du PASCF. Une VTR (0,078 mg/kg mc/j) n'a pas été sélectionnée parce qu'elle était dérivée d'une étude sur le mercure organique, alors que le PASCF cherche à établir une VTR pour le mercure inorganique. Deux autres VTR (0,078 et 0,9 mg/kg mc/j) ont été rejetées parce qu'elles reposaient sur des DMENO dont l'ampleur de l'effet était inconnue. Il était donc incertain si leur niveau de protection était suffisant pour correspondre à des effets minimes à faibles chez les espèces courantes. La VTR la plus élevée (1751 mg/kg mc/j) est une DL 50 pour la caille du Japon qui est citée dans CCME (1999d) en qualité de seule étude toxicologique pour la faune tenant compte exclusivement du mercure inorganique (et non du mercure organique). Au final, le CEAEQ (2012) a choisi la VTR en question car elle possédait des avantages qui faisaient défaut aux autres valeurs, notamment de tenir compte de plus d'une étude, de se fonder sur des méthodes dose-réponse et d'avoir une ampleur de l'effet quantifiée.

Suggestions pour améliorer les futures VTR

Une revue exhaustive de la littérature devrait être menée pour obtenir des données supplémentaires sur des substances inorganiques qui permettraient de compléter les ensembles de données actuels. De récents travaux d'analyse de la documentation portant sur les VTR du mercure (Fuchsman *et al.*, 2017) se sont penchés sur l'élaboration de seuils prédictifs, ce qui pourrait être utile pour les ERE propres à un site. Ces niveaux n'ont toutefois pas été retenus en tant que VTR candidate puisque les VTR par défaut du PASCF constituent davantage un outil d'examen préalable. Toutefois, l'information et les compilations de données sur la toxicité présentées dans Fruchsman *et al.* (2017) pourraient être examinées pour le développement éventuel de VTR, et elles pourraient constituer une ressource utile pour les ERE propres à des sites précis. Dans l'ensemble, l'étude plus poussée des données toxicologiques sous-jacentes présentement disponibles (c.-à-d., données sur la dose-réponse) et l'application de la méthode de calcul des VTR qui a été recommandée dans le cadre du PASCF (PASCF, 2010b) pourraient permettre d'intégrer quantitativement les données limitées sur la toxicité et d'en

rehausser l’utilité, ce qui permettrait d’établir à l’avenir des VTR dont le niveau de protection a été quantifié.



Nickel [métal]

Récepteur : Oiseaux

VTR sélectionnée = 6,71 mg/kg mc/j
Source : USEPA (2007b)
Classe : B

Base de la VTR sélectionnée

La VTR sélectionnée provient de l'ensemble de données de l'USEPA et constitue la moyenne géométrique de huit DSENO (quatre limitées, quatre illimitées) sur les paramètres de la reproduction et de la croissance. L'ensemble de données de l'USEPA contient des données toxicologiques sur deux espèces aviaires (canards et poulets). Il est donc incertain si cette VTR est susceptible de protéger une plus grande variété d'oiseaux.

Avantages de la VTR sélectionnée

De multiples études toxicologiques provenant de sources fiables ont été utilisées pour calculer la VTR sélectionnée. Environ la moitié des DSENO de ces études se trouvaient limitées par une DMENO. Le recours à des méthodes de calcul fondées sur plusieurs études signifie que la VTR sélectionnée est susceptible de refléter un plus vaste éventail de conditions d'exposition dans l'environnement, contrairement à une VTR reposant sur une seule étude toxicologique. En fait, la VTR du nickel calculée pour les oiseaux et tirée de l'ensemble de données de l'USEPA est la seule ayant été évaluée dans le cadre du PASCF dont le processus d'établissement tenait compte de plus d'une étude toxicologique. De plus, cette VTR se fondait sur différents paramètres biologiques pertinents et des plans d'expérience qui reflètent des conditions d'exposition dans l'environnement adéquates.

Limites de la VTR par défaut recommandée

Le processus de calcul des VTR de l'ensemble de données de l'USEPA tient compte d'une approche fondée sur une DSENO, ce qui pourrait se traduire par une VTR trop conservatrice. L'ensemble de données sur laquelle se fonde cette VTR tient compte des canards et des poulets seulement, ce qui n'est pas représentatif de l'ensemble des espèces aviaires. Toutes les VTR du nickel pour les oiseaux présentent toutefois cette limite.

Évaluation des VTR potentielles

Tableau A.41. Valeurs toxicologiques de référence (VTR) potentielles du nickel pour les oiseaux.

VTR potentielle (mg/kg mc/j)	Source (Voir la section 3 Références)[1]
6,1	CEAEQ, 2012
6,71	**USEPA, 2007b; Dillon, 2013**
7	CEAEQ, 2012
9,5	Rae, 2013
22	Rae, 2013
56,3	USEPA, GSBT de la région 9, 2009; Allaway et Stodola, 2011
77,4	Sample *et al.*, 1996; MEO, 2011

1. La première source mentionnée est la référence principale dans laquelle la VTR potentielle a d'abord été publiée. Dans les sources mentionnées ensuite, on a aussi sélectionné ou cité une VTR potentielle, mais qui n'a pas été calculée par les auteurs.

Sept VTR allant de 6,1 à 77,4 mg/kg mc/j ont été évaluées dans le cadre du PASCF. Certaines d'entre elles ont été rejetées pour différentes raisons. Dans certains cas, elles n'offraient pas le niveau de protection recherché pour une VTR par défaut dans le cadre du PASCF (7 mg/kg mc/j et 77,4 mg/kg mc/j, deux valeurs dont le niveau d'effet est probablement supérieur à 25 %). Dans d'autres, l'information disponible était insuffisante pour évaluer intégralement les méthodes de calcul utilisées (56,3 mg/kg mc/j, GSBT de la région 9 de l'USEPA; 2009).

Finalement, la VTR de 6,71 tirée de l'ensemble de données de l'USEPA a été préférée à celle de 6,1 établie par le CEAEQ (2012) puisque le PASCF a estimé que les méthodes de calcul employées étaient plus solides. Bien que le CEAEQ (2012) emploie la méthodologie dose-réponse privilégiée, seulement deux facteurs d'incertitude étaient disponibles pour établir la courbe de dose-réponse. En outre, des facteurs d'incertitude ont été utilisés.. De plus, le CEAEQ a lui-même qualifié sa VTR de « peu fiable » (2012) en raison des lacunes sur le plan des données.

Les trois VTR restantes reposent toutes sur l'ensemble de données de l'USEPA. Elles correspondent soit à la moyenne géométrique des DSENO sur la reproduction et la croissance (6,71 mg/kg mc/j; USEPA, 2007b); soit à la moyenne géométrique de toutes les DSENO sur la reproduction, la croissance et la survie (9,5 mg/kg mc/j); soit à la moyenne géométrique des DMENO sur la reproduction, la croissance et la survie (22 mg/kg mc/j). Ces trois VTR se fondent sur plusieurs études et sont similaires (moins d'un facteur de trois les sépare). Cependant, le niveau d'effet de ces VTR n'a pas été quantifié. Ainsi, il n'existe dans le cas présent aucune méthode pour sélectionner la VTR qui serait la plus susceptible d'avoir des effets minimes à faibles chez les espèces courantes. Par conséquent, la VTR la plus conservatrice (6,71 mg/kg mc/j; USEPA, 2007b) a été sélectionnée comme VTR par défaut aux fins du PASCF.

Suggestions pour améliorer les futures VTR

Une revue exhaustive de la littérature devrait être menée pour obtenir des données supplémentaires qui permettraient de compléter les ensembles de données actuels. En outre, des recherches supplémentaires sur les données toxicologiques sous-jacentes (c.-à-d. données dose-réponse) qui sont actuellement disponibles (p. ex., ensemble de données de l'USEPA) et l'application de la méthode de calcul des VTR qui a été recommandée dans le cadre du PASCF (PASCF, 2010b) pourraient permettre d'intégrer quantitativement les données limitées sur la toxicité et d'en rehausser l'utilité, ce qui permettrait d'établir à l'avenir des VTR dont le niveau de protection a été quantifié.

Sélénium [métalloïde]

Récepteur : Oiseaux

VTR sélectionnée = 0,29 mg/kg mc/j
Source : USEPA, 2007c
Classe : B

Base de la VTR sélectionnée

La VTR sélectionnée a été établie sur la base de 69 études sur la toxicité du sélénium pour les oiseaux tirées de l'ensemble de données de l'USEPA. Elle correspond à la DSENO limitée la plus élevée qui est inférieure à la DMENO limitée la plus faible. Ce processus de calcul a donné lieu à la sélection de la VTR fondée sur une DSENO provenant de l'étude d'El-Begearmi et de Combs (1982), qui visait à exposer des sujets à du sélénite de sodium par voie alimentaire durant deux semaines. L'ensemble de données de l'USEPA contenait de l'information sur plusieurs espèces aviaires (canards, canards malards, poulets, cailles, hiboux, bihoreaux gris et crécerelles) et de multiples paramètres biologiques (reproduction, croissance et survie).

Avantages de la VTR sélectionnée

Comme elle repose sur de multiples études toxicologiques (n = 69) et de récepteurs aviaires (n = 7), la VTR sélectionnée est représentative d'un vaste éventail de récepteurs et de conditions d'exposition observables dans l'environnement. Les paramètres biologiques pris en considération dans l'ensemble de données sont pertinents du point de vue des dynamiques des populations. De plus, aucun facteur d'incertitude n'a été appliqué lors du calcul de la VTR. De plus, l'ensemble de données de l'USEPA reflétait en général des conditions d'exposition observables dans l'environnement, car la plupart des études toxicologiques utilisées tenaient compte d'une exposition par voie alimentaire, étaient d'une durée allant jusqu'à 105 semaines et portaient sur les formes chimiques organiques et inorganiques du sélénium (sélénométhionine, sélénite de sodium).

Limites de la VTR par défaut recommandée

La VTR sélectionnée a été établie à l'aide de méthodes de calcul basées sur la DSENO. Elle pourrait donc se révéler trop conservatrice aux fins du PASCF. Cependant, les huit DMENO sur la reproduction, la croissance et la survie provenant de l'ensemble de données de l'USEPA sont inférieures à la VTR sélectionnée. De plus, bien que la VTR de El-Begearmi et Combs (1982) soit limitée (l'étude fait aussi état d'une DMENO de 0,579 mg/kg mc/j), la majorité (les deux tiers) des études toxicologiques sous-jacentes dans l'ensemble de données de l'USEPA mettent de l'avant des données non limitées. En dernier lieu, il est incertain si les données sur le sélénium organique et inorganique sont comparables lorsqu'elles sont combinées dans le même ensemble de données.

Évaluation des VTR potentielles

Tableau A.42. Valeurs toxicologiques de référence (VTR) potentielles du sélénium pour les oiseaux.

VTR potentielle (mg/kg mc/j)	Source (Voir la section 3 Références)[1]
0,23	USEPA, GSBT de la région 9, 2009
0,29	**USEPA, 2007c**
0,34	CCME, 2007
0,44	Sample *et al.*, 1996 (oiseaux de proie)
0,5	CEAEQ, 2012

0,5	USEPA, 1999
0,8	Sample *et al.*, 1996 (espèces autres que les oiseaux de proie); Allaway et Stodola, 2011; MEO, 2011
0,85	Rae, 2013
1	Sample *et al.*, 1996 (espèces autres que les oiseaux de proie)
1,2	Rae, 2013
1,25	MEO, 2011; Allaway et Stodola, 2011; Dillon 2013
1,8	Sample *et al.*, 1996

1. La première source mentionnée est la référence principale dans laquelle la VTR potentielle a d'abord été publiée. Dans les sources mentionnées ensuite, on a aussi sélectionné ou cité une VTR potentielle, mais qui n'a pas été calculée par les auteurs.

Douze VTR allant de 0,23 à 1,8 mg/kg mc/j ont été évaluées dans le cadre du PASCF. Deux VTR ont été rejetées d'emblée, car l'information contenue dans la littérature spécialisée était insuffisante pour évaluer adéquatement la méthodologie de calcul utilisée (0,23 mg/kg mc/j, GSBT de la région 9 de l'USEPA, 2009; et 0,34 mg/kg mc/j, CCME, 2007). Deux autres VTR potentielles ont été éliminées parce qu'elles se fondent sur des DMENO dont l'ampleur de l'effet n'a pas été quantifiée. Il est donc incertain si elles sont à même de procurer un niveau de protection correspondant à des effets minimes à faibles (0,8 et 1 mg/kg mc/j, toutes deux tirées de Sample *et al.*, 1996). Cinq VTR reposaient sur une DSENO provenant d'une seule étude toxicologique (0,44 et 1,8 mg/kg mc/j, Sample *et al.*, 1996; 0,5 mg/kg mc/j, CEAEQ, 2012, et USEPA, 1999; 1,25 mg/kg mc/j du MEO, 2011).

Les trois VTR restantes reposent toutes sur l'ensemble de données de l'USEPA. Elles correspondent soit à la DSENO limitée la plus élevée qui est inférieure à la DMENO limitée la plus faible (0,29 mg/kg mc/j; USEPA, 2007c); soit à la moyenne géométrique de toutes les DSENO sur la reproduction, la croissance et la survie (0,85 mg/kg mc/j); soit à la moyenne géométrique des DMENO sur la reproduction, la croissance et la survie (1,2 mg/kg mc/j). Ces trois VTR se fondent sur plusieurs études. Elles sont également similaires (moins d'un facteur de quatre les sépare). Cependant, le niveau d'effet de ces VTR n'a pas été quantifié. Dans le cas présent, il n'existe aucune méthode claire pour sélectionner la VTR la plus susceptible de procurer un niveau de protection correspondant à des effets minimes à faibles. Par conséquent, la VTR la plus conservatrice (0,29 mg/kg mc/j; USEPA, 2007c) a été sélectionnée comme VTR par défaut aux fins du PASCF.

Suggestions pour améliorer les futures VTR

Les futures VTR pourraient être améliorées (qu'il s'agisse de futures VTR aux fins du PASCF ou de VTR propres à des sites) en quantifiant l'ampleur de l'effet associée aux données toxicologiques sous-jacentes et en utilisant la méthode de calcul des VTR qui a été recommandée dans le cadre du PASCF (PASCF, 2010b). L'établissement de futures VTR devrait également tenir compte de la bioaccumulation du sélénium chez les oiseaux (particulièrement chez ceux qui dépendent du réseau trophique aquatique). D'autres types de renseignements (p. ex. données fondées sur les résidus dans les tissus des œufs) pourraient aussi faire l'objet de recherches en vue de compléter et d'améliorer encore davantage les évaluations des risques du sélénium pour les oiseaux réalisées selon une approche fondée sur le poids de la preuve.

Thallium [métal]

Récepteur : Oiseaux

VTR sélectionnée = Aucune adéquate
Source : Aucune adéquate
Classe : Aucune adéquate

Base de la VTR sélectionnée
Aucune adéquate

Avantages de la VTR sélectionnée
Aucun adéquat

Limites de la VTR par défaut recommandée
Aucune adéquate

Évaluation des VTR potentielles
Aucune des VTR potentielles n'a été jugée adéquate comme valeur par défaut pour le PASCF.

Tableau A.43. Valeurs toxicologiques de référence (VTR) potentielles du thallium pour les oiseaux.

VTR potentielle (mg/kg mc/j)	Source (Voir la section 3 Références)[1]
0,35	LANL, 2014; Allaway et Stodola, 2011; Dillon, 2013
0,48	Windward Environmental LLC, 2013
24	Windward Environmental LLC, 2013

1. La première source mentionnée est la référence principale dans laquelle la VTR potentielle a d'abord été publiée. Dans les sources mentionnées ensuite, on a aussi sélectionné ou cité une VTR potentielle, mais qui n'a pas été calculée par les auteurs.

Étant donné que les données sont limitées sur la toxicité du thallium pour les oiseaux, il a été possible d'évaluer seulement trois VTR aux fins du PASCF. La VTR la moins élevée (0,35 mg/kg mc/j) se base sur une DL 50 aiguë provenant d'une seule étude (Schafer, 1972), qui a été divisée par un facteur d'incertitude de 100 pour estimer une DSENO chronique sur la croissance. L'étude portait sur une seule espèce aviaire (étourneaux sansonnets), qui a été exposée par gavage à des solutions de thallium dans du propylèneglycol. Un facteur d'incertitude a été appliqué à la VTR afin de transformer la DL 50 aiguë en une DSENO chronique. Cependant, aucune justification scientifique ne permet de démontrer que le facteur d'incertitude employé peut entraîner une réduction du niveau d'effet élevé de la DL 50 jusqu'à un niveau de protection approprié pour une VTR par défaut dans le cadre du PASCF.

Les deux autres VTR reposent toutes deux sur la même étude toxicologique (Hudson *et al.*, 1984). La VTR de 24 mg/kg mc/j équivaut à une DL 50 (sans facteur d'incertitude), alors que la VTR de 0,48 mg/kg mc/j représente la DL 50 divisée par un facteur d'incertitude de 50 afin d'atteindre une réponse semblable à celle présentée par une DSENO. Cependant, aucune donnée quantitative ne permet de démontrer que ces facteurs d'incertitude entraînent une diminution de l'ampleur de l'effet jusqu'à un niveau qui serait jugé acceptable aux fins du PASCF. Par conséquent, aucune VTR ne peut être recommandée en tant que valeur par défaut dans le cadre du PASCF.

Suggestions pour améliorer les futures VTR

À la lumière des critères établis pour ce projet, aucune des trois VTR potentielles disponibles n'a été jugée comme étant adéquate comme valeur par défaut pour le PASCF. Il conviendrait d'obtenir des données supplémentaires sur la toxicité du thallium. De plus, des recherches devraient être menées pour déterminer si le facteur d'incertitude appliqué à cette substance dans la base de données du LANL (2014) offre un niveau de protection suffisant. L'utilisation de la méthode de calcul des VTR recommandée dans le cadre du PASCF pourrait aussi contribuer aux futurs efforts visant à établir une VTR pour les oiseaux (PASCF, 2010b). La méthodologie basée sur la dose-réponse pourrait notamment rehausser l'utilité de l'information toxicologique existante ou supplémentaire en ce qui concerne une gamme de paramètres, d'études et d'espèces. Étant donné que les données toxicologiques sont limitées, d'autres types de renseignements (p. ex. données fondées sur les résidus dans les tissus) pourraient aussi faire l'objet de recherches en vue de compléter et d'améliorer encore davantage les évaluations des risques posés par le thallium réalisées selon une approche fondée sur le poids de la preuve.

Uranium [métal]

Récepteur : Oiseaux

VTR sélectionnée = Aucune adéquate
Source : Aucune adéquate
Classe : B

Base de la VTR sélectionnée
Aucune adéquate

Avantages de la VTR sélectionnée
Aucun adéquat

Limites de la VTR par défaut recommandée
Aucune adéquate

Évaluation des VTR potentielles
Aucune des VTR évaluées n'a été jugée adéquate comme valeur par défaut aux fins du PASCF.

Tableau A.44. Valeurs toxicologiques de référence (VTR) potentielles de l'uranium pour les mammifères.

VTR potentielle (mg/kg mc/j)	Source (Voir la section 3 Références)[1]
0,04	CCME, 2007
16	Sample *et al.*, 1996; Allaway et Stodola, 2011; Dillon, 2013; CCME, 2007
78	LANL, 2014

1. La première source mentionnée est la référence principale dans laquelle la VTR potentielle a d'abord été publiée. Dans les sources mentionnées ensuite, on a aussi sélectionné ou cité une VTR potentielle, mais qui n'a pas été calculée par les auteurs.

Les trois VTR évaluées allaient de 0,04 mg/kg mc/j à 78 mg/kg mc/j. Cependant, elles présentaient des limites et suscitaient des préoccupations importantes qui ont empêché de les sélectionner en tant que valeurs par défaut dans le cadre du PASCF. En effet, les données actuellement disponibles sont limitées (une seule étude toxicologique a été prise en considération pour chaque VTR). En outre, la pertinence de la forme chimique et du plan de l'étude toxicologique utilisés pour établir une valeur par défaut pour le PASCF soulève des doutes.

Les deux VTR les plus élevées (16 et 78 mg/kg mc/j) ont été établies sur la base de la même étude toxicologique (Haseltine et Sileo, 1983). La seule différence réside dans l'application d'un facteur d'incertitude par Sample *et al.* (1996; 16 mg/kg mc/j) afin de tenir compte de la courte durée des essais (six semaines) réalisés par Haseltine et Sileo (1983). Ces deux VTR se fondaient sur la dose testée la plus élevée (1 600 ppm d'uranium en poudre par voie alimentaire), qui constituait une DSENO non limitée sur la mortalité, la masse corporelle, chimie du sang, le foie et les reins. Haseltine et Sileo ont mené des essais sur la toxicité de l'uranium pour une espèce, soit le canard noir. Ni Sample *et al.* (1996) ni le LANL (2014) n'ont utilisé une échelle allométrique. Les deux principales limites des VTR basées sur l'étude de Haseltine et Sileo (1983), c.-à-d., la forme élémentaire de l'uranium à laquelle les canards ont été exposés ainsi que le paramètre visé par la DSENO non limitée, sont liées. L'ampleur de l'effet associée à ces valeurs peut être considérée comme nulle, car aucune différence notable n'a été

observée entre les groupes expérimentaux, aucune tendance en ce qui concerne l'effet n'a été dégagée parmi ceux-ci et les données connexes n'ont pas permis de mettre en relief la relation dose-réponse. Cependant, la forme métallique de l'uranium (poudre d'uranium appauvri) utilisée dans l'essai de toxicité sous-jacent présente une faible biodisponibilité, ce qui pourrait expliquer l'absence d'effets toxiques observés (Haseltine et Sileo, 1983). Puisque ces VTR ne sont pas vraiment représentatives des conditions d'exposition observables dans les sites fédéraux contaminés, leur utilisation dans le cadre du PASCF pourrait se révéler contreproductive.

La VTR la plus faible (0,04 mg/kg mc/j, CCME, 2007) fournit des preuves supplémentaires que les VTR les plus élevées établies sur la base de données toxicologiques fondées sur l'utilisation d'uranium métallique pourraient desservir les objectifs du PASCF. La VTR du CCME (2007) a aussi été établie à partir d'une seule étude toxicologique (Kupsh *et al.*, 1991). Cette dernière consistait à exposer à une reprise des cailles à nitrate d'uranyle par injection et à observer les changements morphologiques dans les reins des oiseaux. La forme prise en considération dans l'étude de Kupsh *et al.* (1991) est davantage biodisponible que l'uranium métallique. Cependant, le plan de l'étude a soulevé des préoccupations, notamment l'exposition à l'œstrogène conjuguée à l'exposition à l'uranium, de même que l'exposition par injection, qui n'est aucunement représentative des conditions d'exposition observables dans les sites contaminés fédéraux. L'ampleur de l'effet associée à la DSENO limitée de Kupsh *et al.* (1991) n'a pas pu être calculée parce que les paramètres des lésions aux reins se fondaient sur des catégories (« aucune lésion », « lésion légère », « lésion modérée », « lésion importante ») et n'étaient pas continus.

Les VTR disponibles s'échelonnaient sur quatre ordres de grandeur, ne tenaient compte que de deux espèces aviaires (canards malards ou cailles) et se fondaient sur des données toxicologiques susceptibles de desservir les objectifs du PASCF. Toutes ces limites font en sorte qu'aucune valeur par défaut aux fins du PASCF n'a été sélectionnée pour l'instant.

Suggestions pour améliorer les futures VTR

À la lumière des critères établis pour ce projet, aucune des VTR potentielles disponibles n'a été considérée comme adéquate aux fins du PASCF. Étant donné les limites importantes et le niveau élevé d'incertitude associés aux VTR disponibles, ainsi que les lacunes existantes au chapitre des données sur la toxicité de l'uranium pour les oiseaux, des recherches supplémentaires devraient être menées pour établir une VTR adéquate dans le cadre du PASCF. Des données nouvelles ou actualisées devraient donc être recherchées, et les méthodes d'établissement de VTR recommandées devraient être mises en œuvre (PASCF, 2010b; p. ex. une approche fondée sur la relation dose-réponse) pour améliorer l'utilité des données toxicologiques qui existent actuellement. Les futurs efforts visant à établir une nouvelle VTR devraient également tenir compte d'autres types de données, comme celles sur la toxicité de l'uranium selon les résidus détectés dans les tissus, et ce, en adoptant une approche fondée sur le poids de la preuve.

Vanadium [métal]

Récepteur : Oiseaux

VTR sélectionnée = 0,344 mg/kg mc/j
Source : USEPA, 2005e
Classe : B

Base de la VTR sélectionnée

La VTR sélectionnée provient de l'ensemble de données de l'USEPA (2005e). Elle représente la DSENO limitée la plus élevée qui est inférieure à la DMENO limitée la plus faible parmi un corpus de 36 études sur la toxicité du vanadium pour les oiseaux. La VTR correspondante tirée de l'ensemble de données de l'USEPA (2005e) repose sur une étude réalisée par Hill (1979). Elle consistait à exposer de jeunes poules (*Gallus domesticus*) à du vanadium durant cinq semaines par voie alimentaire et à évaluer les effets subséquents sur le paramètre de la croissance. Comme 36 études ont été prises en considération, on peut considérer que cette VTR est représentative de plusieurs espèces aviaires (poulets, canards et cailles du Japon) et qu'elle tient compte de paramètres biologiques pertinents (survie, croissance et reproduction).

Avantages de la VTR sélectionnée

Cette VTR a été établie sur la base de plusieurs études toxicologiques différentes (n = 36) et de plusieurs paramètres biologiques pertinents (survie, croissance et reproduction). De plus, aucun facteur d'incertitude n'a été employé. Comme elle correspond à une DSENO (sur la croissance), elle devrait fournir un niveau de protection correspondant à des effets minimes à faibles. La durée des périodes d'exposition des essais de toxicité dont les résultats figurent dans l'ensemble de données de l'USEPA (2005e) a atteint jusqu'à 84 jours. La voie alimentaire est la forme d'exposition qui a été privilégiée. Les formes chimiques du vanadium employées étaient du métavanadate d'ammonium, du métavanadate de sodium, du vanadate de calcium, du sulfate de vanadyle et du chlorure de vanadate.

Limites de la VTR par défaut recommandée

Des données sur la toxicité du vanadium pour les oiseaux sont disponibles seulement pour quelques espèces aviaires (poulets, canards et cailles du Japon) et dépendent fortement des données sur les poulets. Ainsi, la protection offerte par cette VTR à l'ensemble des espèces aviaires est possiblement limitée. L'étude repose sur des méthodes de calcul fondées sur une DSENO, ce qui ne correspond pas à la méthodologie recommandée dans le cadre du PASCF. Comme l'ampleur de l'effet est aussi incertaine, il est probable que cette VTR soit trop conservatrice.

Évaluation des VTR potentielles

Tableau A.45. Valeurs toxicologiques de référence (VTR) potentielles du vanadium pour les oiseaux.

VTR potentielle (mg/kg mc/j)	Source (Voir la section 3 Références)[1]
0,344	**USEPA, 2005e; Dillon, 2013**
0,57	MEO, 2011; Allaway et Stodola, 2011
1,9	Rae, 2013
2,0	Rae, 2013
11,4	Sample *et al.*, 1996

1. La première source mentionnée est la référence principale dans laquelle la VTR potentielle a d'abord été publiée. Dans les sources mentionnées ensuite, on a aussi sélectionné ou cité une VTR potentielle, mais qui n'a pas été calculée par les auteurs.

Cinq VTR allant de 0,344 à 11,4 mg/kg mc/j ont été évaluées dans le cadre du PASCF. La VTR du MEO (2011) de 0,57 mg/kg mc/j a été rejetée, car l'information disponible était insuffisante pour évaluer intégralement les méthodes de calcul utilisées. De plus, seul le résumé de l'étude toxicologique sous-jacente était disponible. La VTR la plus élevée (11,5 mg/kg mc/j; Sample *et al.*, 1996) se fondait sur une DSENO non limitée sur la survie, la croissance et la chimie du sang tirée d'une seule étude. Aucun facteur d'incertitude ni échelle allométrique n'a été utilisé. Cependant, elle n'a pas été sélectionnée parce que la VTR de l'ensemble de données de l'USEPA se fondait sur une gamme de données encore plus vaste (132 points de données de 36 études). La solidité des données sur lesquelles repose la VTR de l'ensemble de données de l'USEPA explique sa sélection à titre de valeur par défaut aux fins du PASCF.

Deux autres VTR fondées sur un sous-ensemble de données toxicologiques de l'ensemble de données de l'USEPA ont été trouvées. Il s'agit de 1,9 et 2,0 mg/kg mc/j provenant de l'étude de Rae (2013), des valeurs qui se fondent sur la moyenne géométrique des DSENO et des DMENO sur la reproduction, la croissance et la survie. Cependant, aucune de ces trois VTR fondées sur l'ensemble de données de l'USEPA n'est associée à une mesure quantitative du niveau d'effet qu'elles posent. Dans le cas présent, il n'existe aucune méthode claire pour sélectionner la VTR la plus susceptible d'un point de vue quantitatif de procurer un niveau de protection correspondant à des effets minimes à faibles. Par conséquent, la VTR la plus conservatrice (0,344 mg/kg mc/j; USEPA, 2005e) a été sélectionnée comme VTR par défaut aux fins du PASCF.

Suggestions pour améliorer les futures VTR

Pour améliorer les futures VTR, il conviendrait de mener plus de recherches quantitatives sur les données dose-réponse contenues dans les études toxicologiques provenant de l'ensemble de données de l'USEPA et de mettre en œuvre la méthode de calcul recommandée dans le cadre du PASCF (PASCF, 2010b). À titre d'exemple, le calcul de l'ampleur de l'effet associée aux données toxicologiques sous-jacentes disponibles pourrait améliorer le processus d'établissement de futures VTR.

Zinc [métal]

Récepteur : Oiseaux

VTR sélectionnée = 66,1 mg/kg mc/j
Source : USEPA, 2007e
Classe : B

Base de la VTR sélectionnée

La VTR sélectionnée est tirée d'un ensemble de données de l'USEPA (2007e) et correspond à la moyenne géométrique de 43 DSENO sur la reproduction ou la croissance. Près de la moitié de ces DSENO étaient limitées et les autres étaient non limitées. L'ensemble de données contient les résultats d'essais de toxicité menés auprès d'une variété d'espèces aviaires (poulets, canards, dindons et cailles) et la voie alimentaire a été privilégiée comme mode d'exposition au zinc.

Avantages de la VTR sélectionnée

La VTR sélectionnée se fonde sur un vaste ensemble de données et est représentative d'une variété de conditions d'exposition (p. ex. plan et durée des essais en laboratoire) et d'espèces aviaires (poulets, canards, dindons et cailles). Les paramètres biologiques pris en considération dans le calcul de cette VTR (reproduction et croissance) sont pertinents du point de vue des dynamiques des populations. De plus, aucun facteur d'incertitude n'a été appliqué lors du calcul de la VTR sélectionnée. De plus, l'ensemble de données de l'USEPA est généralement représentatif des conditions observables dans l'environnement, car l'exposition par voie alimentaire a été privilégiée dans toutes les études toxicologiques sous-jacentes. De plus, la durée de certaines de ces dernières a atteint 44 semaines (308 jours).

Limites de la VTR par défaut recommandée

Le processus de calcul des VTR de l'ensemble de données de l'USEPA (2007e) employé pour calculer cette VTR tient compte d'une approche fondée sur une DSENO. Cette VTR pourrait donc être trop conservatrice compte tenu des objectifs du PASCF. Cependant, l'ensemble de données de l'USEPA contient cinq DMENO non limitées (une se rapportant à la reproduction et quatre à la croissance) qui sont inférieures à la VTR sélectionnée. Il est donc possible que des effets indésirables se manifestent à la suite d'une exposition correspondant à la VTR sélectionnée. Dans l'ensemble, la fourchette des DSENO et des DMENO figurant dans l'ensemble de données de l'USEPA (2007e) est vaste et s'étend sur presque deux ordres de grandeur. À titre d'exemple, les DSENO sur la reproduction, la croissance et la survie allaient de 13,8 à 741,8 mg/kg mc/j, alors que les DMENO variaient entre 21,6 et 1370 mg/kg mc/j. Par conséquent, il est difficile de quantifier le niveau de protection offert par cette VTR.

Évaluation des VTR potentielles

Tableau A.46. Valeurs toxicologiques de référence (VTR) potentielles du zinc pour les oiseaux.

VTR potentielle (mg/kg mc/j)	Source (Voir la section 3 Références)[1]
17,2	USEPA, GSBT de la région 9, 2009
66,1	**USEPA, 2007e; Dillon, 2013**
83	Rae, 2013
130,9	CEAEQ, 2012

VTR potentielle (mg/kg mc/j)	Source (Voir la section 3 Références)[1]
131	Sample *et al.*, 1996; Allaway et Stodola, 2011; MEO, 2011
190	Rae, 2013

1. La première source mentionnée est la référence principale dans laquelle la VTR potentielle a d'abord été publiée. Dans les sources mentionnées ensuite, on a aussi sélectionné ou cité une VTR potentielle, mais qui n'a pas été calculée par les auteurs.

Six VTR du zinc pour les oiseaux allant de 17,2 à 194 mg/kg mc/j ont été évaluées dans le cadre du PASCF. La VTR la plus faible (GSBT de la région 9 de l'USEPA, 2009) a été rejetée parce que l'information contenue dans la littérature spécialisée était insuffisante pour évaluer adéquatement les méthodes de calcul utilisées. La VTR reposant sur une CE 20 qui a été établie par le CEAEQ (2012; 130,9 mg/kg mc/j) a été rejetée, malgré que les méthodes statistiques de Weibull aient été mises en œuvre afin de modéliser une courbe dose-réponse pour les études prises en considération. Les données d'une seule étude toxicologique aiguë ont été utilisées pour établir la courbe. Ainsi, il est incertain si cette VTR soit pertinente pour une grande variété d'espèces, de paramètres et de conditions d'exposition. La VTR de Sample *et al.* (1996; 131 mg/kg mc/j) se basait sur une DMENO limitée sur la reproduction (taux d'éclosion des œufs) de la poule Leghorn blanche provenant d'une étude toxicologique. Cette DMENO était associée à un niveau d'effet de 20 %, ce qui correspond à un niveau de protection approprié pour une VTR par défaut dans le cadre du PASCF. Cependant, cette VTR présente les mêmes limites que toutes les autres qui se fondent sur une seule étude, la plus importante étant qu'il est difficile d'évaluer où tombe cette valeur à l'intérieur de la fourchette des réponses toxicologiques obtenues pour un éventail d'espèces, de paramètres et de conditions d'exposition.

Les trois VTR restantes reposent sur l'ensemble de données de l'USEPA. Elles correspondent à la moyenne géométrique des DSENO sur la reproduction et la croissance (66,1 mg/kg mc/j; USEPA, 2007e); soit à la moyenne géométrique de toutes les DSENO sur la reproduction, la croissance et la survie (83 mg/kg mc/j); soit à la moyenne géométrique des DMENO sur la reproduction, la croissance et la survie (190 mg/kg mc/j). Aucune des trois VTR n'est associée à une mesure quantitative du niveau d'effet qu'elles posent. Ainsi, il n'existe dans le cas présent aucune méthode pour sélectionner la VTR qui serait la plus susceptible d'avoir des effets minimes à faibles chez les espèces courantes. Par conséquent, la VTR la plus conservatrice parmi les trois (66,1 mg/kg mc/j; USEPA, 2007e) a été sélectionnée comme VTR par défaut aux fins du PASCF.

Suggestions pour améliorer les futures VTR

Des VTR améliorées répondant davantage aux lignes directrices du PASCF (PASCF, 2010b) en la matière et dont le niveau de protection a été quantifié pourraient être établies à l'avenir. Bien qu'elle implique des efforts importants, une telle approche exigerait d'abord de calculer les données sur l'ampleur de l'effet et la dose-réponse associées à la ou aux études sur lesquelles reposent les VTR fondées sur une DSENO ayant été sélectionnées, puis de mettre en œuvre une méthodologie dose-réponse (PASCF, 2010b) pour établir une nouvelle VTR dont le niveau de protection a été déterminé quantitativement.

Anthracène [HAP FPM]

Récepteur : Oiseaux

VTR sélectionnée = Aucune disponible
Source : Aucune disponible
Classe : Aucune disponible

Aucune donnée sur la toxicité de l'anthracène pour les oiseaux n'est actuellement disponible. Par conséquent, aucune VTR n'a été évaluée aux fins du PASCF. Une revue exhaustive de la littérature devrait être menée pour obtenir des données inédites qui permettraient d'établir une nouvelle VTR par défaut dans le cadre du PASCF. Le calcul de nouvelles VTR (valeurs par défaut ou propres à un site) à l'aide des données toxicologiques existantes ou nouvelles devrait reposer sur la méthodologie recommandée à cet effet (PASCF, 2010b) ou tenir compte de nouveaux éléments de preuve en vue d'évaluer les effets selon une approche davantage fondée sur le poids de la preuve.

Fluorène [HAP FPM]

Récepteur : Oiseaux

VTR sélectionnée = Aucune disponible
Source : Aucune disponible
Classe : Aucune disponible

Aucune donnée sur la toxicité du fluorène pour les oiseaux n'est actuellement disponible. Par conséquent, aucune VTR n'a été évaluée aux fins du PASCF. Une revue exhaustive de la littérature devrait être menée pour obtenir des données inédites qui permettraient d'établir une nouvelle VTR par défaut dans le cadre du PASCF. Le calcul de nouvelles VTR (valeurs par défaut ou propres à un site) à l'aide des données toxicologiques existantes ou nouvelles devrait reposer sur la méthodologie recommandée à cet effet (PASCF, 2010b) ou tenir compte de nouveaux éléments de preuve en vue d'évaluer les effets selon une approche davantage fondée sur le poids de la preuve.

Naphtalène [HAP FPM]

Récepteur : Oiseaux

VTR sélectionnée = 7,7 mg/kg mc/j
Source : Klasing, 2007
Classe : C

Base de la VTR sélectionnée

La VTR sélectionnée repose sur une étude toxicologique (Klasing, 2007), qui faisait état d'une DSENO sur la croissance des cailles du Japon à la suite d'une exposition de quatorze semaines par voie alimentaire. Bien que cette DSENO ne diffère pas statistiquement de la dose administrée au groupe témoin, elle était associée à une diminution de la croissance de 20 % par rapport à ce dernier de la sixième à la quatorzième semaine de l'expérience. La masse corporelle des spécimens soumis à ce niveau de traitement après quatorze semaines n'était pas vraiment différente de celle des membres du groupe témoin (spécimens exposés à la DSENO = 131 g; membres du groupe témoin = 132 g). La DMENO correspondante de Klasing (2007) était de 31,5 mg/kg mc/j.

Avantages de la VTR sélectionnée

Aucun facteur d'incertitude ni échelle allométrique n'a été utilisé. De plus, le plan de l'étude est globalement représentatif des conditions d'exposition observables dans l'environnement, puisque les animaux de laboratoire (cailles) ont été exposés aux HAP FPM (naphtalène) par voie alimentaire. De plus, les données contenues dans l'étude toxicologique sous-jacente (Klasing, 2007) permettent de calculer une ampleur de l'effet.

Limites de la VTR par défaut recommandée

Cette VTR se fonde sur une seule étude. L'information actuellement disponible pour évaluer la VTR sélectionnée (à la lumière d'une seule étude toxicologique) dans un contexte caractérisé par des données plus diversifiées portant sur une variété d'espèces, de paramètres ou de conditions d'exposition – selon ce qui se révèle pertinent pour atteindre les objectifs du PASCF – est donc limitée.

Évaluation des VTR potentielles

Tableau A.47. Valeurs toxicologiques de référence (VTR) potentielles du naphtalène pour les oiseaux.

VTR potentielle (mg/kg mc/j)	Source (Voir la section 3 Références)[1]
7,7	**Klasing, 2007**
15	LANL, 2014; Allaway et Stodola, 2011; Dillon, 2013

1. La première source mentionnée est la référence principale dans laquelle la VTR potentielle a d'abord été publiée. Dans les sources mentionnées ensuite, on a aussi sélectionné ou cité une VTR potentielle, mais qui n'a pas été calculée par les auteurs.

Seulement deux VTR potentielles du naphtalène pour les oiseaux ont été trouvées pour être évaluées afin de servir de valeurs par défaut dans le cadre du PASCF. La VTR la plus élevée (15 mg/kg mc/j) est une DSENO non limitée tirée de la base de données du LANL (2014). Elle se fonde sur une étude toxicologique réalisée par W. R. Landis Assoc., Inc. (1985) qui consistait à exposer des colins de Virginie à des concentrations de 0, 316, 562, 1000, 1780, 3160 et 5620 ppm de naphtalène par voie alimentaire durant cinq jours. Le paramètre biologique utilisé était la mortalité des juvéniles, soit la survie à une étape critique de la vie. La DSENO a été divisée par un facteur d'incertitude de 100 pour tenir compte

de la courte durée des essais de toxicité, ce qui n'est habituellement pas recommandé, à moins que cette utilisation repose sur une justification scientifique claire.

Bien que les deux VTR disponibles présentent certains avantages (p. ex. paramètre pertinent, exposition au naphtalène par voie alimentaire) et certaines limites (p. ex. elles sont fondées sur une seule étude), la valeur la plus faible (7,7 mg/kg mc/j; Klasing, 2007) a été sélectionnée parce que son ampleur de l'effet a été quantifiée (réduction de 20 % de la croissance, même si ce niveau d'effet ne diffère pas radicalement de celui observé au sein du groupe témoin) et était susceptible de procurer un niveau de protection suffisant. De plus, aucun facteur d'incertitude n'a été appliqué à la valeur sélectionnée et l'étude sous-jacente s'est penchée sur les effets sur les colins de Virginie à la suite d'une exposition de longue durée (quatorze semaines).

Suggestions pour améliorer les futures VTR

Des données supplémentaires sur la toxicité du naphtalène devraient être recherchées. L'utilisation de la méthode de calcul des VTR recommandée dans le cadre du PASCF pourrait aussi contribuer aux futurs efforts visant à établir une VTR pour les oiseaux (*Document d'orientation sur l'évaluation du risque écotoxicologique - Module 2*). La méthodologie basée sur la dose-réponse (p. ex. Hill *et al.*, 2014) pourrait notamment rehausser l'utilité de l'information toxicologique actuellement limitée en ce qui concerne une gamme de paramètres, d'études et d'espèces. Étant donné que les données toxicologiques sont limitées, d'autres types de renseignements pourraient être pris en considération dans une évaluation des risques menée selon une approche fondée sur le poids de la preuve.

Phénanthrène [HAP FPM]

Récepteur : Oiseaux

VTR sélectionnée = Aucune disponible
Source : Aucune disponible
Classe : Aucune disponible

Aucune donnée sur la toxicité du phénanthrène pour les oiseaux n'est actuellement disponible. Par conséquent, aucune VTR n'a été évaluée aux fins du PASCF. Une revue exhaustive de la littérature devrait être menée pour obtenir des données inédites qui permettraient d'établir une nouvelle VTR par défaut dans le cadre du PASCF. Le calcul de nouvelles VTR (valeurs par défaut ou propres à un site) à l'aide des données toxicologiques existantes ou nouvelles devrait reposer sur la méthodologie recommandée à cet effet (PASCF, 2010b) ou tenir compte de nouveaux éléments de preuve en vue d'évaluer les effets selon une approche davantage fondée sur le poids de la preuve.

Hydrocarbures aromatiques polycycliques de faible poids moléculaire (HAP FPM)

Récepteur : Oiseaux

VTR sélectionnée = 7,7 mg/kg mc/j
Source : Parametrix *et al.*, 2010
Classe : C

Base de la VTR sélectionnée

La VTR sélectionnée a été appliquée aux HAP FPM par Parametrix *et al.* (2010) dans le cadre d'une évaluation préalable des risques réalisée dans le Haut-Columbia. Cette VTR repose sur une étude toxicologique (Klasing, 2007), qui faisait état d'une DSENO sur la croissance des cailles du Japon à la suite d'une exposition de quatorze semaines par voie alimentaire. Bien que cette DSENO ne diffère pas statistiquement de la dose administrée au groupe témoin, elle était associée à une diminution de la croissance de 20 % par rapport à ce dernier de la sixième à la quatorzième semaine de l'expérience. La masse corporelle des spécimens soumis à ce niveau de traitement après quatorze semaines n'était pas vraiment différente de celle des membres du groupe témoin (spécimens exposés à la DSENO = 131 g; membres du groupe témoin = 132 g). La DMENO correspondante de Klasing (2007) était de 31,5 mg/kg mc/j.

Avantages de la VTR sélectionnée

Aucun facteur d'incertitude ni échelle allométrique n'a été utilisé. De plus, le plan de l'étude est globalement représentatif des conditions d'exposition observables dans l'environnement, puisque les animaux de laboratoire (cailles) ont été exposés aux HAP FPM (naphtalène) par voie alimentaire. De plus, les données contenues dans l'étude toxicologique sous-jacente (Klasing, 2007) permettent de calculer une ampleur de l'effet.

Limites de la VTR par défaut recommandée

Cette VTR se fonde sur une seule étude. L'information actuellement disponible pour évaluer la VTR sélectionnée (à la lumière d'une seule étude toxicologique) dans un contexte caractérisé par des données plus diversifiées portant sur une variété d'espèces, de paramètres ou de conditions d'exposition – selon ce qui se révèle pertinent pour atteindre les objectifs du PASCF – est donc limitée. Par ailleurs, cette VTR se fonde sur une seule substance chimique (naphtalène), même si elle doit représenter un vaste ensemble d'HAP FPM.

Évaluation des VTR potentielles

Tableau A.48. Valeurs toxicologiques de référence (VTR) potentielles des HAP FPM pour les oiseaux.

VTR potentielle (mg/kg mc/j)	Source (Voir la section 3 Références)
7,7	**Parametrix *et al.*, 2010**

La VTR sélectionnée présente des limites (voir ci-dessus). Il s'agit toutefois de la seule VTR disponible pour les HAP FPM (en tant que somme des HAP FPM individuelles). Elle peut donc servir de valeur par défaut dans le cadre du PASCF.

Suggestions pour améliorer les futures VTR

Des données supplémentaires sur la toxicité des HAP FPM devraient être recherchées (sur le naphtalène et d'autres HAP FPM). L'utilisation de la méthode de calcul des VTR recommandée dans le cadre du PASCF pourrait aussi contribuer aux futurs efforts visant à établir une VTR pour les oiseaux (PASCF, 2010b). La méthodologie basée sur la dose-réponse (p. ex. Hill *et al.*, 2014) pourrait notamment rehausser l'utilité de l'information toxicologique actuellement limitée en ce qui concerne une gamme de paramètres, d'études et d'espèces. Étant donné que les données toxicologiques sont limitées, d'autres types de renseignements pourraient être pris en considération dans une évaluation des risques écologiques menée selon une approche fondée sur le poids de la preuve.

Benzo[a]anthracene [HAP HPM]

Récepteur : Oiseaux

VTR sélectionnée = 0,107 mg/kg mc/j
Source : LANL, 2014
Classe : C

Base de la VTR sélectionnée

La VTR sélectionnée provient de la base de données du LANL (2014) et est fondée sur une étude toxicologique de Beall (2007). La VTR est une DSENO non limitée subchronique tirée d'une étude de Beall (2007), qui consistait à exposer des colins de Virginie par voie alimentaire à des doses expérimentales de 0, 1, 10, 100 et 1000 mg/kg, puis à évaluer les effets sur les paramètres de la survie, de la reproduction et de la croissance. Un facteur d'incertitude de dix a été appliqué pour corriger la durée d'exposition subchronique employée dans l'étude.

Avantages de la VTR sélectionnée

La méthodologie employée par le LANL (2014) se fonde sur des paramètres biologiques acceptables, soit la croissance (effets indésirables sur la capacité des spécimens à se développer pour former des organismes viables), la reproduction (capacité à se reproduire et à produire la vie et une descendance viable) ainsi que la survie. De plus, l'exposition par voie alimentaire est considérée comme représentative des conditions observables dans l'environnement.

Limites de la VTR par défaut recommandée

La VTR sélectionnée comporte certaines limites, notamment d'être fondée sur une seule étude portant sur une seule espèce, soit le colin de Virginie. En outre, l'étude tenait compte d'une courte durée d'exposition (DSENO subchronique). Des facteurs d'incertitude ont donc été utilisés pour transformer cette valeur en DSENO chronique. L'application de facteurs d'incertitude pour corriger des éléments du plan d'expérience n'est généralement pas recommandée dans le cadre du PASCF. En dernier lieu, étant donné que la VTR est une DSENO et qu'aucun effet n'a été observé sur les paramètres de la survie, de la reproduction et de la croissance dans Beal (2007), peu importe la dose expérimentale administrée, cette valeur pourrait se révéler trop conservatrice aux fins du PASCF.

Évaluation des VTR potentielles

Tableau A.49. Valeurs toxicologiques de référence (VTR) potentielles du benzo[*a*]anthracène pour les oiseaux.

VTR potentielle (mg/kg mc/j)	Source (Voir la section 3 Références)[1]
0,0079	Brunstrom *et al.*, 1991
0,079	USEPA, 1999
0,107	**LANL, 2014; Allaway et Stodola, 2011; Dillon, 2013**

1. La première source mentionnée est la référence principale dans laquelle la VTR potentielle a d'abord été publiée. Dans les sources mentionnées ensuite, on a aussi sélectionné ou cité une VTR potentielle, mais qui n'a pas été calculée par les auteurs.

Trois VTR du benzo[*a*]anthracène pour les oiseaux ont été évaluées. Bien que la VTR sélectionnée présente plusieurs limites (voir ci-dessus), on craint que le niveau d'effet associé aux deux autres valeurs (0,0079 et 0,079 mg/kg mc/j), qui reposent toutes deux sur la même étude toxicologique

(Brunstrom *et al*.,, 1991), soit trop important par rapport au niveau de protection que devrait procurer une VTR par défaut dans le cadre du PASCF. Ces deux VTR reposent sur une DL 50 pour les embryons de poulets (Leghorn blanche ou Shaver) se développant dans des œufs injectés une fois avec du benzo[*a*]anthracène. L'injection n'est pas considérée comme une voie d'exposition pertinente puisqu'elle ne tient pas compte de la biodisponibilité gastrique (Hill *et al.*, 2014) et qu'il est donc difficile de faire des comparaisons numériques directes entre les deux VTR fondées sur des expositions expérimentales par injection (Brunstrom *et al.*, 1991; USEPA, 1999) et la VTR fondée sur l'exposition par voie alimentaire (LANL, 2014). Aucun facteur d'incertitude n'a été appliqué à la VTR de 0,079 mg/kg mc/j. L'USEPA (1999) a appliqué un facteur d'incertitude de 0,01 pour tenir compte de la durée d'exposition aiguë utilisée dans l'essai de toxicité sous-jacent.

Suggestions pour améliorer les futures VTR

Il est recommandé d'établir une nouvelle VTR. Des données supplémentaires sur la toxicité du benzo[*a*]anthracène devraient être recherchées. L'utilisation de la méthode de calcul des VTR recommandée dans le cadre du PASCF pourrait aussi contribuer aux futurs efforts visant à établir une VTR pour les oiseaux (*Document d'orientation sur l'évaluation du risque écotoxicologique - Module 2*). La méthodologie basée sur la dose-réponse pourrait notamment rehausser l'utilité de l'information toxicologique existante ou supplémentaire en ce qui concerne une gamme de paramètres, d'études et d'espèces. Étant donné que les données toxicologiques sont limitées, d'autres types de renseignements (p. ex. données fondées sur les résidus dans les tissus) pourraient aussi faire l'objet de recherches en vue de compléter et d'améliorer encore davantage les évaluations des risques posés par le benzo[*a*]anthracène réalisées selon une approche fondée sur le poids de la preuve.

Benzo[a]pyrène [HAP HPM]

Récepteur : Oiseaux

VTR sélectionnée = 0,001 mg/kg mc/j
Source : USEPA, 1999
Classe : C

Base de la VTR sélectionnée

La VTR sélectionnée de l'USEPA (1999) se fonde sur une DSENO limitée sur la reproduction (mortalité dans la coquille) tirée de Brunstrom *et al.* (1991). Durant l'expérience sous-jacente, des œufs de poulet ont été injectés à une reprise avec du benzo[*a*]pyrène dissout dans de l'huile d'arachide. La VTR a été établie en divisant la dose de la DSENO (0,1 mg/kg d'œuf) par un facteur d'incertitude de 100 afin de corriger l'exposition aiguë (une seule exposition). Une autre dose a été testée dans l'étude de Brunstrom *et al.* (1991), à savoir la DMENO (0,3 mg/kg d'œuf), qui s'est traduite par un taux de mortalité de 55 % dans la coquille.

Avantages de la VTR sélectionnée

Cette VTR se fonde sur un paramètre pertinent (survie des œufs).

Limites de la VTR par défaut recommandée

Cette VTR comporte de nombreuses limites. L'application du facteur d'incertitude (0,01) a des répercussions inconnues sur le niveau de protection quantitatif offert par cette VTR. L'exposition par injection n'est pas représentative des conditions d'exposition observées dans l'environnement. De plus, cette VTR repose sur l'hypothèse qu'une dose exprimée en mg/kg d'œuf est équivalente à une autre exprimée en mg/kg mc/j chez les oiseaux à toutes les étapes de la vie. Elle repose également sur des données toxicologiques portant sur une seule espèce (poulets) et une seule étape de la vie (les œufs), sans évaluer la toxicité pour les poulets ou les poulets adultes. En dernier lieu, cette valeur prend en considération une seule étude, ce qui la rend peu représentative de la variété des conditions d'exposition observables dans l'environnement.

Évaluation des VTR potentielles

Tableau A.50. Valeurs toxicologiques de référence (VTR) potentielles du benzo[*a*]pyrène pour les oiseaux.

VTR potentielle (mg/kg mc/j)	Source (Voir la section 3 Références)
0,001	**USEPA, 1999**
0,1	Brunstrom *et al.*, 1991
1,43	Hough *et al.*, 1993

Trois VTR du benzo[*a*]pyrène pour les oiseaux ont été évaluées. Bien que la VTR sélectionnée présente plusieurs limites (voir ci-dessus), on craint que le niveau d'effet associé aux deux autres valeurs (0,1 et 1,43 mg/kg mc/j) soit trop important par rapport au niveau de protection que devrait procurer une VTR par défaut dans le cadre du PASCF. La VTR de 0,1 mg/kg mc/j se fondait sur la même étude que la valeur sélectionnée, sauf qu'aucun facteur d'incertitude n'a été appliqué. L'étude originale signalait aussi que 20 embryons de poulets exposés à une dose de 0,1 mg/kg d'œuf avaient survécu durant 72 heures (ce qui équivaut à un niveau d'effet de 0 % pour ce paramètre). Toutefois, le taux de survie

des embryons de poulets se voyait réduit de moitié lorsque l'autre dose expérimentale était administrée (0,3 mg/kg d'œuf). Dans ce cas, seuls 9 embryons sur 20 avaient survécu après 72 heures. Les deux autres doses testées dans l'étude de Brunstrom *et al.* (1991) sont assez proches. En l'absence de données supplémentaires provenant d'autres études toxicologiques, il est difficile de déterminer si une VTR de 0,1 mg/kg mc/j offrirait un niveau de protection correspondant à des effets minimes à faibles et serait représentative d'une grande variété d'espèces, de paramètres et de conditions d'exposition.

La VTR de Hough *et al.* (1993) est associée à un niveau d'effet de 100 %. La totalité des pigeonnes exposées à une dose de 10 mg/kg mc/j (équivalente à 1,43 mg/kg mc/j) par injections hebdomadaires de benzo[*a*]pyrène mélangé à de l'huile de maïs durant trois à six mois. L'ampleur de l'effet associée à une valeur de 1,43 mg/kg mc/j est trop importante pour que cette dernière soit utilisée comme valeur par défaut aux fins du PASCF.

Suggestions pour améliorer les futures VTR

Il est recommandé d'établir une nouvelle VTR. Des données supplémentaires sur la toxicité du benzo[*a*]pyrène devraient être recherchées. L'utilisation de la méthode de calcul des VTR recommandée dans le cadre du PASCF pourrait aussi contribuer aux futurs efforts visant à établir une VTR pour les oiseaux (*Document d'orientation sur l'évaluation du risque écotoxicologique - Module 2*). La méthodologie basée sur la dose-réponse pourrait notamment rehausser l'utilité de l'information toxicologique existante ou supplémentaire en ce qui concerne une gamme de paramètres, d'études et d'espèces. Étant donné que les données toxicologiques sont limitées, d'autres types de renseignements (p. ex. données fondées sur les résidus dans les tissus) pourraient aussi faire l'objet de recherches en vue de compléter et d'améliorer encore davantage les évaluations des risques posés par le benzo[*a*]pyrène réalisées selon une approche fondée sur le poids de la preuve.

Pyrène [HAP HPM]

Récepteur : Oiseaux

VTR sélectionnée = 20,5 mg/kg mc/j
Source : LANL, 2014
Classe : C

Base de la VTR sélectionnée

Étant donné que les données sont limitées sur la toxicité du pyrène pour les oiseaux, une seule VTR (LANL, 2014) a été évaluée aux fins du PASCF. Celle-ci correspond à une DSENO non limitée provenant d'une étude de Beall (2007), qui consistait à exposer des colins de Virginie par gavage à une dose unique de pyrène (2 000 mg/kg) et à observer les effets sur le paramètre de la mortalité durant deux jours. Un facteur d'incertitude de 100 a été appliqué à la VTR pour tenir compte de la courte durée d'exposition et pour la rendre plus représentative de conditions d'exposition chroniques.

Avantages de la VTR sélectionnée

Aucune échelle allométrique n'a été utilisée pour calculer cette VTR. De plus, le paramètre biologique utilisé (mortalité) est pertinent du point de vue des dynamiques des populations.

Limites de la VTR par défaut recommandée

Puisque la VTR sélectionnée repose sur une seule étude toxicologique portant sur une seule espèce aviaire, on ne sait pas jusqu'à quel point elle pourrait être appliquée à l'ensemble des autres oiseaux. Les sujets de l'étude ont été exposés à une seule dose de pyrène, ce qui signifie que les données constituent une DSENO non limitée, et ce qui empêche de bien comprendre la relation dose-réponse. Les DSENO peuvent aussi être trop conservatrices aux fins du PASCF. La durée de l'étude est très courte (deux jours). Même si cela a été compensé par l'application d'un facteur d'incertitude, le choix d'un tel facteur demeure arbitraire, ce qui explique que son utilisation n'est pas recommandée dans le cadre du PASCF. En dernier lieu, le gavage ne reflète pas les conditions d'exposition réellement observables dans l'environnement.

Évaluation des VTR potentielles

Tableau A.51. Valeurs toxicologiques de référence (VTR) potentielles du pyrène pour les oiseaux.

VTR potentielle (mg/kg mc/j)	Source (Voir la section 3 Références)[1]
20,5	**LANL, 2014; Allaway et Stodola, 2011; Dillon, 2013**

1. La première source mentionnée est la référence principale dans laquelle la VTR potentielle a d'abord été publiée. Dans les sources mentionnées ensuite, on a aussi sélectionné ou cité une VTR potentielle, mais qui n'a pas été calculée par les auteurs.

La valeur sélectionnée comporte de nombreuses limites, ce qui contrevient aux lignes directrices relatives à l'établissement d'une VTR établies aux fins du PASCF. Cependant, en l'absence d'une solution de rechange à l'heure actuelle, la VTR peut servir de valeur par défaut dans le cadre du PASCF. Il convient toutefois de tenir compte de ces lacunes importantes, particulièrement dans les sites où ce contaminant peut poser des risques.

Suggestions pour améliorer les futures VTR

La VTR par défaut sélectionnée se base sur une DSENO non limitée, ce qui n'est habituellement pas recommandé pour l'établissement de VTR dans le cadre du PASCF (2010b), car elle indique qu'aucune des doses testées dans le cadre de l'étude ne montre d'effet. Ainsi, le seuil de l'effet est inconnu. Il est donc possible que cette VTR soit trop conservatrice pour les sites du PASCF. En outre, aucune donnée supplémentaire n'est actuellement disponible pour considérer ces VTR dans un contexte plus large comprenant plusieurs espèces, paramètres ou conditions d'exposition que l'on retrouve dans l'environnement. La réalisation de nouvelles recherches documentaires pour obtenir des données toxicologiques supplémentaires pourrait contribuer à compléter l'ensemble de données disponible qui est actuellement limité et à améliorer de futures évaluations des effets. L'utilisation de la méthode de calcul des VTR recommandée dans le cadre du PASCF pourrait aussi contribuer aux futurs efforts visant à établir une VTR (*Document d'orientation sur l'évaluation du risque écotoxicologique - Module 2*). La méthodologie basée sur la dose-réponse pourrait notamment rehausser l'utilité de l'information toxicologique existante ou supplémentaire en ce qui concerne une gamme de paramètres, d'études et d'espèces. D'autres types de renseignements (p. ex. données sur les résidus dans les tissus) pourraient aussi faire l'objet de recherches en vue de compléter et d'améliorer encore davantage les évaluations des risques du pyrène pour les oiseaux réalisées selon une approche fondée sur le poids de la preuve.

Hydrocarbures aromatiques polycycliques de poids moléculaire élevé (HAP PME)

Récepteur : Oiseaux

VTR sélectionnée = Aucune adéquate
Source : Aucune adéquate
Classe : Aucune adéquate

Base de la VTR sélectionnée
Aucune adéquate

Avantages de la VTR sélectionnée
Aucun adéquat

Limites de la VTR par défaut recommandée
Aucune adéquate

Évaluation des VTR potentielles
Aucune des VTR potentielles n'a été jugée adéquate comme valeur par défaut pour le PASCF

Tableau A.52. Valeurs toxicologiques de référence (VTR) potentielles des HAP PME pour les oiseaux.

VTR potentielle (mg/kg mc/j)	Source (Voir la section 3 Références)
0,00014	USEPA, 1999
1,43	Parametrix *et al.*, 2010

Aucune des VTR des HAP PME pour les oiseaux qui étaient disponibles n'a été considérée comme adéquate aux fins du PASCF en raison, d'une part, de l'importance de l'ampleur de l'effet connexe et, d'autre part, des voies d'exposition sur lesquelles reposent les données toxicologiques sous-jacentes, qui semblent peu pertinentes d'un point de vue environnemental. La VTR la plus faible (0,00014 mg/kg mc/j; USEPA, 1999) repose sur une DL 50 pour les embryons de poulets injectés avec du benzo[*k*]fluoranthène (consignée dans Brunstrom *et al.*, 1991), qui a ensuite été divisée par un facteur d'incertitude de 100. La VTR la plus élevée (1,43 mg/kg mc/j; Parametrix *et al.*, 2010) a causé l'infertilité chez la totalité des pigeonnes exposées par injections hebdomadaires à du benzo[*a*]pyrène mélangé à de l'huile de maïs durant trois à six mois. Par conséquent, cette VTR est associée à un niveau d'effet de 100 %, ce qui est trop important en regard du niveau de protection approprié pour une VTR par défaut dans le cadre du PASCF. Ces deux VTR se fondent sur une seule étude. L'information actuellement disponible pour évaluer les VTR disponibles dans un contexte caractérisé par des données plus diversifiées portant sur une variété d'espèces, de paramètres ou de conditions d'exposition, ou d'HAP PME différents – selon ce qui se révèle pertinent pour atteindre les objectifs du PASCF – est donc limitée.

Suggestions pour améliorer les futures VTR
À la lumière des critères établis aux fins de ce projet, aucune des VTR potentielles disponibles n'a été considérée comme adéquate ou suffisante. Il est recommandé d'établir une nouvelle VTR. Une revue exhaustive de la littérature devrait être menée pour obtenir des données inédites qui permettraient d'établir une nouvelle VTR fondée sur de l'information toxicologique d'une portée plus vaste.

L’utilisation de la méthode de calcul des VTR recommandée dans le cadre du PASCF pourrait aussi contribuer aux futurs efforts visant à établir une VTR pour les oiseaux (PASCF, 2010b). La méthodologie basée sur la dose-réponse (p. ex. Hill *et al.*, 2013) pourrait notamment rehausser l’utilité de l’information toxicologique existante ou supplémentaire en ce qui concerne une gamme de paramètres, d’études et d’espèces. Étant donné que les données toxicologiques sont limitées, d’autres types de renseignements pourraient être pris en considération dans une évaluation des risques menée selon une approche fondée sur le poids de la preuve.

Benzène [composé organique volatil]

Récepteur : Oiseaux

VTR sélectionnée = Aucune disponible
Source : Aucune disponible
Classe : Aucune disponible

Aucune donnée sur la toxicité du benzène pour les oiseaux n'est actuellement disponible. Par conséquent, aucune VTR n'a été évaluée aux fins du PASCF. Une revue exhaustive de la littérature devrait être menée pour obtenir des données inédites qui permettraient d'établir une nouvelle VTR par défaut dans le cadre du PASCF. Le calcul de nouvelles VTR (valeurs par défaut ou propres à un site) à l'aide des données toxicologiques existantes ou nouvelles devrait reposer sur la méthodologie recommandée à cet effet (PASCF, 2010b) ou tenir compte de nouveaux éléments de preuve en vue d'évaluer les effets selon une approche davantage fondée sur le poids de la preuve.

Éthylbenzène [composé organique volatil]

Récepteur : Oiseaux

VTR sélectionnée = Aucune disponible
Source : Aucune disponible
Classe : Aucune disponible

Aucune donnée sur la toxicité de l'éthylbenzène pour les oiseaux n'est actuellement disponible. Par conséquent, aucune VTR n'a été évaluée aux fins du PASCF. Une revue exhaustive de la littérature devrait être menée pour obtenir des données inédites qui permettraient d'établir une nouvelle VTR par défaut dans le cadre du PASCF. Le calcul de nouvelles VTR (valeurs par défaut ou propres à un site) à l'aide des données toxicologiques existantes ou nouvelles devrait reposer sur la méthodologie recommandée à cet effet (PASCF, 2010b) ou tenir compte de nouveaux éléments de preuve en vue d'évaluer les effets selon une approche davantage fondée sur le poids de la preuve.

Toluène [composé organique volatil]

Récepteur : Oiseaux

VTR sélectionnée = Aucune disponible
Source : Aucune disponible
Classe : Aucune disponible

Aucune donnée sur la toxicité du toluène pour les oiseaux n'est actuellement disponible. Par conséquent, aucune VTR n'a été évaluée aux fins du PASCF. Une revue exhaustive de la littérature devrait être menée pour obtenir des données inédites qui permettraient d'établir une nouvelle VTR par défaut dans le cadre du PASCF. Le calcul de nouvelles VTR (valeurs par défaut ou propres à un site) à l'aide des données toxicologiques existantes ou nouvelles devrait reposer sur la méthodologie recommandée à cet effet (PASCF, 2010b) ou tenir compte de nouveaux éléments de preuve en vue d'évaluer les effets selon une approche davantage fondée sur le poids de la preuve.

Xylène [composé organique volatil]

Récepteur : Oiseaux

VTR sélectionnée = 107 mg/kg mc/j
Source : LANL, 2014
Classe : C

Base de la VTR sélectionnée

La seule VTR du xylène pour les oiseaux qui est disponible provient de la base de données du LANL (2014). Il s'agit d'une DSENO non limitée tirée d'une étude toxicologique de Hill et Camardese (1986) dont le paramètre biologique est la mortalité. Des cailles du Japon ont été exposées par voie alimentaire à une concentration de xylène de 10,667 mg/kg mc/j durant cinq jours. Un facteur d'incertitude de dix a été appliqué pour tenir compte de la durée d'exposition aiguë employée dans l'étude.

Avantages de la VTR sélectionnée

La VTR est une DSENO. On considère donc qu'elle procure un niveau de protection suffisant pour une valeur par défaut dans le cadre du PASCF (bien qu'elle puisse se révéler trop conservatrice). Aucune échelle allométrique n'a été utilisée. Cette VTR a été établie en tenant compte d'un paramètre biologique approprié (mortalité). De façon générale, le plan d'expérience semblait refléter les conditions d'expositions réellement observables dans l'environnement (avec certaines exceptions décrites ci-dessous) parce que le xylène (de qualité réactif) est la forme chimique employée et que la forme d'exposition sélectionnée est la voie alimentaire.

Limites de la VTR par défaut recommandée

Puisque la VTR sélectionnée repose sur une seule étude toxicologique portant sur une seule espèce aviaire, on ne sait donc pas jusqu'à quel point elle pourrait être appliquée à l'ensemble des autres oiseaux. La valeur employée est une DSENO non limitée fondée sur une durée d'exposition aiguë, ce qui empêche de bien comprendre la relation dose-réponse. De plus, un facteur d'incertitude a été appliqué pour tenir compte de la durée d'exposition aiguë de l'étude, alors que le choix d'un tel facteur constitue généralement un processus arbitraire qui n'est pas étayé scientifiquement. En dernier lieu, le plan d'expérience ne tenait pas compte de la vitesse d'évaporation du xylène, qui est une substance volatile. Ainsi, l'exposition réelle des sujets de l'étude à celle-ci pourrait avoir été inférieure à celle décrite dans l'étude.

Évaluation des VTR potentielles

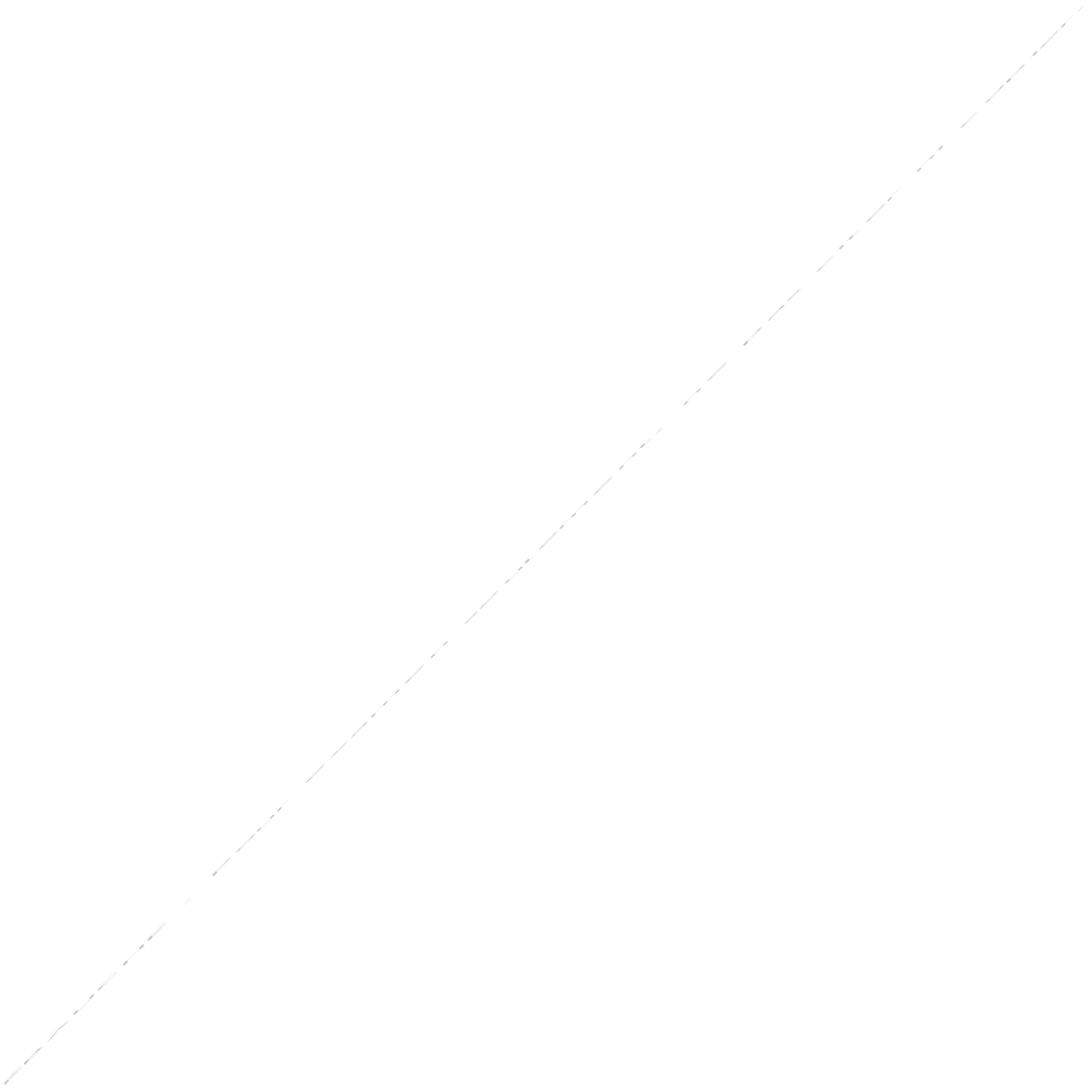
Tableau A.53. Valeurs toxicologiques de référence (VTR) potentielles des xylènes pour les oiseaux.

VTR potentielle (mg/kg mc/j)	Source (Voir la section 3 Références)[1]
107	**LANL, 2014; Allaway et Stodola, 2011; Dillon, 2013**

1. La première source mentionnée est la référence principale dans laquelle la VTR potentielle a d'abord été publiée. Dans les sources mentionnées ensuite, on a aussi sélectionné ou cité une VTR potentielle, mais qui n'a pas été calculée par les auteurs.

Comme il a été mentionné précédemment, la VTR sélectionnée comporte des limites. Cependant, il existe peu de données sur la toxicité du xylène pour les oiseaux. En l'absence d'une solution de rechange adéquate, la VTR sélectionnée peut être utilisée en tant que valeur par défaut dans le cadre

du PASCF. Il convient toutefois de prendre en considération ces lacunes importantes, particulièrement dans les sites où cette substance pose le principal risque.



Suggestions pour améliorer les futures VTR

La VTR par défaut sélectionnée se base sur une DSENO non limitée, ce qui n'est habituellement pas recommandé pour l'établissement de VTR dans le cadre du PASCF (2010b), car celle repose sur des essais de toxicité qui n'ont révélé aucun effet indésirable à aucune des doses testées. Ainsi, il est possible que cette VTR soit trop conservatrice pour les sites du PASCF. En outre, il n'y a aucune donnée supplémentaire pouvant être utilisée pour considérer ces VTR dans un contexte plus large comprenant plusieurs espèces, paramètres ou conditions d'exposition que l'on retrouve dans l'environnement. La réalisation de nouvelles recherches documentaires pour obtenir des données toxicologiques supplémentaires pourrait contribuer à compléter l'ensemble de données disponible qui est actuellement limité et à améliorer de futures évaluations des effets du xylène sur les oiseaux. L'utilisation de la méthode de calcul des VTR recommandée dans le cadre du PASCF pourrait aussi contribuer aux futurs efforts visant à établir une VTR (*Document d'orientation sur l'évaluation du risque écotoxicologique - Module 2*). La méthodologie basée sur la dose-réponse pourrait notamment rehausser l'utilité de l'information toxicologique existante ou supplémentaire en ce qui concerne une gamme de paramètres, d'études et d'espèces. D'autres types de renseignements (p. ex. données sur les résidus dans les tissus) pourraient aussi faire l'objet de recherches en vue de compléter et d'améliorer encore davantage les évaluations des risques pour les oiseaux réalisées selon une approche fondée sur le poids de la preuve.

Hydrocarbures pétroliers [HCP]

Récepteur : Oiseaux

VTR sélectionnée = 125 mg/kg mc/j (total des HCP)
Source : Szaro (1977)
Classe : C

Base de la VTR sélectionnée

La VTR sélectionnée se fonde sur une étude toxicologique réalisée par Szaro (1977), qui consistait à exposer 50 canetons malards à du pétrole brut par voie alimentaire durant huit semaines (56 jours). Cette VTR est fondée sur une DSENO associée à un poids accru du foie par rapport à la référence. Ce paramètre a été le plus sensible de tous les paramètres mesurés dans l'étude de Szaro (1977; les autres paramètres évalués étant le masse corporelle et le poids de la rate de l'animal). Cette VTR est calculée en présumant que les concentrations indiquées dans l'étude de Szaro (1977) en parties par million (ppm) de pétrole brut dans l'alimentation des canetons sont exprimées sur une base matière sèche (plutôt que sur une base volumétrique des liquides). De plus, les concentrations alimentaires indiquées dans l'étude de Szaro (1977) ont été converties de ppm de pétrole brut par voie alimentaire en unités de mg/kg mc/j en multipliant la concentration alimentaire (en ppm) par le taux d'ingestion chez le mallard (0,05 kg/p.c./j; PASCF, 2012b). Les niveaux de traitement dont il est question dans l'étude de Szaro (1977) étaient de 250, 2500, 25 000 et 50 000 ppm de pétrole brut dans l'alimentation, avec la VTR sélectionnée de 125 mg/kg mc/j calculée à partir d'un niveau de traitement de 2500 ppm.

Avantages de la VTR sélectionnée

L'étude toxicologique sous-jacente a exposé des oiseaux aux HCP par voie alimentaire, ce qui est très similaire à la façon dont des oiseaux pourraient être exposés aux HCP dans l'environnement. En effet, des canetons malards ont été exposés à des HCP par des aliments contaminés avec des produits pétroliers bruts. Aucun facteur d'incertitude ni échelle allométrique n'a été utilisé pour le calcul de la présente VTR, ce qui limite les incertitudes associées à cette VTR.

Limites de la VTR par défaut recommandée

Cette VTR se fonde sur une seule étude portant sur une seule espèce aviaire. Il est donc impossible de quantifier l'incertitude posée par cette VTR relativement à la variation naturelle des réactions biologiques à l'exposition aux HCP entre différents types d'oiseaux. Dans une ERE, l'extrapolation d'un effet à partir d'une seule étude entraîne une certaine incertitude au niveau de l'évaluation des effets potentiels sur une population. Le paramètre sur lequel cette VTR est fondée (c.-à-d., la modification du poids du foie) a une pertinence incertaine pour les paramètres de survie, de reproduction et de croissance, lesquels sont habituellement les paramètres de choix qu'utilisent les ERE pour le calcul de VTR propres à la faune. Cette VTR est fondée sur une DSENO, ce qui est moins souhaitable qu'une VTR présentant un niveau d'effet quantifié. Une certaine incertitude découle également de la sélection d'une VTR à partir d'une étude de toxicité dans laquelle la dose est fondée sur une échelle logarithmique; les niveaux de traitement expérimentaux supérieurs et inférieurs à la VTR sélectionnée étaient de 0,025 % et de 2,5 % de pétrole brut dans l'alimentation (ou 12,5 et 1 250 mg/kg mc/j).De plus, on ignore jusqu'à quel point cette VTR peut être appliquée à des HCP de compositions et de types différents, car les HCP légers sont habituellement considérés comme étant plus toxiques que ceux plus lourds.

Évaluation des VTR potentielles

Tableau A.54. Valeurs toxicologiques de référence (VTR) potentielles des hydrocarbures pétroliers (HCP) totaux pour les oiseaux.

VTR potentielle (mg/kg mc/j)	Source (Voir la section 3 Références)
40	Patton et Dieter (1980)
125	**Szaro (1977)**
1250	Szaro (1977)
2500	Szaro (1977)
2990	Harvey *et al.* (1982)

Cinq VTR des HCP pour les oiseaux ont été évaluées en tant que valeurs par défaut potentielles dans le cadre du PASCF. La VTR la plus faible (40 mg/kg mc/j; Patton et Dieter, 1980) se fondait sur une DSENO sur la croissance des canards malards exposés à un mélange d'HAP et d'HCP par voie alimentaire. Elle n'a toutefois pas été sélectionnée en tant que valeur par défaut aux fins du PASCF parce que l'étude toxicologique sous-jacente contenait certaines variables qui portaient à confusion, notamment la perte de poids durant l'étude, qui était associée à l'évitement alimentaire plutôt qu'à l'exposition aux HCP.

La VTR la plus élevée (2990 mg/kg mc/j; Harvey *et al.*, 1982) tenait compte d'une DMENO sur la reproduction (le paramètre était le taux de ponte) de canards malards exposés à du pétrole brut par voie alimentaire durant 30 semaines. Cependant, elle n'a pas non plus été sélectionnée en tant que valeur par défaut aux fins du PASCF parce qu'elle était associée à une réduction de 90 % à 95 % du taux de ponte, ce qui constitue un effet trop important pour procurer une protection correspondant à des effets minimes à faibles. De plus, certaines lacunes du plan de l'étude toxicologique sous-jacente avaient des implications incertaines pour le processus d'établissement d'une VTR.

Les trois autres VTR reposaient sur la même étude toxicologique, soit celle de Szaro (1977), qui est également citée dans l'annexe VI du CCME (2010). Chacune de ces trois VTR représente des niveaux de traitement expérimentaux (c.-à-d., des DSENO/DMENO pour divers paramètres). La VTR la plus élevée des trois, soit 50 000 ppm (ou 5 %) de pétrole brut par voie alimentaire de l'étude de Szaro (1977;) et établie à 2 500 mg/kg mc/j (à l'aide du taux d'ingestion de 0,05 kg/p.c./j du PASCF, 2012b) représente la DMENO associée au masse corporelle. Des effets importants par rapport au groupe témoin sur le poids du foie et de la rate ont également été signalés à ce niveau de traitement. Cette valeur a été rejetée en tant que valeur par défaut du PASCF car elle avait été calculée à partir d'une DMENO sur le paramètre de la croissance qui était associée à un niveau d'effet de 18 %. Des données de l'étude toxicologique sous-jacente suggéraient également que cette dose pourrait produire des effets sur d'autres paramètres pertinents (c.-à-d. paramètres de reproduction) qui se révéleraient trop importants pour procurer une protection correspondant à des effets minimes à faibles. En outre, Szaro (1977) a relevé un retard de croissance des plumes à cette dose élevée, ce qui pourrait être pertinent pour les populations ou les individus dans une ERE propre à un site. La VTR de 1250 mg/kg mc/j tirée de l'étude de Szaro (1977) est dérivée du niveau de traitement de 25 000 ppm (ou 2,5 %) et représente la DSENO de l'expérience associée au masse corporelle, tout comme la DMENO associée au poids du foie et de la rate. La plus faible de ces VTR, établie à 2500 ppm (ou 0,25%) de pétrole brut par voie alimentaire dans l'étude de Szaro (1977) et calculée à 125 mg/kg mc/j, représente la DSENO pour tous les paramètres. Elle a été sélectionnée de façon conservatrice en tant que VTR par défaut aux fins du PASCF, tel que décrit ci-dessus. Les trois VTR tirées de l'étude de Szaro (1977) partagent plusieurs incertitudes et suppositions quant à leur interprétation. D'abord, les VTR tirées de l'étude de Szaro

(1977) sont indiquées dans la présente en supposant que les concentrations présentées dans l'étude de Szaro (1977) en unité de ppm de pétrole brut dans l'alimentation sont exprimées sur la base matière sèche. Les unités ppm peuvent également être interprétés sur une base volumétrique liquide, dans quel cas la densité du pétrole brut devrait être intégrée dans la conversion d'unités ppm en mg/kg mc/j. Ensuite, ces VTR sont calculées selon un taux d'ingestion qui utilise le masse corporelle moyen d'un canard adulte (conformément au PASCF, 2012b), alors que les tests de toxicité ont été réalisés sur des juvéniles. Dans les cas où les juvéniles sont exposés en qualité du sujets, il est difficile d'utiliser les doses pour mesurer l'exposition étant donné que leur masse corporelle change. Ainsi, il pourrait être préférable de recourir à la concentration du produit dans l'alimentation. Les trois VTR de l'étude de Szaro (1977) partagent également certains avantages, en ce sens qu'elles sont fondées sur des données de toxicité du pétrole brut, un mélange complexe de contaminants, et qu'elles peuvent ainsi être utilisées pour évaluer les risques associés à une exposition à des concentrations totales d'HPC dans une ERE En dernier lieu, la VTR de 700 mg/kg mc/j a été sélectionnée pour le total des HCP, car elle a été établie à partir de données toxicologiques portant sur le pétrole brut. Si cette valeur était appliquée aux sous-fractions du total des HCP, il est possible que l'effet cumulatif de toutes ces sous-fractions entraîne un niveau d'effet supérieur à 20 % sur lequel repose la VTR.

Suggestions pour améliorer les futures VTR

Il est reconnu qu'il y a généralement peu de données disponibles pour calculer les VTR relatives aux hydrocarbures en vrac propres à la faune, tel qu'indiqué par CCME (2008). La réalisation de nouvelles recherches documentaires pour obtenir des données toxicologiques supplémentaires pourrait contribuer à compléter l'ensemble de données disponible qui est actuellement limité et à améliorer de futures évaluations des effets. En effet, il existe actuellement peu de données qui permettent de considérer ces VTR dans un contexte plus large comprenant plusieurs espèces, paramètres ou conditions d'exposition que l'on retrouve dans l'environnement. L'utilisation de la méthode de calcul des VTR recommandée dans le cadre du PASCF pourrait contribuer aux futurs efforts visant à établir une VTR (*Document d'orientation sur l'évaluation du risque écotoxicologique - Module 2*). Compte tenu de la quantité limitée de données toxicologiques disponibles et des incertitudes et complexités associées aux mélanges complexes d'HPC, d'autres types de renseignements (p. ex. données fondées sur les résidus dans les tissus) pourraient aussi faire l'objet de recherches en vue de compléter et d'améliorer encore davantage les évaluations des risques réalisées selon une approche fondée sur le poids de la preuve.

Biphényles polychlorés [BPC]

Récepteur : Oiseaux

VTR sélectionnée = 2,3 ng ET/kg mc/j
Source : CCME, 2001a
Classe : C

Base de la VTR sélectionnée

Cette VTR sert également de base aux *Recommandations canadiennes pour les résidus dans les tissus : protection des espèces fauniques consommant le biote aquatique* (CCME, 2001a) actuellement en vigueur. Tous les détails relatifs au calcul de cette valeur sont fournis dans le document du CCME (2001a). Il incombe de souligner que la VTR relative aux BPC est exprimée en **nanogrammes (ng) d'équivalents toxiques (ET)/kg mc/j**. Cette VTR se base sur la moyenne géométrique de la DSENO et de la DMENO sur la croissance de poulets de poules Leghorn exposées à des BPC par voie alimentaire (Lillie *et al.*, 1974). L'étude menée par Lillie *et al.* (1974) a été choisie comme base des recommandations pour les résidus dans les tissus établies par le CCME (2001a), car il s'agissait de la plus sensible parmi un ensemble d'études pertinentes. Le CCME (2001a) a aussi noté que les poulets de poules Leghorn pourraient être de 10 à 1000 fois plus sensibles à l'exposition que d'autres espèces aviaires (p. ex. oiseaux de proie). Cette VTR est donc susceptible de protéger un vaste éventail d'oiseaux pouvant se trouver dans les sites contaminés fédéraux.

Avantages de la VTR sélectionnée

L'étude toxicologique a été choisie parmi un ensemble de travaux portant sur un éventail d'espèces (p. ex. poulets, faisans, crécerelles, et cailles). La VTR correspondante est donc susceptible de protéger une variété d'espèces aviaires dans les sites contaminés fédéraux. Aucun facteur d'incertitude n'a été appliqué pour tenir compte de la variation de la sensibilité entre les membres de différentes espèces. Cette VTR se fonde également sur un paramètre de reproduction pertinent (la croissance de la descendance d'adultes ayant été exposés aux BPC par voie alimentaire). Des facteurs d'équivalence toxique (FET) ont été appliqués à cette valeur, ce qui est unique aux VTR des BPC. Cette pratique est recommandée par l'Organisation mondiale de la Santé (Van den Berg *et al.*, 1998) afin de permettre la comparaison des valeurs de toxicité de mélanges de BPC présentant différentes compositions de congénères (se reporter au document du CCME de 2001a pour obtenir une description des FET et de leur application à cette VTR).

Limites de la VTR par défaut recommandée

L'ampleur de l'effet associée à cette VTR n'a pas été quantifiée, puisque la VTR a été établie en calculant la moyenne géométrique de la DSENO et de la DMENO. La DMENO utilisée pour calculer la moyenne géométrique sur laquelle repose la VTR sélectionnée est associée à une réduction de 10 % de la croissance des poulets, ce qui est suffisant pour procurer un niveau de protection correspondant à des effets minimes à faibles. La DSENO utilisée pour calculer la moyenne géométrique sur laquelle repose cette VTR a été calculée en divisant cette DMENO par 5,6. Par conséquent, l'ampleur de l'effet associée à cette VTR est incertaine. Étant donné qu'il peut être compliqué de caractériser les effets d'un mélange complexe, cette VTR est axée sur la toxicité des congénères de BPC à structure coplanaire, lesquels partagent un mode d'action similaires (CCME, 2001a). Cependant, il est reconnu que les autres congénères de BPC (c.-à-d., les congénères de BPC à structure non coplanaire) peuvent être omis par cette approche. Si, en plus des BPC, des dioxines et des furanes sont également des contaminants d'intérêt sur le site, il est recommandé de tenir compte des BPC en plus des dioxines et

des furanes (conformément au document du CCME, 2001a) puisque ces groupes chimiques partagent un mode d'action commun.

Évaluation des VTR potentielles

Tableau A.55. Valeurs toxicologiques de référence (VTR) potentielles des biphényles polychlorés (BPC) pour les oiseaux.

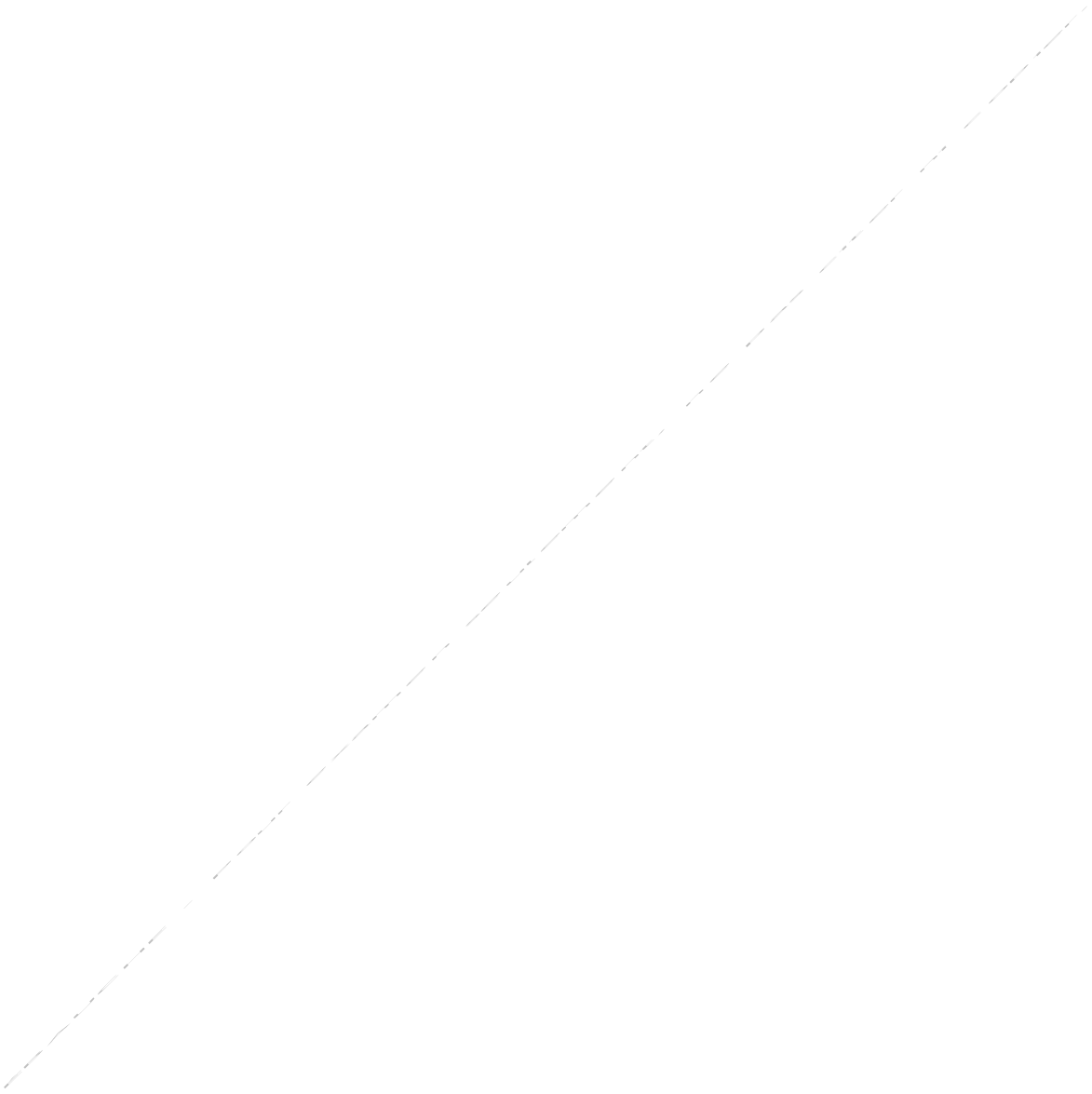
VTR potentielle (ng ET/kg mc/j)	Source (Voir la section 3 Références)
2,3	**CCME, 2001a**

D'autres VTR propres aux mélanges spécifiques de BPC ont été présentées dans diverses sources. Par exemple, le CEAEQ (2012) présente des VTR pour les oiseaux fondées sur la toxicité de l'Aroclor 1254; et Sample *et al.* (1996) présente des VTR propres aux oiseaux pour les Aroclors 1242 et 1254. Toutefois, ces VTR, tout comme d'autres, n'ont pas été prises en considération en qualité de VTR candidates ni incluses dans le tableau A.55 ci-dessus car la comparaison de données toxicologiques portant sur des mélanges de BPC de compositions différentes est un exercice incertain et complexe. Les congénères de BPC varient de plusieurs ordres de magnitude, les uns par rapport aux autres, quant à leur toxicité (CCME, 2001a). Ainsi, différents mélanges composés de congénères différents présenteront une toxicité différente. Généralement, la toxicité aiguë des BPC pour les oiseaux augmente avec l'augmentation de la chloration, ce qui est l'inverse de la relation observée chez les mammifères (CCME, 2001a). Les doses estimées pour la toxicité des BPC, tel qu'indiqué dans l'Annexe XIII d'Environnement Canada (2001) allaient de 0,34 mg/kg mc/j à 958 mg/kg mc/j pour une multitude de mélanges de BPC, d'espèces (p. ex., poulets, canards, hiboux et crécelles), de paramètres (p.ex., reproduction, survie) et de niveaux d'effet (allant de DSENO à des effets de haut niveau, comme des CL_{50}). La VTR sélectionnée du CCME (2001a) était la seule disponible qui évaluait les données sur la toxicité d'une variété de mélanges de BPC de différentes compositions grâce à la mise en œuvre d'une approche reposant sur l'équivalence de la toxicité (Van den Berg *et al.*, 1998).

Suggestions pour améliorer les futures VTR

Une vaste gamme de données sur la toxicité des BPC pour les oiseaux sont disponibles, mais il n'existe aucune VTR des BPC pour les oiseaux qui intègre des données toxicologiques de multiples études. Par conséquent, les futures évaluations des effets des BPC pourraient être améliorées grâce à l'application aux données toxicologiques existantes sur les BPC de la méthode de calcul des VTR qui a été recommandée dans le cadre du PASCF (PASCF, 2010b). . Compte tenu de la complexité des mélanges de BPC, il incombe de choisir judicieusement la VTR en fonction du site. Compte tenu, également, des complexités et des incertitudes, uniques associées à l'évaluation des mélanges complexes de BPC, la caractérisation des effets (et l'évaluation des risques globaux) peut être améliorée en tenant compte d'une gamme d'études de toxicité pertinentes aux récepteurs et aux mélanges de BPC présents sur le site. Par exemple, l'exploration graphique des données disponibles sur les doses-réponses et la quantification de l'ampleur de l'effet) se rapportant à différentes études toxicologiques, espèces, paramètres et mélanges (p. ex., les méthodes illustrées dans les travaux de Hill *et al.*, 2014) améliorera vraisemblablement la caractérisation des effets globaux et l'évaluation dans le cadre d'une ERE, surtout par rapport au fait de s'en remettre à une seule VTR. Ce type d'approche pour l'évaluation des effets (p. ex., tel que décrit dans Hill *et al.*, 2014) constitue une solution de rechange à une approche fondée sur une seule VTR, et elle est considérée comme étant conforme à l'orientation du PASCF en matière de VTR (PASCF, 2012b) et aux directives sur l'ERE (PASCF, 2010). D'autres types de

renseignements, comme sur les effets mesurés en fonction de la concentration dans l'alimentation ou dans les tissus, pourraient aussi faire l'objet de recherches en vue de compléter et d'améliorer encore davantage les évaluations des risques des BPC pour l'environnement, selon une approche fondée sur le poids de la preuve.



Dibenzodioxines polychlorées (DDPC) et dibenzofuranes polychlorés (DFPC) [dioxines et furanes]

Récepteur : oiseaux

VTR sélectionnée =4,47 ng ET/kg mc/j
Source : CCME, 2001b
Classe : C

Base de la VTR sélectionnée

Cette VTR sert également de base aux Recommandations canadiennes pour les résidus dans les tissus : protection des espèces fauniques consommant le biote aquatique (CCME, 2001a) actuellement en vigueur (veuillez vous reporter au document du CCME [2001] pour obtenir des renseignements complets sur le calcul de cette valeur sélectionnée à titre de VTR par défaut dans le cadre du PASCF). Il incombe de préciser que la VTR relative aux dioxines et aux furanes est exprimée en **nanogrammes (ng) d'équivalents toxiques (ET)/kg mc/j**. Cette VTR se base sur la moyenne géométrique de la DSENO (0,014 µg/kg mc/j) et de la DMENO (0,14 µg/kg mc/j) pour la production d'œufs et la mortalité des embryons chez le Faisan de Colchide exposés chaque semaine pendant 7 semaines (Nosek *et al.*, 1992). L'étude (Nosek *et al.*, 1992) a été choisie comme base des recommandations pour les résidus dans les tissus établies par le CCME (2001b), car il s'agissait de la plus sensible parmi un ensemble d'études pertinentes, y compris une DJA (42,4 ng ET/kg mc/j) pour le poulet Leghorn blanche dans le CCME 2001b, bien que le CCME 2001a mentionnait également que les poulets Leghorn blanche pourraient être intrinsèquement dix fois plus sensibles à une exposition aux DDPC/DFPC que les autres espèces aviaires.

Avantages de la VTR sélectionnée

L'étude toxicologique a été choisie à la lumière d'un vaste ensemble d'études toxicologiques portant sur un éventail d'espèces (p. ex., poulets, colombes, canards, cailles, hérons et sternes). La VTR correspondante est donc susceptible de protéger une variété d'espèces aviaires dans les sites contaminés fédéraux. Cette VTR se fonde également sur un paramètre de reproduction pertinent (production d'œufs et survie de l'embryon). Des facteurs d'équivalence toxique (FET) ont été appliqués à cette valeur, ce qui est unique aux VTR des DDPC/DFPC. Cette pratique est recommandée par l'Organisation mondiale de la Santé (Van den Berg *et al.*, 1998), afin de permettre la comparaison directe des valeurs de toxicité de mélanges de DDPC/DFPC présentant différentes compositions de congénères (se reporter au document du CCME 2001b pour obtenir une description des FET et de leur application à cette VTR).

Limites de la VTR par défaut recommandée

L'ampleur de l'effet associée à cette VTR n'a pas été quantifiée, puisque cette dernière a été établie en calculant la moyenne géométrique de la DSENO et de la DMENO. De plus, les niveaux d'effets associés à la DSENO et à la DMENO sous-jacentes à cette VTR ne sont pas indiqués dans le document du CCME CCME (2001b). Par conséquent, l'ampleur de l'effet associée à cette VTR est incertaine. Un facteur d'incertitude de 10 a été appliqué afin d'apporter les ajustements requis suite à la transformation d'une exposition sous-chronique à une exposition chronique dans l'étude toxicologique sous-jacente et de tenir compte des voies d'exposition et des différences de sensibilité entre les espèces. L'application de facteurs d'incertitude pour corriger des éléments du plan d'expérience n'est

généralement pas recommandée dans le cadre du PASCF. Étant donné que la caractérisation des effets de mélanges complexes peut se révéler ardue, la présente VTR est axée sur la toxicité des congénères des DDPC et des DFPC substitués en 2,3,7,8, lesquels ont un mode d'action similaire et qui, l'on estime, sont à l'origine d'une grande partie, voire de la totalité, de la toxicité des dioxines et des furanes (CCME, 2001b). Cependant, il est reconnu que cette approche pourrait omettre d'autres dioxines et furanes, et que la toxicité de celles-ci n'est pas très étudiée. Si le site d'intérêt contient des BPC ainsi que des dioxines et des furanes, ces groupes de produits chimiques devraient faire l'objet d'une évaluation conjointe compte tenu du mode d'action commun entre les congénères de BPC à structure coplanaire et des DDPC et les DFPC substitués en 2,3,7,8.

Évaluation des VTR potentielles

Tableau A.56. Valeurs toxicologiques de référence (VTR) potentielles des dioxines et des furanes pour les oiseaux

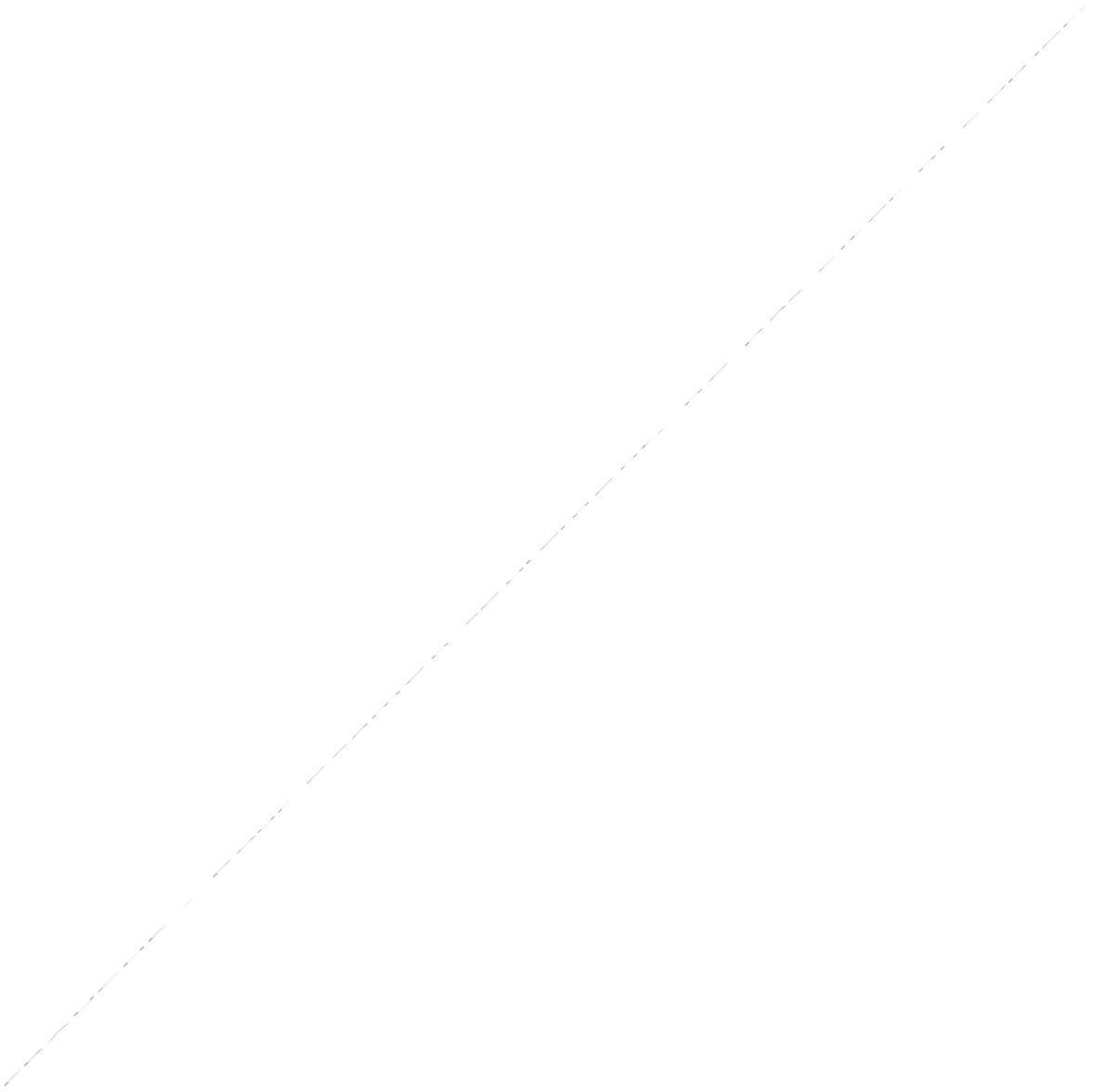
VRT potentielle (ng ET/kg mc/j)	Source (voir la section 3 Références)
4,47	**CCME, 2001b**

La VTR sélectionnée compte divers avantages et limites (voir ci-dessus). Elle a été présentée par le CCME (2001b) suite à un examen détaillé des données toxicologiques disponibles et elle peut donc être utilisée en qualité de valeur par défaut dans le cadre du PASCF. Le CCME (2001b) résume également un ensemble élargi de données toxicologiques disponibles pour les DDPC et les DFPC. En raison des incertitudes inhérentes à l'évaluation de la toxicité d'un mélange de produits chimiques, p. ex., un mélange contenant des DDPC/DFPC (incertitudes qui s'ajoutent aux autres limitations génériques des VTR), il convient de tenir compte du plus vaste ensemble de données possible (p. ex., tel que résumé dans CCME, 2001b) en fonction du site lorsque l'on choisit une VTR ou une méthode d'évaluation des effets la plus adaptée à des récepteurs spécifiques et ce, surtout lorsque le risque inhérent à un site découle de la présence de ce contaminant.

Suggestions pour améliorer les futures VTR

Les données relatives à la toxicité des BPC chez les oiseaux sont quelque peu limitées, et la plupart portent sur la 2,3,7,8-TCDD (CCME, 2001b). Les futures évaluations des effets des dioxines et des furanes pourraient tirer profit de l'application de la méthode de calcul recommandée dans le cadre du PASCF (PASCF, 2010b) aux données existantes sur la toxicité des DDPC et des DFPC. Compte tenu de la complexité accrue des mélanges, il faudra choisir judicieusement la VTR en fonction du site pour les DDPC/DFPC. Compte tenu de la complexité et des incertitudes uniques à l'évaluation de mélanges complexes de DDPC/DFPC, la caractérisation des effets (et l'évaluation globale des risques) pourrait être améliorée en tenant compte d'une gamme d'études de toxicité pertinentes aux récepteurs et aux congénères de dioxines et de furanes qui se trouvent sur le site concerné. Par exemple, l'exploration graphique des données disponibles sur les doses-réponses et la quantification de l'ampleur de l'effet) se rapportant à différentes études toxicologiques, espèces, paramètres et mélanges (p. ex., les méthodes illustrées dans les travaux de Hill *et al.*, 2014) améliorera vraisemblablement la caractérisation des effets globaux et l'évaluation dans le cadre d'une ERE, surtout par rapport au fait de s'en remettre à une seule VTR. Ce type d'approche pour l'évaluation des effets (p. ex., tel que décrit dans Hill *et al.*, 2014) constitue une solution de rechange à une approche fondée sur une seule VTR, et elle est considérée comme étant conforme à l'orientation du PASCF en matière de VTR (PASCF, 2012b) et aux directives sur l'ERE (PASCF, 2010). D'autres types de renseignements, comme sur les effets mesurés en fonction de la concentration dans l'alimentation ou dans les tissus, pourraient aussi faire

l’objet de recherches en vue de compléter et d’améliorer encore davantage les évaluations des risques des dioxines et des furanes pour l’environnement, selon une approche fondée sur le poids de la preuve.



ANNEXE B : MÉTHODES D'ÉVALUATION ET DE SÉLECTION AUX VALEURS TOXICOLOGIQUES DE RÉFÉRENCE

B.1. Sources et compilation aux valeurs toxicologiques de référence

Pour recommander une VTR par défaut en vue de son utilisation dans les sites du PASCF, des VTR potentielles ont été collectées dans des travaux réalisés précédemment dans le cadre de ce programme ainsi que dans d'autres documents de référence. Ces ressources sont consignées dans le tableau 1 du *Document d'orientation sur l'évaluation du risque écotoxicologique - Module 2 : Sélection ou élaboration de valeurs toxicologiques de référence propres à un site* (PASCF, 2010b). Un sommaire des méthodes et des caractéristiques générales associées à chacune des VTR établies ou consignées dans chacune de ces sources est présenté à l'**annexe C**. D'autres VTR ont aussi été obtenues auprès de groupes de travail fédéraux relatifs au PASCF et aux sites contaminés, ainsi qu'auprès d'autres spécialistes des ERE portant un intérêt envers le PASCF et les ERE. De la documentation spécialisée et d'autres rapports publics (p. ex. évaluations des risques réalisées en vertu de la Superfund) ont aussi été évalués afin de trouver d'autres VTR potentielles qui pourraient être utilisées à titre de valeur par défaut aux fins du PASCF.

Toutes les VTR potentielles tirées de ces sources ont été réunies pour deux groupes de récepteurs, soit les mammifères et les oiseaux, ainsi que pour cinq groupes de contaminants : quinze métaux, sept hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), des composés organiques volatils (benzène, toluène, éthylbenzène, xylène – connus collectivement comme « BTEX »), des fractions d'hydrocarbures pétroliers (HCP) (F1, F2, F3, F4, et total des HCP), ainsi que les biphényles polychlorés (BPC).

B.2. Méthodologie d'évaluation aux valeurs toxicologiques de référence

Les VTR potentielles pour chaque récepteur et contaminant (p. ex. VTR du plomb pour les mammifères) ont été évaluées par rapport à un ensemble de dix critères précis afin de déterminer dans quelle mesure chaque valeur est conforme au niveau de protection attendu pour une valeur par défaut dans les sites visés par le PASCF, de même que par rapport aux lignes directrices concernant la méthode de calcul recommandée dans le cadre de ce dernier (PASCF, 2010b). Ces critères et ces méthodes d'évaluation sont décrits en détail dans le tableau B1. Les dix critères d'évaluation utilisés ont été réunis dans une matrice créée au moyen de Microsoft Excel et chaque VTR potentielle a été évaluée par rapport à chacun de ceux-ci pour en déterminer les avantages et les limites. (Les matrices en format Excel pour chaque contaminant et récepteur peuvent être obtenues sur demande auprès d'Environnement et Changement climatique Canada). La VTR potentielle qui présentait le plus d'avantages et le moins de limites a été sélectionnée en tant que VTR par défaut aux fins du PASCF. Dans les cas où plusieurs VTR étaient considérées comme également adéquates, la valeur la plus faible a été sélectionnée conformément à une approche conservatrice pour le PASCF, et ce, jusqu'à ce que de futures recherches permettent d'éclairer les incertitudes posées par les VTR similaires et de résoudre les divergences entre celles-ci.

Le PASCF reconnaît qu'il n'existe probablement aucune VTR entièrement conforme aux dix critères d'évaluation. Cependant, chacune des VTR évaluées peut présenter ses propres avantages et limites. Il convient aussi de tenir compte que certaines des VTR potentielles qui ont été évaluées en vue de sélectionner une valeur par défaut aux fins du PASCF pourraient avoir été établies sans suivre les recommandations contenues dans les lignes directrices contenant la méthode de calcul recommandée dans le cadre de celui-ci (PASCF, 2010b). À titre d'exemple, les lignes directrices recommandent d'éviter l'utilisation d'une échelle allométrique et de facteurs d'incertitude génériques. De plus, les VTR fondées sur des DSENO et des DMENO sont limitées en partie parce que l'ampleur de l'effet qui y est associée est inconnue. Bien que ces méthodes soient généralement découragées pour l'établissement de nouvelles VTR, le PASCF reconnaît qu'il peut exister des lacunes importantes au chapitre des données existantes, et que les VTR qui sont facilement accessibles ou qui ont été publiées pourraient reposer sur ces méthodes. En tous cas, la VTR par défaut sélectionnée devrait être la meilleure valeur disponible à l'heure actuelle.

Seules les VTR établies et facilement accessibles ont été évaluées dans le cadre de ce projet. Aucune nouvelle valeur n'a été établie à l'aide de données toxicologiques brutes. Ce projet dépendait donc de l'évaluation de la qualité et de l'examen des données réalisés dans les sources originales des VTR. L'évaluation de la qualité et l'examen des données dépassent la portée de ce projet. Par conséquent, si l'auteur de l'étude dont est tirée une VTR (p. ex. l'ensemble de données de l'USEPA) a considéré que les données toxicologiques étaient de qualité suffisante pour les inclure dans son ensemble de données, ce jugement a été respecté dans le cadre de l'évaluation des VTR effectuée dans le cadre de ce projet.

Chaque paire de contaminants et de récepteurs a été classée dans l'une ou l'autre des catégories suivantes selon, d'une part, sa conformité aux lignes directrices sur le calcul des VTR du PASCF et, d'autre part, le niveau de confiance envers la pertinence de la VTR à titre de valeur par défaut pour les sites contaminés fédéraux :

Classe A : La VTR est recommandée en tant que valeur par défaut dans le cadre du PASCF et est globalement conforme aux lignes directrices du PASCF concernant l'établissement de VTR. Elle est jugée très fiable en tant que valeur par défaut pour les sites contaminés fédéraux.

Classe B : La VTR est recommandée en tant que valeur par défaut dans le cadre du PASCF, mais s'éloigne occasionnellement des lignes directrices du PASCF concernant l'établissement de VTR. Elle est jugée assez fiable en tant que valeur par défaut pour les sites contaminés fédéraux.

Classe C : La VTR est recommandée en tant que valeur par défaut dans le cadre du PASCF, mais s'éloigne grandement des lignes directrices du PASCF concernant l'établissement de VTR. Elle est jugée peu fiable en tant que valeur par défaut pour les sites contaminés fédéraux.

AA Aucune adéquate. Aucune VTR n'a été recommandée pour servir de valeur par défaut dans le cadre du PASCF, car aucune VTR n'a été considérée comme adéquate en regard des critères de celui-ci.

AD Aucune disponible. Aucune VTR n'a été recommandée pour servir de valeur par défaut dans le cadre du PASCF, car aucune VTR n'était disponible aux fins d'évaluation.

Les VTR sélectionnées dans ces trois catégories peuvent être utilisées à l'intérieur des sites visés par le PASCF. Les VTR qui ont été évaluées, mais qui n'ont pas été sélectionnées (voir l'**annexe A** pour connaître les valeurs n'ayant pas été sélectionnées) ne pourront pas être utilisées comme valeurs par défaut dans les sites du PASCF. La sélection d'une VTR appartenant à l'une ou l'autre de ces classes n'empêche aucunement de prendre en considération d'autres VTR n'ayant pas encore été évaluées, particulièrement si elles ne présentent pas les limites signalées pour les contaminants et les récepteurs dans l'**annexe A**. En outre, la sélection d'une VTR ne fait pas obstacle à l'établissement de VTR propres à un site conformément aux lignes directrices du PASCF (PASCF, 2010b).

Tableau B.1. : Méthode et critères utilisés pour évaluer les VTR par rapport aux lignes directrices et aux objectifs du PASCF.

Critère d'évaluation		*Méthode d'évaluation*
1.	La VTR se fonde-t-elle sur de multiples études toxicologiques provenant de sources fiables? Sélectionnez l'une des réponses suivantes : <5 études, ≥ 5 études, Je ne sais pas.	Une VTR devrait reposer sur les meilleures données disponibles. Cependant, les données fiables et solides sur la toxicité pour la faune contenues dans la littérature publiée s'avèrent généralement très limitées. De plus, les nouvelles études sur la faune sont habituellement publiées au compte-goutte. Ainsi, une VTR peut être établie sur la base d'une seule ou de quelques études qui déterminent la dose ou concentration, ainsi que l'ampleur de l'effet, mais sans quantifier la relation sous-jacente. Les VTR se fondant sur de multiples études toxicologiques sont idéales, mais elles ne sont pas toujours disponibles. Cette question devrait être évaluée à la lumière des études utilisées pour calculer la VTR. À titre d'exemple, si quinze études ont été prises en considération, mais que la VTR sélectionnée au terme du processus est une dose sans effet nocif observé (DSENO) provenant d'une étude en particulier, veuillez sélectionner « ≥ 5 études ». S'il existe un doute quant au nombre d'études prises en considération dans le calcul de la VTR, veuillez sélectionner « Je ne sais pas ».
2.	La VTR se fonde-t-elle sur des méthodes dose-réponse ou basées sur une DMENO ou une DSENO? *Sélectionnez l'une des réponses suivantes :* *Dose-réponse,* *DMENO ou DSENO.*	La méthode privilégiée pour le calcul des VTR consiste à utiliser des données dose-réponse ou exposition-réponse provenant d'études ayant permis de tester l'exposition à de multiples doses ou concentrations, et dont l'ampleur de l'effet ou la relation dose-réponse ou exposition-réponse a été quantifiée. Cependant, pour de multiples substances, les données toxicologiques actuellement disponibles ne sont pas suffisamment solides, ce qui nuit à l'établissement de VTR. Comme de nombreuses études toxicologiques contiennent des VTR fondées sur des DSENO et des DMENO, celles-ci sont utilisées couramment lorsque l'emploi de méthodes dose-réponse n'est pas faisable ou possible. Parmi les principales critiques visant les VTR établies à l'aide de méthodes basées sur une DMENO ou une DSENO, mentionnons les suivantes : elles ne sont pas intrinsèquement liées à des seuils biologiques appropriés; elles ne fournissent aucune information sur l'ampleur de l'effet réellement observée dans les études sources; elles ne représentent pas nécessairement une dose « sans effet » (c.-à-d. elles reflètent seulement les concentrations expérimentales utilisées dans le cadre de l'étude et sont fortement influencées par des facteurs relatifs à l'efficacité statistique comme la méthodologie, le nombre d'animaux de laboratoire et la répétition); les études portant sur un petit nombre d'animaux de laboratoire sont plus susceptibles de surestimer la véritable dose « sans effet » (Brown et Erdreich, 1989); les DSENO et les DMENO peuvent dépendre du jugement de l'observateur; et ces dernières

Critère d'évaluation		Méthode d'évaluation
		peuvent omettre certains renseignements décrivant intégralement la relation dose-réponse pour se centrer sur un seul point de la courbe dose-réponse.
3.	Si la VTR repose sur une DMENO ou une DSENO, est-elle limitée ou non? *Sélectionnez l'une des réponses suivantes :* *Limitée,* *Non limitée,* *Mixte,* *Sans objet,* *Je ne sais pas*	Les valeurs limitées proviennent d'études qui font état tant d'une DSENO que d'une DMENO. Elles procurent généralement un certain niveau de certitude quant aux doses ou aux concentrations auxquelles des effets commencent à se manifester ou sous lesquelles aucun effet n'est observé. Les valeurs non limitées sont habituellement des DSENO ou des DMENO isolées tirées d'études qui ne contiennent que de l'information partielle sur la relation dose-réponse ou exposition-réponse à des doses ou concentrations plus faibles ou plus élevées. Les données toxicologiques limitées sont souvent privilégiées, car elles indiquent plus précisément la dose ou la concentration à laquelle des effets commencent à être observables. La réponse à cette question dépend du jugement et de l'interprétation de l'évaluateur. À titre indicatif, une VTR reposant sur une combinaison (d'environ 50 %) de valeurs limitées et non limitées peut être considérée comme « mixte ». Si des valeurs limitées ou non limitées prédominent (p. ex. > 75 %), veuillez sélectionner la réponse qui reflète cette majorité (« lLimitée » ou « Non limitée »). Si la VTR se base sur des données dose-réponse, veuillez sélectionner « Sans objet ». Si l'information fournie ne permet pas de le déterminer, veuillez sélectionner « Je ne sais pas ».
4.	Une échelle allométrique a-t-elle été utilisée pour extrapoler les valeurs de manière à tenir compte de variabilité de sensibilité interspécifique des espèces? *Sélectionnez l'une des réponses suivantes :* *Oui,* *Non,* *Je ne sais pas*	L'application d'une échelle allométrique constitue une méthode d'extrapolation toxicologique. Elle consiste à réaliser des calculs mathématiques simples afin de réduire ou d'augmenter la dose de contaminant selon la variation de la taille du corps entre différentes espèces. En effet, cette méthode repose sur le principe que la sensibilité des espèces est tributaire du taux métabolique basal, qui se rapporte à la masse corporelle. À titre d'exemple, des données sur la toxicité de l'arsenic pour les souris obtenues en laboratoire peuvent être extrapolées au moyen d'une échelle allométrique pour estimer la VTR de l'arsenic pour les cerfs, qui ont une masse corporelle plus élevée. L'application d'une échelle allométrique n'est pas toujours adéquate et ce, pour différentes raisons : des facteurs autres que le taux métabolique basal peuvent influer sur la sensibilité des espèces (p. ex. physiologie gastro-intestinale); des données suggèrent que l'efficacité du facteur d'échelle dépend souvent de l'utilisation de données de toxicité aiguë; et des données suggèrent que cette méthode d'extrapolation ne peut pas être appliquée à des espèces aviaires.

Critère d'évaluation		*Méthode d'évaluation*
5.	Des facteurs d'incertitude ont-ils été appliqués? *Sélectionnez l'une des réponses suivantes :* *Oui,* *Non,* *Oui, mais selon une justification scientifique rigoureuse,* *Je ne sais pas*	Des facteurs d'incertitude sont souvent appliqués aux VTR pour résoudre certaines incertitudes sous-jacentes, notamment en ce qui concerne l'extrapolation de données obtenues en laboratoire en vue d'une utilisation sur le terrain, ou de valeurs chroniques à partir de valeurs aiguës, ou d'un taxon à un autre. Les facteurs d'incertitude procurent une marge de sécurité supplémentaire lors de l'utilisation de données empiriques. Ils sont toutefois arbitraires et ne reposent sur aucune justification scientifique ou quantitative. Bien que l'utilisation de facteurs d'incertitude ne soit habituellement pas recommandée, il est parfois préférable de les appliquer que de ne pas le faire. À titre d'exemple, une VTR fondée sur des données aiguës sera plus utile si un facteur d'incertitude y est appliqué. Faites preuve de discrétion au moment de répondre à cette question.
6.	La VTR a-t-elle été établie à partir de données adéquates par rapport au récepteur préoccupant qu'elle vise à protéger? *Sélectionnez l'une des réponses suivantes :* *Oui,* *Non,* *Je ne sais pas*	Les données utilisées pour établir une VTR doivent être adéquates selon l'espèce qu'elle doit protéger. Par exemple, si une VTR vise à protéger tous les mammifères, est-ce que plusieurs espèces de mammifères différentes (> 5) ont été prises en considération dans le calcul? Le fait de tenir compte de seulement une ou deux espèces pour sélectionner une VTR pour les mammifères ne tient pas compte des variations de sensibilité des espèces et n'est pas considéré comme une bonne pratique. Il importe de noter que la réponse à cette question devrait tenir compte de la méthodologie utilisée pour sélectionner la VTR, et non pas seulement de la VTR qui a été finalement retenue. Prenons par exemple une VTR pour les mammifères reposant sur des DMENO et des DSENO limitées tirées de 50 études toxicologiques. Si la VTR sélectionnée correspond à la DSENO limitée la plus élevée qui est inférieure à la DMENO limitée la plus faible (ces données provenant d'une seule étude sur les rats), on pourrait considérer qu'elle a été calculée à partir de données adéquates pour le récepteur préoccupant qu'elle vise à protéger (c.-à-d. plus de cinq espèces). La méthode de calcul a démontré que la VTR pour un mammifère correspond à une dose-effet qui ne se traduit pas nécessairement par des effets chez les autres espèces mammifères. Par conséquent, bien que la VTR sélectionnée pour les mammifères provienne d'une seule étude, elle est susceptible d'offrir une protection à tous les mammifères en raison de son mode de calcul.
7.	La VTR tient-elle compte de paramètres biologiques acceptables?	Les paramètres biologiques de la survie, de la croissance et de la reproduction sont considérés comme appropriés dans le cadre du PASCF, car ils peuvent être extrapolés facilement et intuitivement pour estimer les effets éventuels sur des populations ou des communautés. En d'autres mots, ces

Critère d'évaluation		*Méthode d'évaluation*
	Sélectionnez l'une des réponses suivantes : *Oui,* *Non,* *Je ne sais pas*	paramètres ont des conséquences suffisamment sévères, car les répercussions d'une croissance ou d'une reproduction perturbée, ou encore d'une hausse de la mortalité pourraient être observées dans les populations ou communautés touchées. Inversement, l'importance biologique de paramètres moins sévères (p. ex. changements enzymatiques dans des organismes, immunosuppression) est beaucoup plus difficile à extrapoler à des niveaux plus élevés de l'organisation biologique, puisque les conséquences de tels effets à une échelle biologique plus vaste sont moins connues. Les VTR établies sur la base de paramètres autres que la croissance, la reproduction et la survie peuvent aussi être adéquates s'il est démontré que les effets affectent également des niveaux plus élevés de l'organisation biologique. Si vous considérez que les paramètres utilisés ont une incidence seulement à l'échelle individuelle, veuillez répondre « Non ». S'il n'est pas clair à partir de l'information fournie quels paramètres biologiques ont été utilisés ou quelle est leur pertinence au-delà du niveau individuel, veuillez répondre « Je ne sais pas ».
8.	Les données et les essais de toxicité sur lesquels se fonde la VTR sont-ils représentatifs des conditions réelles? *Sélectionnez l'une des réponses suivantes :* *Oui,* *Non,* *Je ne sais pas*	Les essais de toxicité sous-jacents et les méthodes de calcul doivent être conformes aux processus écologiques observables dans l'environnement. Par exemple, les VTR pour les oiseaux et les mammifères devraient reposer sur des données provenant d'études toxicologiques tenant compte d'une exposition orale, préférablement par voie alimentaire. En effet, cette voie d'exposition correspond à celle qui devrait être observée dans les sites contaminés fédéraux. Les études fondées sur des méthodes de gavage sont considérées comme peu représentatives des conditions d'exposition dans l'environnement (p. ex. par voie alimentaire). Les voies d'exposition autres qu'alimentaires ou par injection directe (p. ex., transfert maternel) peuvent également être pertinentes pour certains contaminants (p. ex., le plomb et les BPC), et elles peuvent être plus spécifiquement prises en compte dans l'élaboration de VTR futures ou propres à des sites. Toutefois, ces voies d'exposition n'ont pas été prises directement en compte dans la présente analyse. D'autres facteurs peuvent être pris en considération pour répondre à cette question, notamment la durée des essais de toxicité sous-jacents (p. ex. une étude d'une durée de deux ans est plus pertinente qu'une étude de deux jours) et le lieu de collecte des données, soit en laboratoire ou sur le terrain. Si une VTR repose sur plusieurs études (ce qui est habituellement le cas des VTR provenant de l'ensemble de données de l'USEPA), ce critère doit être appliqué à l'ensemble complet de données, et non pas seulement à l'étude dont la VTR est tirée.

Critère d'évaluation		*Méthode d'évaluation*
9.	La VTR procure-t-elle un niveau de protection correspondant à des effets minimes à faibles, ou est-elle trop conservatrice? *Sélectionnez l'une des réponses suivantes :* *Oui,* *Non,* *Trop conservatrice,* *Je ne sais pas*	Les VTR par défaut du PASCF pour la faune sont sélectionnées dans le but de fournir un niveau de protection qui est conforme à celui décrit dans les *Recommandations du CCME pour la qualité des sols* (CCME, 2006) du Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME). L'objectif de protection ayant régi la sélection de valeurs par défauts dans ce module consistait à offrir un niveau de protection correspondant à des effets minimes à faibles chez les espèces courantes, pourvu qu'il ne s'agisse pas d'effets nuisibles à long terme sur les populations locales ou les fonctions écosystémiques. À titre de rappel, des effets minimes à faibles correspondaient à un niveau d'effet de 25 % ou moins (c.-à-d. EC_{25}/IC_{25}; CCME, 2006, Section 7.5.5) aux fins de la sélection de VTR par défaut réalisée dans le présent module. Cette question évalue le niveau d'effet associé à la VTR. Ce projet se centre sur les VTR génériques pour les mammifères ou les oiseaux. Par conséquent, aux fins de la présente évaluation, un niveau d'effet de 25 % ou moins (p. ex. réduction de 25 % par rapport au paramètre de la reproduction) était considéré comme approprié à l'intérieur des sites visés par le PASCF. Les VTR fondées sur un niveau d'effet se rapprochant de 25 % (p. ex. CE_{20}) étaient considérées fournir un niveau acceptable de protection en tant que VTR par défaut. Les niveaux d'effet quantifiés ont été préférés aux DSENO et aux DMENO. Les DSENO et les DMENO sont souvent associées à des niveaux d'effet indéterminés (voir la question 2 dans le présent tableau). Selon la méthode de calcul employée et les autres données toxicologiques disponibles, ces valeurs peuvent se traduire par un niveau de protection insuffisant, suffisant ou démesuré aux fins du PASCF. Par exemple, une VTR fondée sur une DSENO pourrait être considérée comme exagérément protectrice si elle avait été établie à partir de plusieurs études qui contenaient peu de DMENO inférieures à cette valeur, ou n'en contenaient aucune. Par ailleurs, une VTR reposant sur une DSENO tirée d'une seule étude pourrait être considérée comme ayant un niveau de protection indéterminé, particulièrement si d'autres VTR disponibles étaient semblables, mais se fondaient sur une DMENO ou une CE_{25}. Les VTR établies sur la base de DMENO doivent aussi faire l'objet de recherches plus poussées afin de vérifier et de quantifier le niveau d'effet connexe. Les DMENO peuvent donner lieu à un niveau d'effet supérieur à 25 %, ce qui constituerait une protection insuffisante pour une VTR par défaut dans le cadre du PASCF. Les évaluations des risques menées à l'intérieur des sites visés par le PASCF peuvent exiger de sélectionner et d'établir des VTR propres à ces derniers afin d'atteindre les objectifs de protection dictés par la *Loi sur les espèces en péril*, *Loi de 1994 sur la convention concernant les oiseaux migrateurs* ou de *Loi sur les pêches*. D'autres objectifs de protection ne sont pas explicitement pris en considération

Critère d'évaluation		*Méthode d'évaluation*
		lors de la sélection de VTR par défaut pour la faune dans le cadre du PASCF, notamment l'innocuité pour les individus des espèces protégées (conformément à la *Loi sur les espèces en péril*); l'absence d'effets délétères sur les poissons (conformément à la *Loi sur les pêches*); l'absence d'effets sur les oiseaux migrateurs (conformément à la *Loi sur les espèces en péril* et à la *Loi de 1994 sur la convention concernant les oiseaux migrateurs*); et des effets minimes à faibles chez les espèces courantes, dans la mesure où il ne s'agit pas d'effets nuisibles à long terme sur les populations locales ou les fonctions écosystémiques. À titre d'exemple, une réduction de 10 % dans le paramètre de la reproduction peut être considérée comme un effet minime ou faible chez les souris et est peu susceptible d'avoir des répercussions importantes à l'échelle des populations. Cependant, le même niveau d'effet de 10 % sur la reproduction pourrait avoir un effet indésirable important sur les populations de grizzlys. En outre, les objectifs de protection du PASCF font en sorte qu'aucune autre raison socioéconomique ne peut être invoquée pour considérer des effets minimes comme inacceptables (p. ex. espèces revêtant une importance culturelle). Ces objectifs de protection supplémentaires doivent aussi être atteints, particulièrement à l'échelle des sites, mais dépassent la portée du processus de sélection de VTR pour la faune dans le cadre du PASCF. Le PASCF reconnaît qu'il n'est pas toujours possible de trouver des VTR établies à partir de données toxicologiques correspondant exactement à ces objectifs de protection. Une gamme de VTR peut être prise en considération pour atteindre ces objectifs de protection du PASCF. Or, certaines VTR pourraient être conservatrices et fournir un niveau de protection accru, au-delà du niveau de protection minimal fourni en vertu du PASCF. Compte tenu des avantages et des limites des VTR présentement disponibles, cette évaluation vise à sélectionner la VTR qui s'harmonise le mieux avec les lignes directrices publiées par le PASCF (PASCF, 2010b).
10.	Des préoccupations majeures empêcheraient-elles d'utiliser cette VTR dans le cadre du PASCF?	Les questions 1 à 9 évaluent des aspects clés du processus d'établissement d'une VTR et de la possibilité de l'utiliser dans le cadre du PASCF. Cependant, il est possible que d'autres enjeux touchant les VTR n'aient pas été pris en considération dans ces questions. Par exemple, il est possible que l'information soit insuffisante pour répondre à toutes les questions d'évaluation ou que plusieurs VTR évaluées manquent de cohérence. Cette question devrait aussi tenir compte des répercussions générales des limites par rapport à tous les critères d'évaluation. À titre d'exemple, une VTR établie sur la base d'une seule étude portant sur une seule espèce et un seul paramètre, et à laquelle des facteurs d'incertitude et une échelle allométrique ont été appliqués, présente plusieurs limites qui la rendent peu représentative de la grande variété de conditions d'exposition observables dans l'environnement. Les

Critère d'évaluation	*Méthode d'évaluation*
Sélectionnez l'une des réponses suivantes : *Oui,* *Préoccupations mineures,* *Non*	VTR qui présentent ces problèmes éventuels ne sont probablement pas fiables et elles ne devraient pas être utilisées dans les sites contaminés fédéraux. Si des préoccupations empêchent d'utiliser une VTR comme valeur par défaut aux fins du PASCF, veuillez répondre « Oui » et décrire celles-ci dans la section des notes. Les préoccupations mineures peuvent être résolues par des recherches plus poussées. Elles devraient avoir été atténuées avant que la VTR correspondante soit adoptée en tant que valeur par défaut pour le PASCF. Veuillez exercer votre jugement professionnel pour répondre à cette question.

ANNEXE C : SOURCES AUX VALEURS TOXICOLOGIQUES DE RÉFÉRENCE POTENTIELLES

Tableau C.1. : Aperçu des sources des principales valeurs toxicologiques de référence publiées qui ont été consultées pour trouver des valeurs qui pourraient être recommandées à titre de valeurs par défaut aux fins du PASCF (adaptation du tableau 1 dans PASCF, 2010b). En plus des sources répertoriées dans ce tableau, d'autres VTR ont été obtenues auprès de spécialistes des ERE, dans la littérature spécialisée et dans des rapports publics.

Source de la VTR[1]	Données toxicologiques sous-jacentes	Méthodes de calcul de la VTR	Facteurs d'incertitude / échelle allométrique	Espèces visées	Paramètres	Niveaux d'effet	Avantages	Limites
USEPA, 2005a; 2005b; 2005c; 2005d; 2005e; 2007a; 2007b; 2007c; 2007d; 2007e; 2008	Plusieurs études ont été utilisées pour créer une base de données de DSENO et de DMENO.	La VTR se fonde soit sur la moyenne géométrique de DSENO (si elle est inférieure à la DSMENO limitée la plus faible), soit sur la DSENO limitée la plus élevée, dans la mesure où elle est inférieure à la DMENO limitée la plus faible.	Aucun	Oiseaux et mammifères Le nombre d'espèces dépend de la taille de la base de données.	Reproduction, Croissance, survie[2]	DSENO	Revue exhaustive de la littérature Possibilité d'une VTR fondée sur plusieurs espèces	VTR fondées sur des DSENO (une seule DSENO ou la moyenne géométrique de plusieurs DSENO)
Sample *et al.*, 1996	Une revue de la littérature a été menée à l'aide de bases de données et de listes de références afin de déterminer des études qui pourraient éventuellement être utilisées pour l'établissement de VTR.	Les VTR signalées comme étant des DSENO et des DMENO sont calculées à partir d'une seule étude.	Facteurs d'incertitude pour transformer une exposition chronique en exposition subchronique, et une DMENO ou une DL 50 en DSENO	Oiseaux et mammifères La plupart des VTR se fondent sur une ou quelques espèces seulement.	Reproduction, Croissance, Survie	DSENO ou DMENO	Sommaires des études fournis Information importante (y compris les doses-niveaux) fournie dans le sommaire	VTR fondée sur une DSENO ou une DMENO Une seule étude est signalée, même si plusieurs ont été évaluées.

Source de la VTR[1]	Données toxicologiques sous-jacentes	Méthodes de calcul de la VTR	Facteurs d'incertitude / échelle allométrique	Espèces visées	Paramètres	Niveaux d'effet	Avantages	Limites
CEAEQ, 2012	Une revue de la littérature a été menée pour sélectionner des études adéquates selon les critères de qualité des données du CEAEQ.	Le modèle de Weibull est appliqué aux données dose-réponse de chaque étude et des CE_{10}, CE_{20} et CE_{40} ont été calculées pour chaque courbe dose-réponse. La CE_{10}, la CE_{20} et la CE_{40} la plus faible dans l'ensemble des études est sélectionnée en tant que VTR.	Échelle allométrique (mammifères) Facteurs d'incertitude pour les essais de courte durée et les paramètres de la survie	Oiseaux et mammifères Des recherches sont habituellement menées sur un petit nombre d'espèces.	Reproduction, Croissance, Survie	CE_{10}, CE_{20}, CE_{40}	Les courbes dose-réponse ont permis d'établir une CE 20 ou une CE 40. Comprend plus d'une étude. Le niveau de confiance des données de l'étude toxicologique sous-jacente a été évalué selon leur qualité et leur pertinence. Accès facile aux valeurs (exprimées en unités de mg/kg mc/j)	Échelle allométrique utilisée pour les mammifères Des facteurs d'incertitude sont utilisés pour transformer des études aiguës en études chroniques. .
CEAEQ, 2000	Se fonde principalement sur les données de Sample *et al.* (1996)	Les DSENO et les DMENO ont été ajustées pour les rapprocher des CE_{10}, CE_{20} et CE_{40}. Aucune information détaillée sur cette méthodologie n'était disponible.	Facteurs d'incertitude pour les essais de courte durée et les paramètres de la survie	Oiseaux et mammifères	Reproduction, Croissance, Survie	CE_{10}, CE_{20} et CE_{40} approxima-tives	Tentative de quantification du niveau d'effet	Échelle allométrique utilisée pour les mammifères. Des facteurs d'incertitude sont utilisés pour transformer des études aiguës en études chroniques

Source de la VTR[1]	Données toxicologiques sous-jacentes	Méthodes de calcul de la VTR	Facteurs d'incertitude / échelle allométrique	Espèces visées	Paramètres	Niveaux d'effet	Avantages	Limites
MEO, 2009, 2011	La plupart des VTR proviennent des *Recommandations du CCME pour la qualité des sols* ou de Sample *et al.* (1996)	Les VTR correspondent à des DMENO.	Des facteurs d'incertitude peuvent être utilisés, mais pas systématiquement	Oiseaux et mammifères Une seule espèce par VTR est habituellement utilisée.	Reproduction, Croissance, Survie	DMENO	Valeurs facilement accessibles (exprimées en mg/kg mc/j)	Orienté vers les CPE de l'Ontario. Méthodologie centrée sur les DMENO Il peut être difficile de trouver des études sous-jacentes.
USEPA, GSBT de la région 9, 2009	Non disponible	Les VTR présentées comme étant les VTR faibles (DSENO) et des VTR élevées (DMENO) sont calculées à partir d'une seule étude.	Non disponible	Oiseaux et mammifères Une espèce par étude	Reproduction, Croissance, Survie, Autres (p. ex. cancer, tumeurs, immunotoxicité, comportement)	DSENO ou DMENO	Les valeurs pour les contaminants répertoriés sont facilement accessibles (exprimées en mg/kg mc/j).	L'information sur la méthodologie de calcul des VTR est presque introuvable. La VTR se fonde probablement sur une seule étude sélectionnée.
LANL, 2014	Une revue de la littérature est menée et des VTR sont établies pour chaque contaminant.	Soit une moyenne géométrique de la DSENO, soit une valeur basée sur une étude critique (DSENO ou DMENO)	Des facteurs d'incertitude sont souvent employés pour transformer des données aiguës en données chroniques, ou convertir des DSENO ou DMENO en DMENO ou DSENO.	Oiseaux et mammifères Une seule espèce s'il s'agit d'une étude critique.	Reproduction, Croissance, Survie	DSENO ou DMENO	Des valeurs sont disponibles pour plusieurs contaminants. La méthodologie est claire et les données toxicologiques sous-jacentes sont décrites en détail. La moyenne géométrique inclut une variété de données.	Facteur d'incertitude utilisé VTR fondée sur une DSENO ou DMENO; ampleur de l'effet non quantifiée Les raisons du choix d'une étude donnée sont inconnues.

Source de la VTR[1]	Données toxicologiques sous-jacentes	Méthodes de calcul de la VTR	Facteurs d'incertitude / échelle allométrique	Espèces visées	Paramètres	Niveaux d'effet	Avantages	Limites
USEPA, 1999	VTR sélectionnée dans i) Sample *et al.* (1996) et ii) base de données EcoTox de l'USEPA.	Après avoir compilé et évalué les données, et avoir rejeté celles fondées sur un plan d'expérience jugé inapproprié, la valeur la plus faible est habituellement sélectionnée.	Des facteurs d'incertitude ont été appliqués dans certains cas pour extrapoler une valeur toxicologique recensée à une VTR fondée sur une DSENO après une exposition chronique.	Oiseaux et mammifères	Paramètres variés incluant la reproduction, la croissance et la survie	La plus faible valeur disponible a été sélectionnée; elle correspondait généralement à une DSENO (empirique ou calculée).	Paramètres pertinents en regard des objectifs de protection du PASCF.	L'utilisation de facteurs d'incertitude en l'absence d'une justification scientifique solide peut donner lieu à des VTR trop conservatrices.
Allaway et Stodola, 2011	Les principales sources consultées sont Sample *et al.* (1996) et MEO (2009). D'autres sources de VTR ont été prises en considération lorsque les données étaient limitées.	Aucune nouvelle VTR n'a été calculée; des VTR existantes tirées de sources publiées ont été évaluées.	Des facteurs d'incertitude ont été appliqués dans certains cas. Les VTR fondées sur une échelle allométrique n'ont généralement pas été sélectionnées.	Oiseaux et mammifères	Reproduction, Croissance, Survie	Les DMENO sont privilégiées. Les DSENO sont sélectionnées seulement si aucune DMENO ou CE_{20} ou CE_{25} n'est disponible.	Une vaste gamme de sources de VTR ont été prises en considération.	Le niveau d'effet associé aux VTR sélectionnées n'a pas été quantifié. Les VTR sélectionnées se fondent principalement sur une seule étude.

Source de la VTR[1]	Données toxicologiques sous-jacentes	Méthodes de calcul de la VTR	Facteurs d'incertitude / échelle allométrique	Espèces visées	Paramètres	Niveaux d'effet	Avantages	Limites
Dillon Consulting Ltd., 2013	Huit sources différentes de VTR ont été consultées (y compris Sample *et al.*, 1996).	Aucune nouvelle VTR n'a été calculée; des VTR existantes tirées de sources publiées ont été évaluées.	Dans certains cas, des facteurs d'incertitude ont été réduits ou éliminés. Les VTR fondées sur une échelle allométrique n'ont pas été acceptées.	Oiseaux et mammifères	Reproduction, Croissance, Survie	Les DMENO sont considérées comme les plus susceptibles de procurer un niveau de protection correspondant à des effets minimes à faibles. Les DSENO sont aussi prises en considération en tant qu'information toxicologique complémen-taire.	Une vaste gamme de sources de VTR ont été prises en considération. Les limites générales des VTR actuellement disponibles sont reconnues (p. ex. fondées sur une seule étude).	Le niveau d'effet associé aux VTR recommandées n'a pas été quantifié. Plusieurs VTR sélectionnées se fondent principalement sur une seule étude. Un sommaire complet et détaillé de toutes les VTR évaluées n'est pas fourni.

CE $_{10}/_{20}/_{40}$ = concentration effective correspondant à un niveau d'effet de 10 %/20 %/40 %; PASCF = Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux; DMENO = dose minimale avec effet nocif observé; DSENO = dose sans effet nocif observé; VTR = valeur toxicologique de référence; CPE = composante valorisée de l'écosystème.

1. Références :

-).[USEPA] United States Environmental Protection Agency. 2005a. Ecological Soil Screening Levels for Arsenic. Interim Final. OSWER Directive 9285.7-62. Washington (DC): Office of Solid Waste and Emergency Response. [accessed March 2015]. https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/eco-ssl_arsenic.pdf.
- [USEPA] United States Environmental Protection Agency. 2005b. Ecological Soil Screening Levels for Barium. Interim Final. OSWER Directive 9285.7-63. Washington (DC): Office of Solid Waste and Emergency Response. [accessed March 2015]. https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/eco-ssl_barium.pdf.
- [USEPA] United States Environmental Protection Agency. 2005c. Ecological Soil Screening Levels for Cadmium. Interim Final. OSWER Directive 9285.7-65. Washington (DC): Office of Solid Waste and Emergency Response. [accessed March 2015]. https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/eco-ssl_cadmium.pdf
- [USEPA] United States Environmental Protection Agency. 2005d. Ecological Soil Screening Levels for Lead. Interim Final. OSWER Directive 9285.7-70. Washington (DC): Office of Solid Waste and Emergency Response. [accessed March 2015]. https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/eco-ssl_lead.pdf
- [USEPA] United States Environmental Protection Agency. 2005e. Ecological Soil Screening Levels for Vanadium. Interim Final. OSWER Directive 9285.7-75. Washington (DC): Office of Solid Waste and Emergency Response. [accessed March 2015]. https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/eco-ssl_vanadium.pdf
- [USEPA] United States Environmental Protection Agency. 2007a. Ecological Soil Screening Levels for Copper. Interim Final. OSWER Directive 9285.7-66. Washington (DC): Office of Solid Waste and Emergency Response. [accessed March 2015]. https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/eco-ssl_copper.pdf

- [USEPA] United States Environmental Protection Agency. 2007b. Ecological Soil Screening Levels for Nickel. Interim Final. OSWER Directive 9285.7-76. Washington (DC): Office of Solid Waste and Emergency Response. [accessed March 2015]. https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/eco-ssl_nickel.pdf
- [USEPA] United States Environmental Protection Agency. 2007c. Ecological Soil Screening Levels for Selenium. Interim Final. OSWER Directive 9285.7-72. Washington (DC): Office of Solid Waste and Emergency Response. [accessed March 2015]. https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/eco-ssl_selenium.pdf
- [USEPA] United States Environmental Protection Agency. 2007d. Ecological Soil Screening Levels for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs). Interim Final. OSWER Directive 9285.7-78. Washington (DC): Office of Solid Waste and Emergency Response. [accessed March 2015]. https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/eco-ssl_pah.pdf
- [USEPA] United States Environmental Protection Agency. 2007f. Ecological Soil Screening Levels for Zinc. Interim Final. OSWER Directive 9285.7-73. Washington (DC): Office of Solid Waste and Emergency Response. [accessed March 2015]. https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/eco-ssl_zinc.pdf
- [USEPA] United States Environmental Protection Agency. 2008. Ecological Soil Screening Levels for Chromium. Interim Final. OSWER Directive 9285.7-66. Washington (DC): Office of Solid Waste and Emergency Response. [accessed March 2015]. https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/eco-ssl_chromium.pdfSample, B.E., Opresko, D.M., and Suter G.W. II. 1996. Toxicological Benchmarks for Wildlife: 1996 Revision. Risk Assessment Program, Health Sciences Research Division. Tennessee : Oak Ridge.
- Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ). (2012). Valeurs de référence pour les récepteurs terrestres. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. Québec : Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec.
- Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ). (2000). Valeurs de référence intérimaires pour les récepteurs terrestres. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. Québec : Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec.
- Ministère de l'Environnement de l'Ontario (MEO). (2009). Explication et exposé du fondement pour le développement des normes de l'Ontario sur les sols, l'eau souterraine pour usage dans les sites contaminés. Direction de l'élaboration des normes. Ministère de l'Environnement de l'Ontario. 22 décembre 2009. Ministère de l'Environnement de l'Ontario.
- Ministère de l'Environnement de l'Ontario (MEO). 2011. Explication et exposé du fondement pour le développement des normes de l'Ontario sur les sols, l'eau souterraine pour usage dans les sites contaminés. Direction de l'élaboration des normes. Ministère de l'Environnement de l'Ontario. 15 avril 2011. Ministère de l'Environnement de l'Ontario
- Biological Technical Assistance Group (BTAG) de la région 9 de l'USEPA. (2009). Currently recommended USEPA Region 9 BTAG mammalian and avian Toxicity Reference Values (TRVs). Information consultée en mars 2015 dans le site Web de la California Department of Toxic Substances Control Human and Ecological Risk Division (HERD) : https://www.dtsc.ca.gov/AssessingRisk/eco.cfm
- LANL (Los Alamos National Laboratory). (2014). *Base de données ECORISK.* Version 3.2, LA-UR-14-28010. Los Alamos, Nouveau-Mexique : Los Alamos National Laboratory.
- Allaway, C., et Stodola, J. (2011). Recommended matrix of terrestrial Toxicity Reference Values for FCSAP projects. Ottawa : Bureau national des recommandations et des normes, Environnement Canada. Rapport interne non publié.
- Dillon Groupe Conseil Limitée. (2013). Recommended Default Terrestrial Toxicity Reference Values for FCSAP Projects. Dillon Groupe Conseil Limitée. Rapport interne non publié.

2. D'autres paramètres (p. ex. comportement) sont aussi pris en considération dans les données contenues dans l'ensemble de données de l'USEPA, mais n'ont pas été inclus dans le calcul de la VTR.

www.ec.gc.ca

Pour obtenir de plus amples renseignements :

Environnement et Changement climatique Canada
Informathèque
10, rue Wellington, 23e étage
Gatineau (Québec) K1A 0H3
Téléphone : 1-800-668-6767 (au Canada seulement) ou 819-997-2800
Télécopieur : 819-994-1412
ATS : 819-994-0736
Courriel : enviroinfo@ec.gc.ca