Décret du 5 décembre 2008 relatif à la gestion des sols

Code Wallon de Bonnes Pratiques

Version 02

Guide de Référence pour l'Etude de Risques

PARTIE D : Evaluation des risques pour les écosystèmes

DIRECTION GÉNÉRALE OPÉRATIONNELLE [DGO 3]
DE L'AGRICULTURE, DES RESSOURCES NATURELLES ET DE L'ENVIRONNEMENT
DEPARTEMENT DU SOL ET DES DECHETS - DIRECTION DE LA PROTECTION DES SOLS ET DIRECTION DE L'ASSAINISSEMENT DES SOLS

Explicatif des sigles adoptés, acronymes, et autres conventions de langage :

BERISP-DSS	:	*Breaking Ecotoxicological Restraints in Spatial Planning - Decision Support System* – Système de Support à la Décision : Briser les restrictions écotoxicologiques dans l'aménagement du territoire
CCME	:	Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement (Canada)
CEAEQ	:	Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec (Québec, Canada)
Cs	:	Concentration représentative en polluant présent dans les sols
CSIS	:	Cavités Souterraines d'Intérêt Scientifique
CWBP	:	Code Wallon de Bonnes Pratiques
CWEA	:	Compendium Wallon des méthodes d'Échantillonnage et d'Analyse
Décret sols	:	Décret du 05 décembre 2008 relatif à la gestion des sols
DEMNA	:	Département de l'Etude du Milieu Naturel et Agricole
DGO3	:	Direction Générale Opérationnelle Agriculture, Ressources naturelles et Environnement
DGT	:	*Diffusive Gradients in Thin films* – Gradients diffusifs dans des films fins
DNF	:	Département de la Nature et des Forêts
DSD	:	Département du Sol et des Déchets
EC	:	Equivalence Carbone
Eco-SSL	:	*Ecological Soil Screening Level*
ECx	:	*Effect Concentration x %* - Concentration de l'échantillon qui induit un effet pour x % de la population observée, comparativement aux populations témoins.
EDR-E	:	Evaluation Détaillée des Risques pour les Ecosystèmes
EE	:	Exposition Estimée
ER	:	Etude des Risques
ER-E	:	Etude de Risques pour l'Ecosystème
ESR-E	:	Evaluation Simplifiée des Risques pour l'Ecosystème
GREC	:	Guide de Référence pour l'Etude de Caractérisation inclus dans le CWBP
GRER	:	Guide de Référence pour l'Etude de Risques inclus dans le CWBP
IR	:	Indice de Risque
ISO	:	*International Organization for Standardization* – Organisation Internationale pour la Standardisation
ISSeP	:	Institut Scientifique de Service Public
K_{ow}	:	Coefficient de partage octanol-eau
LC_x	:	*Lethal Concentration x %* -

LOEC	:	*Lowest Observed Effect Concentration* – Concentration de l'échantillon qui induit une mortalité de x % de la population observée
MCS	:	Modèle Conceptuel du Site
NOAEL	:	*No Observable Adverse Effect Level* – Dose la plus élevée pour laquelle aucun effet toxique n'est observé
NOEC	:	*No Observed Effect Concentration* – Concentration testée la plus élevée pour laquelle aucun effet significatif n'est observé par rapport aux témoins
OVAM	:	Openbare Vlaamse Afvalstoffenmaatschappij (Société publique des déchets de la Région flamande Flandre)
PEDD	:	Plan d'Environnement pour le Développement Durable
QSAR	:	*Quantitative Structure-Activity Relationship* – Relation quantitative Structure-Activité
RAVEL	:	Réseau Autonome de Voies Lentes
RF	:	Réserves Forestières
RIVM	:	Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu – Institut National pour la Santé et l'Environnement (Pays-Bas)
RNA	:	Réserves Naturelles Agréées
RND	:	Réserves Naturelles Domaniales
SGIB	:	Sites de Grand Intérêt Biologique
SPAQuE S.A.	:	Société Publique d'Aide à la Qualité de l'Environnement
US EPA	:	*United States Environmental Protection Agency* – Agence américaine pour la protection de l'environnement (Etat-Unis)
VI_E	:	Valeur d'Intervention pour la protection des Ecosystèmes
VS_E	:	Valeur Seuil générique partielle relative à la protection des Ecosystèmes
VS_{nappe}	:	Valeur seuil générique partielle relative à la protection des eaux souterraines
ZHIB	:	Zones Humides d'Intérêt Biologique

Table des matières

LISTE DES TABLEAUX IV
LISTE DES FIGURES V
LISTE DES LIENS INTERNET VI

1. INTRODUCTION : OBJECTIFS DE L'ÉTUDE 1

2. MODÈLE CONCEPTUEL DU SITE 3
2.1. ASPECTS GENERAUX DE L'ETABLISSEMENT DU MCS POUR L'ER-E 3
2.1.1. Sélection des polluants et concentrations représentatives 3
2.1.2. Récepteurs écologiques 5
2.1.3. Voies d'exposition 5
2.1.4. Type d'effets considérés 6
2.2. APPLICATION A L'ESR-E 6
2.3. APPLICATION A L'EDR-E 7

3. EVALUATION SIMPLIFIÉE DES RISQUES À L'ÉCOSYSTÈME (ESR-E) 8
3.1. CONDITIONS DE REALISATION D'UNE ESR-E ET CHAMP D'APPLICATION 8
3.2. METHODE GENERALE 8
3.3. ANALYSE PRELIMINAIRE 8
3.4. COMPARAISON AUX VALEURS LIMITES VS_E ET VI_E 9
3.4.1. Hypothèses et principes sur lesquels les VS_E et VI_E sont établies 9
3.4.2. Principes d'application des tests de comparaison pour la couche de surface et les couches de sol de profondeur 10
3.4.3. Interprétation des résultats de comparaison 12
3.5. INTERPRETATION DES RESULTATS DE L'ESR-E 13
3.5.1. De l'ESR-E à l'EDR-E 13
3.5.2. Codification des résultats (classes de risque) 17
3.5.3. Mise en place de mesures de sécurité et/ou de suivi 18

4. EVALUATION DÉTAILLÉE DES RISQUES À L'ÉCOSYSTÈME (EDR-E) 19
4.1. METHODE DU QUOTIENT 21
4.2. APPROCHES EXPERIMENTALES 23
4.2.1. Méthodes physico-chimiques 23
4.2.2. Tests écotoxicologiques spécifiques pour les sols 24

5. ANALYSE DES INCERTITUDES 27

6. RAPPORT ET CONCLUSIONS 29

7. RÉFÉRENCES 30

GLOSSAIRE 37

ANNEXE D1 : LISTE DES VALEURS SEUIL GÉNÉRIQUES PARTIELLES (VSE) ET D'INTERVENTION (VIE) RELATIVES À LA PROTECTION DES ÉCOSYSTÈMES 41
ANNEXE D2 : PROCÉDURE DE CALCUL DES VS_E ET DES VI_E 46
ANNEXE D3 : DONNÉES RELATIVES AUX CALCULS DES VS_E ET DES VI_E 88

Liste des tableaux

Tableau 1 : Voies d'exposition à considérer selon les récepteurs écologiques. 5

Tableau 2 : Exemples des tests écotoxicologiques terrestre pour évaluer la biodisponibilité des polluants (exposition par le sol entier). 24

Liste des figures

Figure 1 : Procédure de comparaison des $C_{s\ -\ Surface}$ aux VS_E pour la déduction des conclusions opérationnelles de l'ESR-E..... 11

Figure 2 : De l'ESR-E à l'EDR-E..... 15

Figure 3 : Attribution d'une classe de risque aux résultats obtenus par l'ESR-E..... 17

Figure 4 : Evaluation détaillée des risques à l'écosystème (EDR-E)..... 19

Liste des liens internet

Logiciel BERISP-DSS

http://www.berisp.org/

Site Internet du Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec, Ecotoxicologie et Evaluation du Risque (CEAEQ)

http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/ecotoxicologie/

Site Internet de la Direction de la Protection des Sols (DPS)

http://dps.environnement.wallonie.be

RAMAS® Softwares

http://www.ramas.com/ramas.htm

Sanexen Services Environnementaux inc., logiciel TerraSys™

http://www.sanexen.com/fr/terrasys/

Site Internet de l'US EPA, données Eco-SSL

http://www.epa.gov/ecotox/ecossl/

1. Introduction : objectifs de l'étude

L'évaluation des risques des écosystèmes (ER-E) constitue un processus rationnel d'évaluation permettant de porter un jugement global relatif au comportement environnemental de polluants présents dans le sol et à leur(s) effet(s) sur un ou plusieurs récepteurs écologiques (CEAEQ, 1998). Cette évaluation intègre ainsi les informations découlant des effets néfastes avérés ou probables chez des récepteurs en fonction de leur exposition à une ou plusieurs sources de stress (polluants chimiques ici), selon les caractéristiques propres à la source de pollution et du site étudié. Les informations obtenues permettent de guider les intervenants quant au choix du mode de gestion à adopter si une problématique pour l'écosystème est identifiée ou pour le site étudié de façon plus globale.

La méthodologie de l'ER-E du présent guide a été développée pour répondre aux besoins du « décret sols ». Cette méthodologie est basée sur les principes et les procédures adoptés par d'autres pays et organismes (US EPA, RIVM, CEAEQ, etc.). L'objectif général de l'ER-E vise ici à déterminer la présence avérée ou non d'un stress biologique pour l'écosystème, pour l'un ou l'autre des récepteurs écologiques considérés, du fait de la présence de polluants dans les sols. Le « **stress biologique** » est ici défini comme un changement défavorable dans le fonctionnement général de l'écosystème ou d'au moins une niche de cet écosystème, en d'autres termes que la survie d'une espèce, d'une population ou d'une communauté d'espèces est menacée par une pollution.

La méthodologie de l'ER-E comporte deux paliers d'évaluation :

- **Palier 1 : Evaluation simplifiée des risques à l'écosystème (ESR-E)**
  - Ce premier palier permet de définir s'il existe une **indication** (usage effectif) **ou un potentiel** (usage planologique ou envisagé) **de stress biologique**[1] pour l'écosystème, dans un contexte précis, à partir de scénarios conservateurs.
  - Il permet également de mettre en évidence les polluants (ou les zones du site) qui justifient éventuellement davantage d'investigations.
- **Palier 2 : Evaluation détaillée des risques à l'écosystème (EDR-E)**
  - Ce second palier à pour objet principal de définir s'il existe **un stress biologique avéré** (usage effectif) **ou vraisemblable** (usage planologique ou envisagé) pour l'écosystème.
  - Le second objet du second palier est de caractériser et quantifier, le plus précisément possible et avec le minimum d'incertitude, l'existence ou le potentiel de stress biologique lorsque l'ESR-E aboutit à la conclusion d'une indication de stress biologique et que la réalisation d'étude détaillée est jugée pertinente. Cette évaluation détaillée porte alors sur les récepteurs, leurs conditions d'exposition et les sources de stress (substances chimiques) du site considéré.

[1] Le concept d'indication de stress biologique constitue la transcription, dans le contexte de l'ER-E, du concept général « d'hypothèse de menace grave » introduit dans la partie A du GRER.

En cas de présence d'un stress biologique avéré (EDR-E) pour l'écosystème, la conclusion de l'ER-E est que la pollution du sol constitue une **menace grave**, au sens de l'article 2,6° du « décret sols ».

Cette partie du Guide de Référence pour l'Etude de Risques (GRER) présente cinq sections :

- la section 1 correspond à la présente introduction ;
- la section 2 présente les caractéristiques et les paramètres à prendre en considération pour compléter le Modèle Conceptuel du Site (MCS) afin qu'il réponde aux besoins spécifiques de l'ER-E ;
- la section 3 présente la méthodologie à suivre pour réaliser le premier palier de l'ER-E, c'est-à-dire l'ESR-E, et comment interpréter les résultats obtenus, notamment les cas de figure qui conduisent à la réalisation d'une EDR-E. Cette section fournit également des informations sur les outils utilisés pour réaliser l'ESR-E, informations qui sont complétées dans les annexes D1, D2 et D3 ;
- la section 4 propose des outils qui peuvent être utilisés pour réaliser le second palier de l'ER-E, c'est-à-dire l'EDR-E. Cette section renvoie à des ouvrages de référence fournissant des lignes directrices pour mener à bien cette évaluation ;
- la section 5 présente finalement des lignes directrices pour prendre en compte l'incertitude associée aux résultats obtenus dans leurs interprétations quant à l'existence d'un stress biologique ou non pour l'écosystème, et par conséquent d'une menace grave.

2. Modèle conceptuel du site

2.1. Aspects généraux de l'établissement du MCS pour l'ER-E

Le **modèle conceptuel du site** développé dans le cadre de l'étude d'orientation (EO) et de l'étude de caractérisation (EC) doit être complété et affiné pour devenir spécifique à l'ER-E. Ce modèle devra tenir compte des polluants à considérer, définir les récepteurs écologiques pertinents, les voies d'exposition à considérer ainsi que les paramètres d'évaluation qui permettront d'estimer s'il existe ou non un stress biologique pour l'écosystème.

Sa complexité dépend de la problématique, notamment, du nombre de polluants présents, du nombre de récepteurs, de la nature des effets potentiels et des caractéristiques de l'écosystème. Son élaboration doit adopter une démarche systématique. Il doit schématiser et décrire tous les liens possibles entre la source de pollution dans l'écosystème et les réponses attendues des récepteurs. Le modèle conceptuel doit également présenter les mécanismes de transport des polluants sur le site. Parmi les mécanismes de transport à considérer, notons : la mise en suspension de particules de sol par érosion éolienne, la volatilisation, le transfert vers les eaux de surface (*e.g.*, mares temporaires apparues à la suite de précipitations) ou les eaux souterraines, la bioconcentration et, éventuellement, la bioamplification.

Le modèle conceptuel écotoxicologique doit être présenté sous forme d'un tableau ou d'un texte structuré auquel est associé une représentation schématique (au minimum une vue en plan et au moins une vue en coupe). Il est essentiel que ce modèle soit le plus exhaustif possible car son analyse permettra de formuler des hypothèses et des questionnements quant aux mécanismes de perturbations potentielles des récepteurs et d'adapter au mieux toute la méthodologie d'évaluation des risques qui en résulte, et donc sa pertinence.

Des exemples de modèles conceptuels définis pour l'ER-E sont disponibles dans les documents suivants : « Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé humaine » du CCME (2006) et « Procédure d'évaluation du risque écotoxicologique pour l'assainissement des terrains contaminés » du CEAEQ (1998).

2.1.1. Sélection des polluants et concentrations représentatives

L'ER-E porte sur les polluants qui ont été ciblés par l'EC pour faire l'objet d'une ER et qui ont été détectés dans les sols de surface (0 – 1 mètre). Les sols de profondeur (> 1m) sont pris en considération afin de déterminer si des mesures de sécurité doivent être imposées sur le terrain afin de prévenir de l'enlèvement du recouvrement du sol en place (si cela est pertinent) ainsi que du retour en surface de terres polluées[2].

L'approche à utiliser pour déterminer la **concentration représentative** (Cs) (section 3.8, partie A du GRER) pour l'ER-E est décrite dans le Guide de Référence pour l'Etude de Caractérisation (GREC) du Code Wallon de Bonnes Pratiques (CWBP). Les lignes directrices à considérer pour déterminer cette concentration sont les suivantes :

[2] Interdiction d'excaver le sol de profondeur à partir de 1 mètre (sauf dans le cadre d'un plan d'assainissement ou de gestion des risques), cf. Partie A, section 5.6.2.1.

- Lorsque la source considérée est une tache de pollution : la concentration représentative est la concentration maximale observée dans la tache. Si une autre option que la concentration maximale est retenue, elle sera justifiée par l'expert.

- Lorsque la source considérée est une pollution non distribuée par taches (zones de remblais pollués, pollutions atmosphériques locales) : l'expert doit se référer aux descripteurs définis au tableau 5 du GREC (section 2.2.2.B.4) et doit retenir une valeur représentative du centre de la distribution statistique et une valeur représentative des concentrations extrêmes. Ces deux valeurs doivent être testées et comparées dans l'application des méthodes ESR-E et EDR-E. Il appartient à l'expert de préciser en fonction du contexte celle qu'il y a lieu de retenir pour évaluer si la situation répond au critère de « stress biologique pour l'écosystème ». L'expert devra tenir compte pour faire ce choix des caractéristiques d'occupation et de fréquentation des cibles dans la zone récepteur, qui est fonction de l'usage, lequel doit être considéré à la fois sur une base actuelle (scénario actuel) et pour l'ensemble des scénarios potentiels (partie A du GRER, section 3.5).

- Dans les situations mixtes, les concentrations représentatives sont déduites par jugement d'expert en se référant aux règles ci-dessus. Exemple d'une situation mixte : plusieurs tâches de pollution non clairement individualisables et éventuellement superposées à de la pollution de remblais.

- Dans tous les cas où des polluants volatils sont concernés, les concentrations représentatives sont les concentrations extrêmes.

Les concentrations (représentatives) utilisées pour l'application des méthodes de l'ESR-E (section 3) sont les concentrations des polluants telles que mesurées en respectant les directives du GREC. De plus, les concentrations (représentatives) utilisées pour l'application des méthodes de l'ESR-E sont à distinguer entre la ou les concentration(s) représentative(s) des couches de surface (0 – 1 m) et les concentration(s) représentative(s) des couches de sol de profondeur[3] (> 1 m).

Pour la réalisation des méthodes de l'EDR-E, d'autres types de mesure des concentrations, orientées sur les fractions biodisponibles des polluants, peuvent être utilisées (section 4.2.). Ces mesures des concentrations biodisponibles seront également exploitées par référence aux prescriptions ci-dessus (concentrations biodisponibles représentatives).

Pour être valablement utilisées dans les méthodes de l'ESR-E ou de l'EDR-E, l'expert doit pouvoir argumenter que les concentrations représentatives des couches de surface utilisées ne sous-estiment pas les concentrations en polluants présentes ou susceptibles d'être présentes dans la couche superficielle 0 - 20 cm de la couche de surface.

Enfin, dans tous les cas, l'expert doit qualifier son approche en tant que « choix réaliste » ou « choix conservateur ». Cette approche doit être considérée pour l'interprétation générale des résultats ainsi que pour la prise de décision finale en matière d'acceptation du risque (conjointement avec la prise en considération des autres facteurs d'incertitude, voir section 5).

[3] A noter que dans les deux cas (couche de surface et couches de profondeur), la définition de concentrations représentatives reste subordonnée à la condition préliminaire énoncée au premier paragraphe (concentrations supérieures aux valeurs seuil pondérées par les concentrations de fond mises en évidence dans le cadre de l'EC).

2.1.2. Récepteurs écologiques

Un **récepteur écologique (ou cible)** est l'entité biologique ou écologique susceptible d'être affectée à la suite de l'exposition à une source de stress d'origine chimique, physique ou biologique. Il peut donc s'agir d'individus, de populations, de communautés ou d'écosystèmes (CEAEQ, 1998). Pour l'ER-E, les humains ne sont pas considérés comme un récepteur écologique.

En raison de la variabilité naturelle des écosystèmes et de leur complexité écologique spécifique, la sélection des récepteurs écologiques (microorganismes du sol, végétation herbacée, batraciens, etc.) dépend fortement du jugement de l'expert, basé lui-même sur des méthodes simples telle qu'une visite de site et l'observation des milieux environnants (exemple : présence d'une forêt ou d'une rivière). Habituellement, la sélection des récepteurs écologiques se concentre sur des espèces susceptibles de représenter les populations indigènes du site étudié. Les principaux niveaux trophiques présents sur le site étudié doivent être représentés. Par ailleurs, il peut s'avérer important de ne pas négliger les espèces migratrices qui peuvent être affectées par les polluants chimiques.

Afin d'assurer une protection adéquate de l'écosystème, les récepteurs écologiques qui doivent être considérés dans le MCS sont, au minimum, les suivants : les processus biologiques du sol, les plantes et les invertébrés du sol.

Pour les usages de site I et II, les organismes des niveaux trophiques supérieurs sont également retenus :

- les oiseaux et les mammifères pour les usages I (naturel) ;
- les herbivores pâturant pour les usages II (agricole).

2.1.3. Voies d'exposition

Les **voies d'exposition** pertinentes à considérer pour chaque catégorie de récepteurs écologiques sont décrites dans le tableau 1.

Le contact direct pour les organismes du sol correspond au lien étroit entre les organismes et le sol, sans distinguer les phases aqueuse et solide dans lesquelles sont répartis les polluants. Le contact cutané n'est pas retenu pour les oiseaux et les mammifères car la présence de plumes et de fourrure est supposé limiter l'exposition aux polluants par la peau (Sample *et al.*, 1997 ; US EPA, 2003a).

Tableau 1 – Voies d'exposition à considérer selon les récepteurs écologiques.

Catégorie de récepteurs écologiques	Voies d'exposition
Processus biologiques	Contact direct
Plantes	Contact direct
Invertébrés du sol	Contact direct
Oiseaux	Inhalation Ingestion de sol Ingestion d'eau Ingestion de plantes Ingestion d'invertébrés du sol Ingestion de petits vertébrés (oiseaux prédateurs)

Catégorie de récepteurs écologiques	Voies d'exposition
Mammifères	Inhalation Ingestion de sol Ingestion d'eau Ingestion de plantes Ingestion d'invertébrés du sol Ingestion de petits vertébrés (mammifères prédateurs)

2.1.4. Type d'effets considérés

Un effet ou une réponse écologique se définit chez un récepteur comme le ou la série de changements d'ordre physiologique, biochimique ou comportemental induits en réponse à une stimulation occasionnée par un agent de stress, un polluant chimique dans le cas présent.

Un facteur important lors de la réalisation d'une ER-E consiste à distinguer, parmi les réponses observées ou potentielles des récepteurs, celles qui présentent un intérêt pour la prise de décision. Il faut juger de la signification écologique de l'effet (évaluer sa réponse écologique).

Les effets considérés pour les ER-E et inclus dans le MCS sont :

- la diminution voire la disparition d'un ou de plusieurs processus biologiques du sol;
- la diminution de la survie, de la croissance et/ou de la reproduction de l'un ou de plusieurs des représentants des catégories de récepteurs écologiques retenus.

2.2. Application à l'ESR-E

Pour l'ESR-E, afin d'assurer une protection adéquate de l'écosystème, les récepteurs écologiques qui seront considérés dans le MCS sont par défaut les processus biologiques du sol, les plantes et les invertébrés du sol.

Pour les usages de site I et II, les organismes des niveaux trophiques supérieurs sont également retenus :

- les oiseaux et les mammifères pour les usages I (naturel) ;
- les herbivores pâturant pour les usages II (agricole).

Dans le cadre de l'ESR-E, la voie d'exposition retenue pour ces récepteurs est l'empoisonnement secondaire qui est ici défini comme l'ingestion d'organismes de niveaux trophiques inférieurs ayant accumulé des substances chimiques.

Des représentants des différents niveaux trophiques retenus doivent être identifiés. La sélection de ces représentants doit se faire, au stade de l'ESR-E, à l'aide de méthodes simples. Une visite de site doit ainsi permettre de déterminer les récepteurs potentiellement présents sur le site :

- identification du type d'écosystème présent sur le site (*e.g.*, friche herbacée, boisé), ainsi que les écosystèmes proches, comme un boisé ou un plan d'eau (les organismes occupant ces milieux pourraient fréquenter le site pollué) ;
- observations d'espèces (*e.g.*, oiseaux) ou d'empreintes d'espèces sur le site.

Ces informations permettent ainsi d'établir une première liste de récepteurs potentiellement présents sur le site. La consultation des descriptions des organismes types colonisant le type d'écosystème rencontré sur le site doit permettre d'affiner cette liste de récepteurs. De plus, la consultation des listes d'espèces menacées et vulnérables ainsi que leurs aires de répartition peut être utile avant la visite de site et permettre de déterminer si ces espèces sont présentes ou absentes du site à l'étude. Ces informations sont notamment disponibles sur le site internet suivant : http://biodiversite.wallonie.be/fr/.

2.3. Application à l'EDR-E

Pour la réalisation de l'EDR-E, il peut être nécessaire d'affiner le MCS élaboré pour la réalisation de l'ESR-E. Ainsi, il peut être nécessaire de le compléter pour le choix des récepteurs écologiques, en particulier pour les représentants des oiseaux et des mammifères et les voies d'exposition à considérer.

Pour exemple, des approches du type : inventaires floristique et faunistique, relevés taxonomiques ou encore transects écologiques peuvent être utilisées pour sélectionner adéquatement les représentants des oiseaux et des mammifères indigènes. De plus, tel qu'indiqué au tableau 1, les voies d'exposition à considérer pour ces récepteurs sont plus nombreuses que dans le cadre de l'ESR-E (il ne s'agit plus uniquement de l'empoisonnement secondaire).

3. Evaluation simplifiée des risques à l'écosystème (ESR-E)

3.1. Conditions de réalisation d'une ESR-E et champ d'application

A l'exception des situations visées aux sections 3.7.4 et 5.2. de la partie A du GRER, l'ESR-E est réalisée dans toutes les situations de sites pollués, pour tous les usages (I à V), en parallèle des évaluations des risques à la santé humaine et aux eaux souterraines. L'ESR-E s'intéresse uniquement à la qualité des sols.

L'ESR-E porte sur les concentrations en polluants du sol de surface (0 - 1 m-ns[4]) : pour décider des conclusions de l'ESR en termes d'acceptabilité ou non du risque et nécessité de réaliser une EDR-E, seules les concentrations en polluants du sol de surface sont prises en considération. Toutefois, les concentrations des couches de sol de profondeur (>1 m-ns).sont également prises en compte pour évaluer la nécessité de mettre en place des mesures de sécurité orientées sur la prévention du retour en surface des couches de sol polluées de profondeur et/ou de l'enlèvement du recouvrement du sol (si cela est pertinent).

3.2. Méthode générale

L'ESR-E suit les étapes générales suivantes :

- analyse préliminaire ;
- comparaison des Cs du sol aux valeurs limites (de 1er et 2ème niveau) orientées sur les risques écotoxicologiques, soit les valeurs limites VS_E et VI_E ;
- interprétation des résultats.

Ces étapes sont détaillées aux sections 3.3 à 3.5 ci-dessous.

3.3. Analyse préliminaire

L'analyse préliminaire correspond à l'ensemble des travaux préalables et indispensables à la réalisation de l'étape de comparaison des concentrations représentatives du sol aux valeurs limites VS_E et VI_E. Il s'agit en particulier :

- d'établir (ou d'ajuster) le MCS ;
- définir les **unités spatiales d'analyse** (fonction de la stratégie générale adoptée et du MCS) ;
- de vérifier la faisabilité de l'étape de comparaison aux valeurs limites VS_E et VI_E, et en particulier de vérifier la disponibilité des valeurs limites pour les polluants qui doivent être évalués. Le cas échéant (polluant non normé), l'expert définira la stratégie qu'il compte suivre en se référant aux lignes directrices fixées en section 3.4.;

[4] 1 m-ns : 1 mètre sous le niveau du sol.

- de préparer et de sélectionner les données de concentrations pour l'étape de comparaison : calcul et justification des concentrations représentatives en se référant aux lignes directrices de la section 2.1.

3.4. Comparaison aux valeurs limites VS_E et VI_E

L'ESR-E consiste à comparer, séparément, les concentrations représentatives de la couche de sols de surface (0 -1 m-ns), et de la (ou des) couche(s) de profondeur (>1 m-ns), aux valeurs limites VS_E et VI_E. Les principes d'application de ces tests sont distingués ci-dessous (section 3.4.2.).

Les valeurs des VS_E et VI_E sont fournies à l'**Annexe D1** du présent document. Les hypothèses et les principes qui ont prévalu à l'établissement de ces valeurs (fondements des valeurs limites VS_E et VI_E) sont résumés à la section 3.4.1 ci-dessous. Ils sont repris dans le détail aux annexes D2 et D3. Si les valeurs limites VS_E / VI_E ne sont pas disponibles (substance chimique non normée), trois possibilités s'offrent à l'expert :

- utiliser des données équivalentes aux VS_E / VI_E disponibles dans une législation étrangère ayant recourt à des approches méthodologiques rigoureuses pour produire ce type de données (exemples : CCME, CEAEQ, RIVM, US EPA, Efroymson *et al.*, 1997a et b) ;
- calculer des VS_E et VI_E suivant la procédure de calcul détaillée aux **Annexes D2** et **D3** avec un caractère obligatoire pour les sites d'usage I et II (ou sites assimilés - se référer aux encadrés 1 et 2, section 3.5.1 de ce document) et facultatif pour les autres types d'usage (III à V) ;
- recommander la réalisation d'une EDR-E.

Préalablement à la mise en œuvre de ces stratégies, il est recommandé à l'expert de s'informer auprès de la DPS sur l'existence d'éventuelles études de risques dans lesquelles le polluant pourrait déjà avoir été abordé et sur les éventuelles valeurs provisoires de VS_E et VI_E disponibles.

3.4.1. Hypothèses et principes sur lesquels les VS_E et VI_E sont établies

3.4.1.1 La valeur seuil générique partielle pour la protection des écosystèmes (VS_E)

Pour une substance chimique, la valeur seuil générique partielle pour la protection des écosystèmes VS_E se définit comme la concentration en substance chimique dans le sol de surface (0 – 1 m) au-delà de laquelle des effets préjudiciables pour les processus biologiques du sol et les espèces potentiellement présentes sont susceptibles d'exister. Étant donné que la réalité de ces effets dépend d'un certain nombre de facteurs, parmi lesquels la biodisponibilité des polluants présents, le dépassement de la VS_E constitue une indication d'un stress biologique pour l'écosystème.

La procédure de calcul des VS_E est décrite de façon détaillée dans les annexes D2 et D3. Cette procédure consiste à estimer la sensibilité des écosystèmes à une substance chimique donnée à partir de données d'écotoxicité relatives à un processus biologique du sol (l'activité d'une enzyme, la respiration microbienne, la minéralisation de l'azote, etc.) ainsi qu'à des organismes terrestres de différents niveaux trophiques. Les données, récoltées dans la littérature scientifique, sont :

- ajustées aux propriétés de trois sols standard (**Annexe B 9**, partie B du GRER) ;
- puis extrapolées à l'écosystème. La méthode d'extrapolation est fonction du type et du nombre de données d'écotoxicité disponibles.

Dans le cas des usages I (naturel), la procédure tient compte du risque d'empoisonnement secondaire des oiseaux et des mammifères. Dans le cas des usages II (agricole), la procédure tient compte du risque d'empoisonnement secondaire des herbivores pâturant en suivant l'approche canadienne (CCME, 1996).

Le risque écotoxicologique ne revêtant pas la même importance pour les divers types d'usages, les niveaux de protection considérés pour le calcul des VS_E décroissent de l'usage le plus sensible (usage I, naturel : niveau de protection le plus élevé) au moins sensible (usage V, industriel : niveau de protection le moins élevé) :

- usage I (naturel) : protection de 80 % des récepteurs biologiques ;
- usage II (agricole) : protection de 80 % des récepteurs biologiques ;
- usage III (résidentiel) : protection de 60 % des récepteurs biologiques ;
- usage IV (commercial/récréatif) : protection de 60 % des récepteurs biologiques ;
- usage V (industriel) : protection de 50 % des récepteurs biologiques.

Ainsi, le critère retenu pour conclure à l'absence d'indication de stress biologique dans le cadre de l'ESR-E est plus sévère pour les usages I et II que pour les autres usages dont les fonctions primaires sont d'offrir un support à l'activité humaine.

Pour les fractions constitutives des hydrocarbures pétroliers ainsi que les cyanures totaux, des procédures particulières ont été adoptées pour déterminer les VS_E (**Annexe D2**).

3.4.1.2 Les valeurs d'intervention pour la protection des écosystèmes (VI_E)

Pour une substance chimique, la valeur d'intervention pour la protection des écosystèmes VI_E se définit comme la concentration en polluant dans le sol au-delà de laquelle le fonctionnement de l'écosystème est menacé à un point tel que des mesures de sécurité et/ou de suivi sont requises.

La procédure de calcul des VI_E respecte la même procédure que celle définie pour le calcul des VS_E (**Annexe D2**). De manière spécifique, pour les usages I et II, la VI_E tient compte des risques pour les niveaux trophiques supérieurs en considérant les risques d'empoisonnement secondaire pour les oiseaux et les mammifères pour les usages I, ou les herbivores pâturant pour les usages II. Pour ces usages (I et II), la valeur de VI_E correspond à un niveau de protection de 50 %. Pour les usages III (résidentiel), IV (récréatif et commercial) et V (industriel), la valeur de VI_E est fixée sur base d'autres critères (**Annexe D2**) permettant d'assurer une activité minimale du sol compatible avec les usages III à V.

Ces valeurs VI_E interviennent uniquement pour la codification des résultats de l'ESR-E et pour déterminer les besoins en mesures de sécurité et de suivi.

3.4.2. Principes d'application des tests de comparaison pour la couche de surface et les couches de sol de profondeur

La procédure de comparaison aux valeurs limites consiste tout d'abord à comparer les concentrations représentatives en polluants présents dans les <u>sols de surface</u> (0 -1 m-ns), $C_{s\ -\ Surface}$ (section 2.1.1) :

- aux valeurs seuils génériques partielles relatives à la protection des écosystèmes, les VS_E, en vue de définir les suites éventuelles à donner à l'ER-E ;
- aux valeurs d'intervention définies pour la protection des écosystèmes, les VI_E, en vue de :
  - permettre une codification des résultats de l'ESR-E traduisant les niveaux de risques (section 3.5.2) ;
  - évaluer la nécessité de mettre en place des mesures de sécurité et de suivi (section 3.5.2).

La comparaison aux VI_E n'a pas de conséquence sur le plan des suites éventuelles à donner à l'ER-E.

La figure 1 schématise la procédure de comparaison des $C_{s\ -\ Surface}$ aux VS_E et ses conclusions opérationnelles.

L'ESR-E consiste également à comparer les concentrations représentatives en polluants présents dans les couches de sols de profondeur (> 1 m-ns), $C_{s\ -\ Profondeur}$, aux valeurs d'intervention définies pour la protection des écosystèmes, VI_E. Cette comparaison intervient dans la codification du risque écotoxicologique (section 3.5.2) et permet de conclure sur la nécessité de mettre en place des mesures de sécurité et de suivi destinées à prévenir le retour en surface des terres de profondeur et/ou de l'enlèvement du recouvrement du sol (si cela est pertinent).

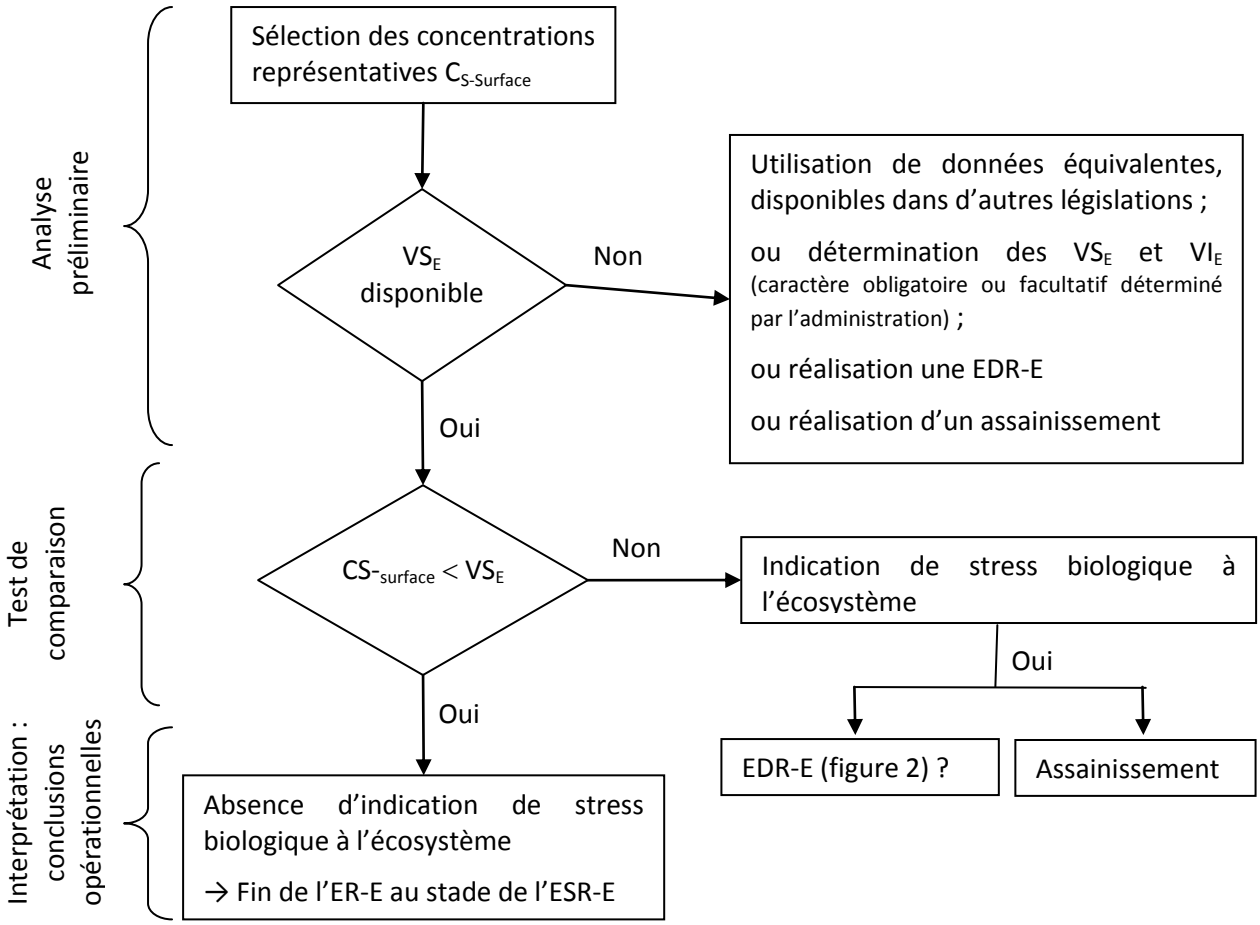

Figure 1 : Procédure de comparaison des $C_{s\ -\ Surface}$ aux VS_E pour la déduction des conclusions opérationnelles de l'ESR-E

3.4.3. Interprétation des résultats de comparaison

3.4.3.1 Comparaison aux VS_E

- Si la concentration $C_{s\ -\ Surface}$ est inférieure à la VS_E pour tous les polluants présents, alors l'ER-E conclut à une absence d'indication de stress biologique (et *a fortiori*, absence de menace grave pour les écosystèmes) et l'ER-E ne doit pas être poursuivie par une EDR-E. Conformément à la partie A (section 5.6.2.3), il y a encore lieu de vérifier si des mesures de sécurité et/ou de suivi doivent être appliquées afin de couvrir les risques associés à des scénario potentiels.

- Si la concentration $C_{s\ -\ Surface}$ est supérieure à la VS_E pour un ou plusieurs polluants, alors l'ER-E conclut à une indication de stress biologique. Dans ce cas, la conclusion de l'ESR-E est que la pollution du sol constitue potentiellement une menace grave (hypothèse de menace grave, cf., GRER-partie A, section 5.4.2.), au sens de l'article 2.6° du « décret sols ». L'ER-E peut se poursuivre par une EDR-E (section 4).

3.4.3.2 Comparaison aux VI_E

Dans le cadre de l'ESR-E, les concentrations représentatives en polluants des sols de surface $C_{s\ -\ Surface}$ (0 – 1 m-ns) et des sols de profondeur $C_{s\ -\ Profondeur}$ (> 1 m-ns) doivent être également comparées aux valeurs d'intervention définies pour la protection des écosystèmes, les valeurs limites VI_E. Ces valeurs constituent un outil supplémentaire pour l'interprétation des C_s en termes de risque pour les récepteurs écologiques.

La comparaison des concentrations représentatives du sol aux VI_E permet de déterminer s'il est nécessaire de mettre en place des mesures de sécurité et/ou de suivi : ces mesures trouvent à s'appliquer lorsque la comparaison aux VS_E conclut à une indication de stress biologique mais que celle-ci ne mène pas à une EDR-E (section 3.5.1 et figure 2) ; lorsque l'ER-E est poursuivie par une EDR-E (section 0), celle-ci et ses suites opérationnelles éventuelles (assainissement, mesures de sécurité et/ou de suivi) définiront *in fine* si des mesures de sécurité et/ou de suivi doivent être mises en place ainsi que la nature des mesures et leurs prescriptions d'application.

Les principes généraux définissant la nature des mesures de sécurité à mettre en place ainsi que les mesures de suivi sont fournis à la section 5.6.2. de la partie A du GRER.

- Si la concentration $C_{s\ -\ Surface}$ est inférieure à la VI_E pour tous les polluants présents, alors les mesures de sécurité et de suivi ne sont pas nécessaires.
- Si la concentration $C_{s\ -\ Surface}$ est supérieure à la VI_E pour un ou plusieurs polluants, alors des mesures de sécurité, éventuellement assorties de mesures de suivi, doivent être définies et mises en place sur le site.
- Si la concentration $C_{s\ -\ Profondeur}$ est inférieure à la VI_E pour tous les polluants présents, alors les mesures de sécurité et de suivi ne sont pas nécessaires.
- Si la concentration $C_{s\ -\ Profondeur}$ est supérieure à la VI_E pour un ou plusieurs polluants, alors des mesures de sécurité (orientées sur la prévention du retour en surface des terres de profondeur et/ou de l'enlèvement du recouvrement du sol si cela est pertinent) doivent être définies et mises en place sur le site.

3.5. Interprétation des résultats de l'ESR-E

3.5.1. De l'ESR-E à l'EDR-E

Si la procédure de comparaison des $C_{S\text{-}Surface}$ aux VS_E conclut à une indication de stress biologique (cf. Figure 1), donc à la présence potentielle d'une menace grave pour l'écosystème tel que définit dans le « décret sols », l'ER-E peut se poursuivre par une évaluation détaillée des risques à l'écosystème EDR-E.

Les différents cas de figure pouvant faire l'objet d'une EDR-E sont décrits ci-dessous et repris sur la figure 2.

- **Pour les usages I et II** définis dans le « décret sols », la nécessité de réaliser une EDR-E (section 5) avec un caractère obligatoire ou facultatif est déterminée par un **comité de concertation**. Ce comité est composé d'intervenants de la Direction Générale Opérationnelle Agriculture, Ressources naturelles et Environnement (DGO3) tels que des intervenants du Département du Sol et des Déchets (DSD), du Département de l'Etude du Milieu Naturel et Agricole (DEMNA), du Département de la Nature et des Forêts (DNF), et de l'Institut scientifique de Service public (ISSeP). D'autres intervenants pourront être consultés selon les problématiques et les projets. Il est par ailleurs toujours loisible de réaliser une EDR-E de manière volontaire.

- **Pour les usages III à V** définis dans le « décret sols » :

  - Il est possible de réaliser une EDR-E sur une base volontaire, notamment si le projet comprend la mise en place d'une zone paysagée pouvant attirer des organismes biologiques sur le site. Ce type d'aménagements permet de réaliser un gain environnemental et promeut la restauration de la qualité biologique de ces sites, en lien avec la Politique générale sur la qualité des sols (Plan d'environnement pour le développement durable, PEDD).

  - Le comité de concertation décide de réaliser une EDR-E sur le terrain, en lien avec les règlementations visant la protection des milieux sensibles ou zones d'intérêt tel que définit dans l'encadré 2 (adapté de l'OVAM, 2010) :

    - si le terrain est affecté à un des usages repris dans l'encadré 1 ;

    - si le MCS a mis en évidence la présence d'un milieu sensible ou d'une zone d'intérêt (encadré 2) sur le terrain évalué ;

    - si le MCS a mis en évidence la présence d'une source de pollution et d'une voie de transfert vers un milieu sensible ou une zone d'intérêt sensible (encadré 2) située à proximité du terrain étudié.

Encadré 1 – Liste des usages assimilés aux usages I et II pour l'EDR-E.

➢ Usage III

- Parcs résidentiels de week-end (équipement touristique).

➢ Usage IV

- Berges des voies navigables et des plans d'eau, chemins de halage et Réseau autonome de voies lentes (RAVEL);
- Parcs publics et privés, parcs d'attraction, parcs de récréation touristique (dans le cas de zones présentant d'importants aménagements paysagers).

Encadré 2 – Milieux sensibles et zones d'intérêt pour la protection de la biodiversité.

- Cavités souterraines d'intérêt scientifiques (CSIS);
- Parcs naturels de Wallonie;
- Présence d'espèces à protéger, faune et flore (menacées d'extinction, vulnérables, etc.);
- Présence d'un sujet inscrit sur la liste des arbres et des haies remarquables;
- Proximité d'un site classé sur la Liste du patrimoine exceptionnel de la Région Wallonne;
- Proximité d'un site classé sur la Liste du patrimoine immobilier exceptionnel de la Région wallonne;
- Réserves naturelles domaniales (RND);
- Réserves naturelles agréées (RNA);
- Réserves forestières (RF);
- Sites de grand intérêt biologique (SGIB);
- Zones humides d'intérêt biologique (ZHIB);
- Zones humides d'importance internationale (sites Ramsar);
- Zones Natura 2000;
- Zones agricoles au sens des plans de secteur ;
- Zones d'espaces verts au sens des plans de secteur ;
- Zones forestières au sens des plans de secteur ;
- Zones naturelles au sens des plans de secteur.

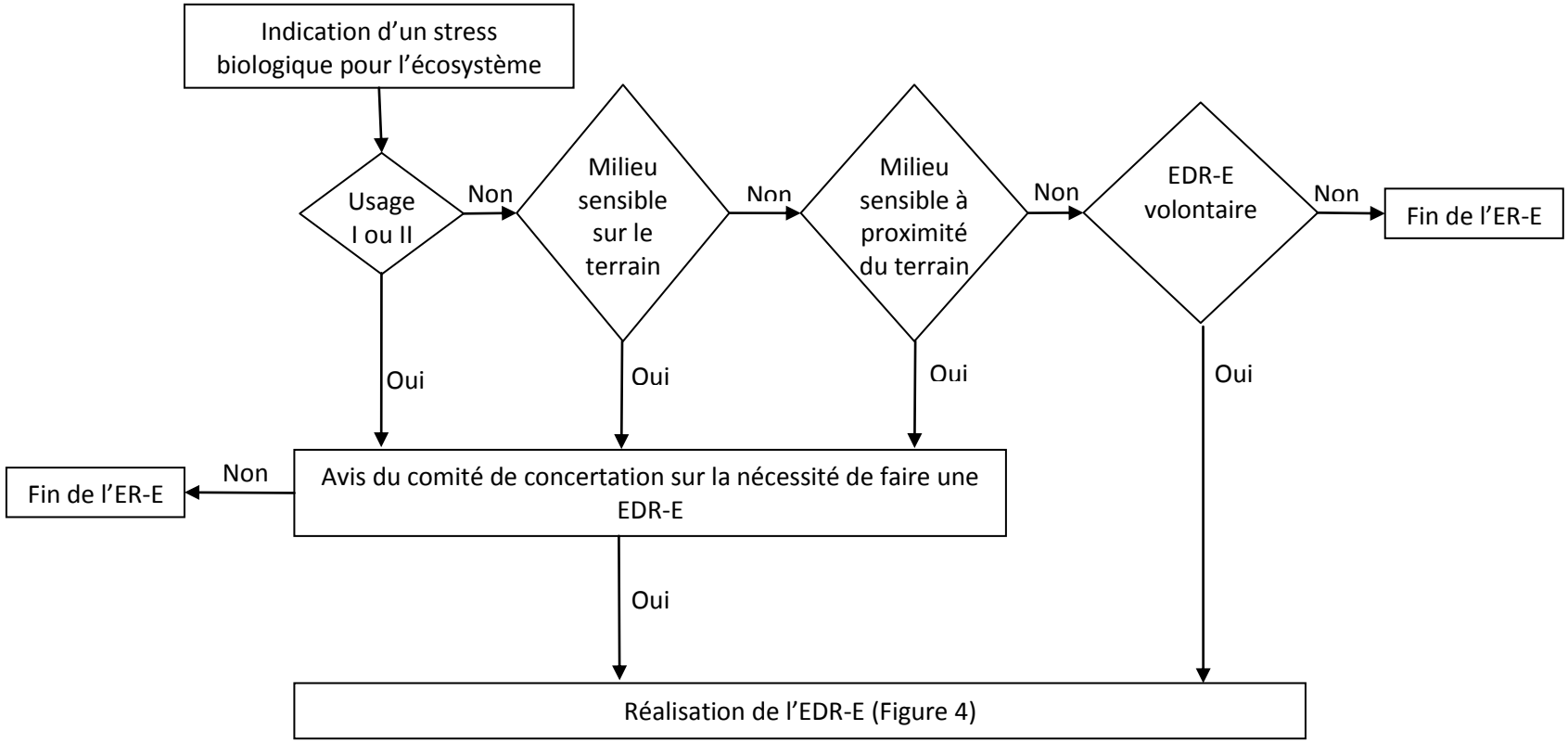

Figure 2 : De l'ESR-E à l'EDR-E

3.5.2. Codification des résultats (classes de risque)

La codification des résultats de l'ESR-E exploite les résultats des tests de comparaison et suit les étapes logiques définies dans l'organigramme ci-dessous (figure 3) :

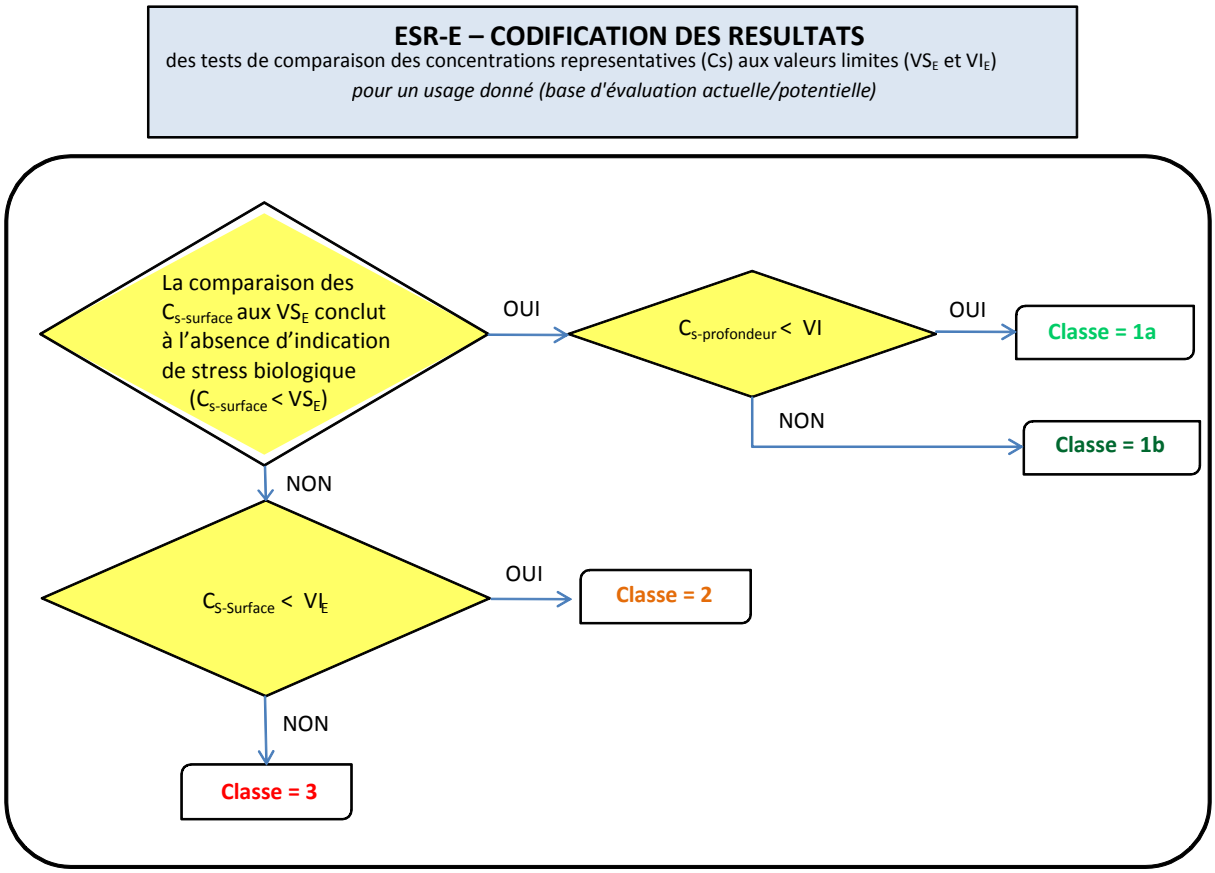

Figure 3 : Attribution d'une classe de risque aux résultats obtenus par l'ESR-E

Suivant la logique ci-dessus, les quatre situations (classes) suivantes sont envisagées à l'issue de l'ESR-E :

- Il n'existe pas d'indication de stress biologique pour l'écosystème dans le sol de surface (0-1 m-ns) ($C_{S\text{-surface}} < VS_E$) pour le terrain étudié et :
  - les concentrations de polluants présents en profondeur sont inférieures à VI_E (> 1 m-ns). La classe de risque attribuée est de 1a ;
  - la concentration d'un ou plusieurs polluants présents en profondeur est supérieure à la VI_E (> 1 m-ns). La classe de risque attribuée est de 1b.
- Il existe une indication de stress biologique pour l'écosystème pour le site étudié. Un ou plusieurs polluants présente(nt) des concentrations comprises entre VS_E et VI_E dans le sol de surface (0-1 m-ns). Le stress biologique est probable et la classe de risque est de 2.

- Il existe une indication de stress biologique pour l'écosystème pour le site étudié. Un ou plusieurs polluants présentent des concentrations supérieures aux VI_E dans le sol de surface (sol 0-1 m-ns). Le stress biologique est très probable et la classe de risque est de 3.

3.5.3. Mise en place de mesures de sécurité et/ou de suivi

Lorsque l'ESR-E conclut à une indication de stress biologique pour l'écosystème et que l'ER-E est poursuivie par une EDR-E (section 4), celle-ci et ses suites opérationnelles éventuelles (assainissement, mesures de gestion des risques) définiront *in fine* si des mesures de sécurité et de suivi doivent être mises en place ainsi que la nature des mesures et leurs prescriptions d'application.

Dans les autres situations, des mesures de sécurité éventuellement assorties de mesures de suivi doivent être mises en place :

- lorsque la concentration $C_{s-Surface}$ est supérieure à la VI_E pour un ou plusieurs polluants ;
- lorsque la concentration $C_{s-Profondeur}$ est supérieure à la VI_E pour un ou plusieurs polluants.

Dans ce deuxième cas, les mesures de sécurité et de suivi sont destinées à prévenir le retour en surface des terres de profondeur polluées et/ou de l'enlèvement du recouvrement du sol (si cela est pertinent). Dans les autres cas, on se référera aux principes généraux définissant la nature des mesures de sécurité à mettre en place pour couvrir les risques aux écosystèmes, ainsi que les mesures de suivi que leur sont assorties, qui sont fournis à la section 5.6.2. de la partie A du GRER.

4. Evaluation détaillée des risques à l'écosystème (EDR-E)

L'évaluation détaillée des risques à l'écosystème (EDR-E) (figure 4) a pour objectif de :

- confirmer ou d'infirmer l'indication de stress biologique pour l'écosystème mis en évidence lors de l'ESR-E ;
- préciser les risques de stress biologique pour l'écosystème qui ont été identifiés lors de l'ESR-E.

Si la conclusion de l'EDR-E est qu'il n'existe pas de stress biologique avéré (usage effectif) ou vraisemblable (usage planologique ou envisagé) pour l'écosystème, l'ER-E est terminée.

Si la conclusion de l'EDR-E est qu'il existe un stress biologique avéré (usage effectif) ou vraisemblable (usage planologique ou envisagé) pour l'écosystème, l'expert devra identifier les mesures qui doivent être mises en place (assainissement, mesures de sécurité et/ou de suivi), pour faciliter la récupération biologique du site. Dans ce cas, la méthode retenue devra en effet favoriser la restauration de la qualité biologique du milieu, sans nécessairement entraîner de surcoût.

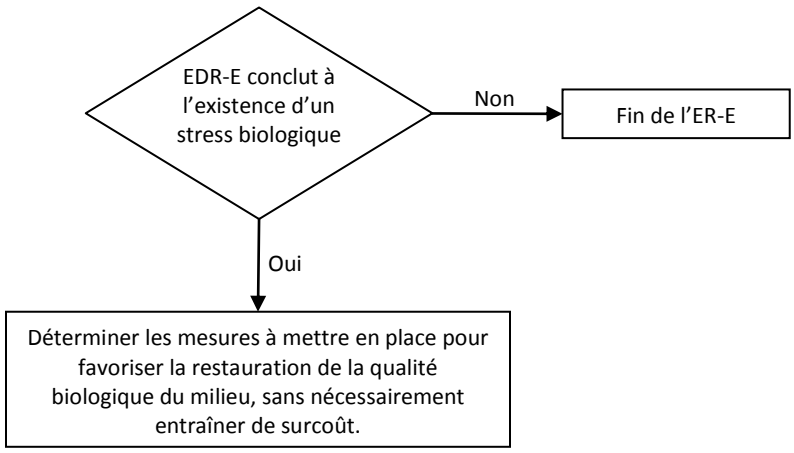

Figure 4 : Evaluation détaillée des risques à l'écosystème (EDR-E).

Le niveau de détails de l'EDR-E est défini selon les besoins de connaissance sur tel ou tel aspect particulier du site pollué, afin d'affiner la méthode d'évaluation et le niveau de certitude dans les risques estimés. L'EDR-E peut donc être adaptée d'un site à l'autre.

La présente section n'a pas pour objectif de décrire une procédure précise mais plutôt de présenter un certain nombre d'options méthodologiques et de documents de référence

disponibles pour l'expert qui devra mener une EDR-E. Les auteurs ne prétendent pas avoir référencé l'ensemble des outils et des méthodes disponibles actuellement.

4.1. Méthode du quotient

La méthode du quotient peut être utilisée en première approche pour l'EDR-E (CCME, 1996; CEAEQ, 1998; US EPA, 1998). L'équation générale de la méthode du quotient est la suivante :

$$IR = \sum_{i,j=1}^{n} \left(EE_{ij} / Vréf_{ij} \right)$$

avec :

IR : indice de risque estimé ;

EE_{ij} : exposition estimée (concentration, dose) pour la substance *i* et la voie d'exposition *j* ;

$Vréf_{ij}$: valeur de référence (concentration, dose) pour la substance *i* et la voie d'exposition *j*.

Les indices de risques sont établis pour chaque polluant et chaque récepteur écologique identifiés dans le MCS.

Si l'indice de risque IR est inférieur à 1,0, le polluant considéré n'induit pas de stress biologique pour le récepteur écologique considéré. Si c'est le cas pour tous les polluants présents dans le sol, l'EDR-E conclut à une absence de stress biologique pour l'écosystème. L'ER-E est terminée.

Si l'indice de risque est supérieur à 1,0, le polluant considéré induit un stress biologique pour le récepteur écologique considéré. L'EDR-E conclut à la présence avérée (usage effectif) ou vraisemblable (usage planologique) d'un stress biologique, soit à une menace grave pour l'écosystème.

L'exposition est estimée pour chaque récepteur considéré, de façon indépendante, à partir des concentrations de polluants dans les différents média d'exposition du récepteur : particules de sol, eau de surface, nourriture, air. Elle peut être déterminée à partir de mesures directes, telle que l'analyse des concentrations en polluants dans les végétaux et les invertébrés du sol, ou par une modélisation de l'exposition. Ces modélisations font appel à un certains nombres d'équations allométriques ainsi qu'à des facteurs d'exposition spécifiques aux espèces retenues pour l'évaluation : régime alimentaire, taux d'ingestion d'eau, de sols, de nourriture, aire d'alimentation, etc.

Le document de l'US EPA décrivant la procédure d'établissement des valeurs Eco-SSL (*Ecological soil screening level* ; US EPA, 2005 ; US EPA 2007a) fournit une liste des équations généralement utilisées pour évaluer l'exposition des oiseaux et des mammifères aux polluants présents dans le sol. US EPA a produit en 1993 un document, en deux volumes, répertoriant les facteurs d'exposition d'un grand nombre d'organismes. Le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec a par ailleurs produit en 2008 des fiches descriptives pour 20 mammifères et 28 oiseaux qui fournissent des exemples des facteurs d'exposition qui sont nécessaire pour estimer l'exposition des organismes des niveaux trophiques supérieurs (http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/ecotoxicologie/).

Les valeurs toxicologiques de référence pour les récepteurs écologiques, VRE[5], correspondent au niveau d'effet tolérable pour l'organisme, c'est-à-dire qui n'induit pas de stress biologique non acceptable, pour un niveau d'effet donné (20, 40 ou 50 % d'effet accepté selon les usages considérés). Les valeurs de référence, comme la concentration ou la dose d'exposition doivent être déterminées pour chaque catégorie de récepteurs considérés, et de façon indépendante. Tel que précisé dans l'**Annexe D2** de ce document, il existe différentes méthodes pour déterminer ces valeurs de références. L'**Annexe D2** en propose une qu'il convient d'adapter pour obtenir une valeur pour chaque catégorie de récepteur. Les références scientifiques suivantes en proposent d'autres : US EPA, 2003b; US EPA, 2007b; Triffault-Bouchet *et al.*, 2011. Un certain nombre d'organismes ont d'ores et déjà proposé des valeurs de référence : US EPA avec les Eco-SSL (10 % d'effet), les valeurs de référence du CEAEQ (20 et 40 % d'effet, respectivement nommées N2 et N3; CEAEQ, 2000), les valeurs proposées par Efroymson *et al.* (20 % d'effet; 1997a et b).

Notons également que quelques logiciels ont été développés pour estimer les risques pour les récepteurs écologiques. Il existe deux catégories de modèle de simulation (Pastorok *et al.*, 2002) :

- les modèles de population qui sont utilisés pour estimer les réponses directes sur une population. Citons en exemple RAMAS GIS® qui permet de relier des données spatiales avec la viabilité d'une population et RAMAS Metapop® qui permet de réaliser des analyses de viabilité pour des populations vivant sur des territoires fragmentés (RAMAS® Softwares, http://www.ramas.com/ramas.htm).

- les modèles multispécifiques qui sont utilisés pour estimer les réponses directes sur une communauté ainsi que les réponses indirectes sur une population. Citons en exemple : TerraSys™ (http://www.sanexen.com/fr/terrasys/) permettant la modélisation des concentrations et de l'exposition des récepteurs écologiques, dans des systèmes complexes comprenant plusieurs niveaux trophiques et type d'habitats (Trépanier, 2003), développé par Sanexen Services Environnementaux inc. Un autre exemple est le logiciel BERISP-DSS (http://www.berisp.org/), développé par un consortium de recherche composé d'universitaires, d'organismes de recherche, etc., des Pays-Bas, de Belgique et de Grande-Bretagne. Cet outil a pour objectif de proposer de nouvelles options de gestion pour les sols pollués en introduisant le concept de planification spatiale qui consiste à opérer des changements dans la configuration de l'habitat pour limiter les risques identifiés pour les récepteurs écologiques.

Afin d'améliorer la prédiction des modèles d'exposition utilisés, il est également possible de réaliser un certain nombre d'expérimentations pour obtenir des données spécifiques au site à l'étude tel que des facteurs de bioconcentration sol-plantes ou sol-invertébrés, ou encore les K_{ow}. L'exposition ainsi que les VRE peuvent être également représentées par des distributions de valeurs.

---

[5] Ces valeurs toxicologiques de référence pour les récepteurs écologiques ne sont pas les valeurs de l'annexe 1 du « décret sols » mais des concentrations seuils d'effet comme il est précisé dans cette section.

4.2. Approches expérimentales

L'EDR-E peut être réalisée à l'aide de méthodes expérimentales qui permettront d'affiner les résultats pour telle ou telle voie d'exposition, tel ou tel récepteur écologique, etc. Pour ce faire, il est possible d'avoir recours à différentes approches qui peuvent être réalisées au besoin selon les risques identifiés pour le site à l'étude (*e.g.*, Jensen & Mesman, 2007). Ces approches visent à mettre en relation l'exposition effective des récepteurs aux polluants présents et les effets observés ou potentiels sur les récepteurs écologiques.

Les approches disponibles sont les suivantes :

- estimation des concentrations en polluants biodisponibles par des méthodes chimiques : différents extractants chimiques sont utilisés pour évaluer la fraction mobile et disponible du ou des polluants ;
- réalisation de tests écotoxicologiques de laboratoire (encadré 3) ou *in situ* pour évaluer l'effet de la fraction biodisponible de tous les polluants présents dans le sol, en tenant compte d'éventuels effets d'additivité, de synergie et d'antagonisme. Les paramètres d'effets mesurés sont la croissance, la reproduction, la mortalité, la bioaccumulation, etc. ;
- étude écologique sur le site : inventaires floristique et faunistique (Jensen & Mesman, 2007).

Une **démarche du poids de la preuve** est ensuite utilisée pour interpréter les résultats obtenus avec ces différentes approches (Menzie *et al.*, 1996). Cette méthode est définie comme « le processus par lequel les paramètres de mesure sont liés à un paramètre d'évaluation afin de déterminer si un risque important est causé à l'environnement » (Menzie *et al.*, 1996). Les références suivantes proposent des méthodologies : Menzie *et al*., 1996; CEAEQ, 1998; Jensen & Mesman, 2007; Environmental agency, 2008.

4.2.1. Méthodes physico-chimiques

De nombreuses **méthodes physico-chimiques d'estimation de la fraction biodisponible** des polluants ont été développées ces dernières années. La norme française ISO 18772 (2008) et la norme internationale ISO/FDIS 17402 (2008) répertorient l'ensemble des méthodes actuellement disponibles et fournissent un cadre pour la sélection des outils à utiliser. C'est également le cas dans le guide de la procédure d'évaluation proposée par Jensen & Mesman (2007). La liste suivante présente des exemples des méthodes existantes, non normées :

- extraction à l'eau pour les polluants dissous dans l'eau porale ;
- extraction avec une solution de chlorure de calcium $CaCl_2$ pour mimer la fraction disponible de certains métaux pour des plantes et des invertébrés du sol ;

- extraction par diffusion passive pour évaluer la disponibilité des polluants vis-à-vis des végétaux. Ces méthodes simulent la diffusion des polluants à travers une membrane, *e.g.*, DGT : *Diffusive Gradients in Thin films* (Davidson *et al.*, 2007; Zhang *et al.*, 1998) ;
- extraction à l'acide, *e.g.*, acide nitrique HNO_3 ;
- détermination de la bioaccessibilité, méthode qui consiste à simuler l'absorption gastro-intestinale dans les organismes des niveaux trophiques supérieurs (US EPA, 2008; Poucha & Zagury, 2006) ;
- extraction avec différents adsorbants, *e.g.*, Tenax® (résine de polymères poreuse) ;
- extraction séquentielle sélective (Tessier *et al.*, 1979; Zagury *et al.*, 2006) pour déterminer quantitativement la répartition des métaux entre différentes phases du sol : fraction échangeable (liée aux carbonates), fraction réductible (liée aux oxydes de fer et de manganèse) et fraction oxydable (liée à la matière organique).

4.2.2. Tests écotoxicologiques spécifiques pour les sols

De nombreux développements ont été réalisés ces dix dernières années pour **les tests écotoxicologiques spécifiques pour les sols pour déterminer la fraction biodisponible** des polluants. La norme internationale ISO/FDIS 17402 (2008) répertorie l'ensemble des tests disponibles. Le document de l'*Environmental agency* de la Grande-Bretagne (2008) fournit également des informations utiles quant au choix des tests à utiliser, de même que le document de Jensen & Mesman (2007). Le tableau 2 présente des exemples des méthodes disponibles.

Tableau 2 – Exemples des tests écotoxicologiques terrestre pour évaluer la biodisponibilité des polluants (exposition par le sol entier).

Organisme	Paramètre mesuré	Méthode
Microorganismes du sol	Respiration	ISO 14240-1 (1997a) et ISO 17155 (2002)
	Nitrification	ISO 14238 (1997b)
Plantes	Germination/croissance	ISO 11269-2 (2005)
Collemboles : *Folsomia candida*	Reproduction	ISO 11267 (1999)
Vers de terre : *Eisenia fetida* ou *andrei*	Évitement	ISO 17512-1 (2008c)
	Survie	ISO 11268-1 (1993)
	Reproduction	ISO 11268-2 (1998)

Encadré 3 – Tests écotoxicologiques

Il existe une grande variété d'outils d'évaluation des effets écotoxicologiques des polluants. Les récepteurs qu'ils considèrent, le niveau de complexité qu'ils intègrent, la sévérité et les types d'effets considérés, qu'ils permettent d'évaluer, leur mise en œuvre (tests en laboratoire ou *in situ*, observations de terrain) sont autant de points qui les distinguent. En règle générale, les tests écotoxicologiques consistent à exposer une ou plusieurs espèces biologiques à un échantillon de sol, d'eau, de média pollué ou à des polluants, en concentrations croissantes et à exprimer la relation concentration-effet par des paramètres caractéristiques définis. Ils sont censés refléter l'écotoxicité pour les milieux naturels terrestres ou aquatiques, à court terme (tests aigus) et à long terme (tests chroniques) ainsi que la génotoxicité (tests de génotoxicité).

L'application de ces outils de manière régulée dans le cadre d'une étude des risques écotoxicologiques permet d'appréhender les effets écotoxicologiques que l'on souhaite mettre en relation avec les concentrations totales en polluants dans le sol en fonction des propriétés du sol. Ces tests s'avèrent alors intégrateurs puisqu'ils tiennent compte de la biodisponibilité et des interactions entre polluants (antagonisme, additivité ou synergie). A contrario, les tests écotoxicologiques ne permettent pas le ciblage des composés responsables de l'écotoxicité dans le cas de mélange de polluants. C'est pourquoi, lors d'une étude des risques écotoxicologiques, les données relatives à la chimie des polluants est indispensable pour révéler l'identité des constituants écotoxiques, particulièrement dans une matrice complexe comme le sol.

Les résultats des tests écotoxicologiques sont généralement exprimés par les paramètres d'effet (*endpoints*) dont on retrouve, parmi les principaux :

- LCx : (*Lethal Concentration x %*) - concentration de l'échantillon qui induit une mortalité de x % de la population observée ;

- ECx : (*Effect Concentration x %*) - concentration de l'échantillon qui induit un effet sur x % de la population observée, comparativement aux populations témoins ;

- NOEC : (*No Observed Effect Concentration*) - concentration sans effet observé, concentration testée la plus élevée pour laquelle aucun effet significatif n'est observé par rapport aux témoins ;

- LOEC : (*Lowest Observed Effect Concentration*) - plus petite concentration testée pour laquelle on observe un effet significatif par rapport aux témoins ;

- NOAEL : (*No Observable Adverse Effect Level*) - ou dose sans effet toxique c'est-à-dire la dose la plus élevée d'une substance pour laquelle aucun effet toxique n'est observé.

5. Analyse des incertitudes

L'ER-E doit être réalisée en tenant compte des facteurs d'incertitude. Les phénomènes étudiés étant des milieux naturels et des organismes vivant, il existe, en effet, initialement une grande variabilité naturelle (incertitude stochastique) : variabilité des paramètres physico-chimiques du milieu, sensibilité différente d'une espèce à l'autre, interaction des espèces avec le milieu qui peut changer selon la saison ou le cycle de vie de l'espèce, etc. Par ailleurs, cette procédure fait appel à de nombreuses estimations, des extrapolations, des modèles prédictifs, etc., qui sont des outils traduisant plus ou moins fidèlement les phénomènes étudiés (mobilité des polluants, transferts abiotiques, bioconcentration, etc.). Ces modélisations sont empreintes d'un certain niveau d'imprécisions du fait du manque de connaissance sur les processus physico-chimiques et biologiques ainsi que du fait d'erreur expérimentale (erreur d'échantillonnage, erreur de mesures, erreur de compilation, erreur de transcription, etc.).

L'analyse de l'incertitude aide les décideurs à déterminer si des renseignements supplémentaires doivent être obtenus avant qu'une décision d'assainir ou non soit prise (Sutter, 1993). L'analyse de l'incertitude doit donc porter sur les sources d'incertitude et de variabilité majeures et permettre de limiter le niveau d'incertitude associé aux résultats obtenus, soit une présence ou non d'un stress biologique pour l'écosystème et la nécessité d'un éventuel assainissement. Parmi les sources d'incertitude majeures, notons :

- l'incertitude associée à l'estimation des concentrations en polluant dans le milieu (sol, eau de surface, air, nourriture) ;

- l'incertitude associée aux VS_E et aux VI_E du fait de l'incertitude associée aux données d'écotoxicité utilisées (*e.g.*, biodisponibilité des polluants variable d'une étude à l'autre) ainsi qu'aux modalités techniques retenues pour la procédure de détermination des VS_E et des VI_E (utilisation de données d'écotoxicité aquatique, utilisation de QSAR, non prise en compte des taux métaboliques pour les oiseaux et les mammifères, etc.).

Plusieurs documents de référence sont disponibles pour mener à bien cette analyse d'incertitude : Sutter, 1993; CEAEQ, 1998; Warren-Hicks and Moore, 1998; Hull and Swanson, 2006; CCME, 2006. Ainsi, pour mener à bien une analyse d'incertitude, il convient de :

- faire l'inventaire des sources d'incertitude associées à l'étude ;

- déterminer, si possible, l'influence relative des sources d'incertitude sur l'estimation du risque ;

- déterminer pour chaque source d'incertitude la pertinence et la faisabilité de réduire cette incertitude en modifiant la méthode d'estimation du risque ou en réalisant de nouvelles expérimentations ou recherche de données ;

- déterminer un niveau de confiance au risque estimé en fonction de tous les éléments analysés.

Lorsque c'est possible, l'incertitude pourra être quantifiée avec des méthodes basées sur la logique floue, des méthodes probabilistes (Cullen and Frey, 1999) telle que la méthode de simulation de Monte-Carlo, ou une analyse de sensibilité qui permet d'analyser un modèle mathématique en étudiant l'impact de la variabilité des facteurs d'entrée du modèle (concentration en polluants, etc.) sur la variable de sortie (concentration d'exposition des récepteurs, indice de risque, etc.).

6. Rapport et conclusions

L'ER-E se finalise par l'intégration de l'ensemble des résultats produits, en fonction du MCS et de l'analyse de l'incertitude, pour caractériser le risque de stress biologique à l'écosystème et, l'identification d'une menace grave pour l'écosystème, au sens du « décret sols ».

L'expert collige les résultats obtenus ainsi que l'interprétation des résultats dans un rapport détaillé (section 5.7. de la partie A) qui devra contenir, minimalement :

- la description du MCS ;
- les hypothèses d'étude ;
- les résultats de l'ESR-E ainsi que l'interprétation de ces résultats ;
- une argumentation expliquant la nécessité ou non de réaliser une EDR-E (le cas échéant) ;
- les conclusions de l'analyse.

7. Références

Aldenberg, T. & Joworska, J.S., 2000, Uncertainty of the hazardous concentration and fraction affected for normal species sensitivity distribution, *Ecotoxicological and environmental safety*, 46:1-18.

Aldenberg, T., 1993, ETX 1.3a, A program to calculate confidence limits for hazardous concentrations based on small samples of toxicity data, RIVM, report n° 719102015, Bilthoven, The Netherlands.

Aldenberg, T. & Slob, W., 1993, Confidence limits for hazardous concentrations based logistically distributed NOEC toxicity data, *Ecotoxicologal & environmental Safety*, 25, 48-63.

[CEAEQ] Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 2000, Valeurs de référence intérimaires pour les récepteurs terrestres, Ministère de l'Environnement du Québec, 129 p.

[CEAEQ] Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 1998, Procédure d'évaluation du risqué écotoxicologique pour la assainissement des terrains contaminés, Ministère de l'Environnement du Québec, 145 pages.

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1996, A protocol for the derivation of environmental and human health soil quality guidelines, Canadian Council of Ministers of the Environment, CCME-EPC-101E.

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1997, Cadre de travail pour l'évaluation du risqué écotoxicologique : annexes techniques.

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement, 2006, Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé humaine, ISBN-10 1-896997-46-5, 242 p.

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement, 2008, Canada-Wide Standard for Petroleum Hydrocarbons (PHC) in soil : Scientific Rationale. Suporting Technical Document. Canadian Council of Minister of the Environment.

Crommentuijn, G.H., van de Plassche, E.J. & Canton, J.H., 1994, Guidance document on the derivation of ecotoxicological criteria for serious soil pollution in view of the intervention value for soil clean-up, RIVM, report n° 955001003, Bilthoven, The Netherlands.

Crommentuijn, T., Polder, M.D. & van de Plassche, E.J., 1997, Maximum permissible concentrations and negligible concentrations for metals, taking background concentrations into account, RIVM, report n° 601501001, Bilthoven, The Netherlands.

Cullen A.C. & Frey H.C., 1999, Probabilistic techniques in exposure assessment – A handbook for dealing with variability and uncertainty in models and inputs, Plenum Press, New York, US, 335 p.

Davison, W., Zhang, H. & Warnken, K.W., 2007, Theory and application of DGT measurements in soils and sediments. In "Passive Sampling Techniques in Environmental Monitoring", Eds R. Greenwood, G. Mills, B. Vrana, Elsevier Science, pp. 353-378.

Denneman, C.A.J. & van Gestel, C.A.M., 1990, Bodemverontreiniging en bodem ecosystemen: voorstel voor C-(toetsing)warden op basis van ecotoxicologische risico's, RIVM, report n° 725201001, Bilthoven, The Netherlands.

De Temmerman, L.O., Istas, J.R., Hoenig, M., Dupire, S., Ledent, G., Van Elsen, Y., Baeten, H. & De Meyer, A., 1982, Définition des teneurs « normales » des éléments en trace de certains sols belges en tant que critère de base pour la détection et l'interprétation de la pollution des sols en général, *Revue de l'agriculture*, 35(2), 1915-1944.

Efroymson, R.A., Will, M.E. & Suter II. G.W., 1997a, Toxicological Benchmarks for Contaminants of Potential Concern for Effects on Soil and Litter Invertebrates and Heterotrophic Process: 1997 Revision, Lockheed Martin Energy Systems, Inc., for the US Department of Energy.

Efroymson, R.A., Will, M.E., Suter II. G.W. & Wooten, A.C., 1997b, Toxicological Benchmarks for Screening Contaminants of Potential Concern for Effects on Terrestrial Plants: 1997 Revision, Lockheed Martin Energy Systems, Inc., for the US Department of Energy.

Environment Agency - UK, Guidance on the use of bioassays in ecological risk assessment, 2008, Science report SC0070009/SR2c, 53 p.

Environment Agency - UK, Guidance on the attribution of cause and effect in ecological risk assessment, 2008, Science report SC0070009/SR2e, 21 p.

Goyvaerts, M.P. & Cornelis, C., 1997, Voorstel voor normering van bodemverontreiniging bij type I-betemmingen (natuur), Bijlage rapport 1997/DIA/R/051, VITO, Mol, Belgique.

Halen, H., 1993, Distribution et cinétique de mobilisation du cadmium dans le sol, Thèse, Université Catholique de Louvain, Louvain-La-Neuve.

Halen, H., Kreit, J.F. & Vanderheyden, V., 1998, Normes de qualité pour les produits/déchets valorisables sur les terres agricoles dans le cadre d'un plan d'environnement durable, Siterem – Direction Générale de l'Agriculture.

Halen, H., 1999, Attribution de normes de qualité aux sols de la Région Wallonne: annexes techniques, SPAQuE.

Harwell, M., Gentile, J., Norton, B. & Cooper, W., 1994, Issue Paper on Ecological Significance, in: US EPA, Ecological Risk Assessment Issue Paper, Risk Assessment Forum, EPA/630/R-94/009, pp 2.1 – 2.49.

Hayet, A. & Deram, A., 2009, Méthodes d'évaluation des risqué écologiques et application aux sites contaminés. 2èmes rencontres nationales de la recherche sur les sites et sols pollués, 20 et 21 octobre 2009, Paris, France.

Hull, R.N. & Swanson, S., 2006, Sequential analysis of lines of evidence – an advanced weight of evidence approach for ecological risk assessment, *Integrated Environmental Assessment and Management*, 2(4): 302-311.

Irwin, R.J., 1997, Environmental Contaminants Encyclopedia Entry on Cyanide(s) in General, National Park Service, Water Resources Divisions.

ISO, 2008a, Qualité du sol – Lignes directrices relatives aux modes opératoires de lixiviation en vue d'essais chimiques et écotoxicologiques ultérieurs des sols et matériaux des sols, ISO 18772, 35 p.

ISO, 2008b, Qualité du sol – Lignes directrices pour la sélection et l'application des méthodes d'évaluation de la biodisponibilité des contaminants dans le sol et dans les matériaux du sol, ISO/FDIS 17402, 37 p.

ISO, 2008c, Qualité du sol – Essai d'évitement pour contrôler la qualité des sols et les effets des produits chimiques sur le comportement – Partie 1 : Essai avec des vers de terre (*Eisenia fetida* et *Eisenia andrei*), ISO 17512-1, 26 p.

ISO, 2005, Qualité du sol – Détermination des effets des polluants sur la flore du sol – Partie 2 : Effets des substances chimiques sur l'émergence et la croissance des végétaux supérieurs, ISO 11269-2, 11 p.

ISO, 2002, Qualité du sol – Détermination de l'abondance et de l'activité de la microflore du sol à l'aide de courbes de respiration, ISO 17155, 12 p.

ISO, 1999, Qualité du sol – Inhibition de la reproduction de Collembola (*Folsomia candida*) par des polluants du sol, ISO 11267, 16 p.

ISO, 1998, Qualité du sol – Effet des polluants vis-à-vis des vers de terre (*Eisenia fetida*) – Partie 2 : Détermination des effets sur la reproduction, ISO 11268-2, 16 p.

ISO, 1997a, Qualité du sol – Détermination de la biomasse microbienne du sol – Partie 1 : Méthode par respiration induite par le substrat, ISO 14240-1, 5 p.

ISO, 1997b, Qualité du sol – Méthodes biologiques – Détermination de la minéralisation de l'azote et de la nitrification dans les sols, et de l'influence des produits chimiques sur ces processus, ISO 14238, 11 p.

ISO, 1993, Qualité du sol – Effet des polluants vis-à-vis des vers de terre (*Eisenia fetida*) – Partie 1 : Détermination de la toxicité aiguë en utilisant des substrats artificiels, ISO 11268-1, 6 p.

Jensen, J. & Folker-Hansen, P., 1995, Soil Quality Criteria for Selected Organic Compounds, Danish Environmental Protection Agency, Working Report n°47.

Jensen, J., Kristensen, H.L. & Scott-Fordsmand, J.J., 1997, Soil Quality Criteria for Selected Compounds, Danish Environmental Protection Agency, Working Report n°83.

Jensen, J. & Mesman, M., 2006, Ecological Risk Assessment of Contaminated Land. Decision support for site specific investigations. RIVM, report n° 711701047, Bilthoven, The Netherlands.

Jongbloed, R.H., Traas, T.P. & Luttik, R., 1996, A probabilistic model for deriving soil quality criteria based on secondary poisoning of top predators, II. Calculations for dichlorodiphenyltrichloroethane (DDT) and cadmium, *Ecotoxicological and environmental safety*, 34:279-306.

Köster, H.W., Risk assessment of historical soil pollution with cyanides ; origin, potential human exposure and evaluation of Intervention Value. RIVM, report n° 711701019, Bilthoven, The Netherlands.

Menzie, C., Henning, M.H., Cura, K., Finkelstein, K., Gentile, J., Maughan, J., Mitchell, D., Petron, S., Potocki, N., Svirsky, S. & Tyler, P., 1996, Special report of the Massachusetts weight-of-evidence workgroup: A weight-of-evidence approach for evaluating ecological risks, *Human and ecological risk assessment*, 2(2) : 277-304.

National Academy of Sciences, 1980, *Mineral Tolerance of Domestic Animals*, Washington DC.

[ORNL] Oak ridge national laboratory, 1998, A guide to the ORNL ecotoxicological screening benchmarks: background, development and application, ORNL, Environmental Sciences Division, Publication n° 4783.

[OVAM] Openbare vlaamse afvalstoffebmaatschappij, 2010, Code van geode pratijk: Uitvoeren van risico-evaluaties, OVAM-publicaties, Belgique, 61 p.

Pasrorok, R.A., Bartell, S.M., Ferson, S., Ginzburg, L.R., 2002, Ecological modeling in risk assessment – Chemical effects on populations, ecosystems, and landscapes, Lewis Publishers, New York, U.S., 302 pp.

Peijnenburg, W.J.G.M., van den Hoop, M.A.G.T., van de Meent, D. & Struijs, J., 1996, Een conceptuele basis voor het omgaan met risicogrenzen en achtergrondgehalten bij het afleiden van milieukwaliteitsdoelstellingen, RIVM, report n° 719101018, Bilthoven, The Netherlands.

Perrin, D., 2001, Etat des connaissances scientifiques concernant les tests toxicologiques, in : Biodisponibilité et écotoxicité des polluants dans les sols de la Région wallonne. Revue bibliographique. Identification des acteurs scientifiques. Proposition d'étude complémentaire. Convention SPAQuE – IRCO – ISSeP, pp 77 – 107.

Posthuma, L., van Gestel, C.A.M., Sumit, C.E., Bakker, D.J. & Vonk, W., 1998, Validation of toxicity data and risk limits for soils: final report, RIVM, report n° 607505004, Bilthoven, The Netherlands.

Pouchat, P. & Zagury, G.J., 2006, *In vitro* gastrointestinal bioavailability of arsenic in soils collected near CCA-treated utility poles. *Environmental Science and Technology,* 40, 4317-4323.

[RIVM] Rijksinstituut voor volksgezondheid en milieu, 1998, Environmental Risk Limits in the Netherlands, Bilthoven, The Netherlands.

Romijn, C.A.F.M., Luttik, R., & Canton, J.H., 1994, Presentation of a general algorithm to include effect assessment on secondary poisoning in the derivation of environmental quality criteria, 2. Terrestrial food chains, *Ecotoxicology and environmental safety*, 27: 107-127.

Romijn, C.A.F.M., Luttik, R., Sloof, W. & Canton, J.H., 1991, Presentation of a general algorithm for effect-assessment on secondary poisoning, II terrestrial food chains, RIVM, report n° 679102007, Bilthoven, The Netherlands.

Sample, B.E., Opresko, D.M. & Suter II. G.W., 1996, Toxicological Benchmarks for Wildlife: 1996 Revision, Lockheed Martin Energy Systems, Inc, for the US Department of Energy.

Sample, B.E., Aplin, M.S., Efroymson, R.A., Sutter II, G.W. & Welsh, C.J.E., 1997, Methods and tools for estimation of the exposure of terrestrial wildlife of contaminants. Rapport technique prepare pour le U.S. Department of energy, ORNL/TM-13391 Oak Ridge, TN, 113 p.

Scott-Fordsmand, J.J. & Pedersen, M.B., 1995, Soil Quality Criteria for Selected Inorganic Compounds, Danish Environmental Protection Agency, Working Report n°48.

Seak Park, H. & San juan, C., 2000 A method for assessing leaching potential for petroleum hydrocarbons release sites: multiphase and multisubstance equilibrium partitioning, *Soil and Sediment Pollution*, 9(6) : 611-632.

Sutter II G.W., 1993, Ecological risk assessment, Lewis Press, Chelsea, MI, US,

Swartjes, F.A., 1999, Risk-Based Assessment of Soil and Groundwater Quality in the Netherlands: Standards and Remediation Urgency, *Risk Analysis*, 19, 1235-1249.

Tessier, A., Campbell, P.G.C. & Bisson, M., 1979, Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals, *Analytical Chemistry*, 51: 844-851.

Traas, T.P., 2001, Guidance Document on deriving Environmental Risk Limits, RIVM, report n° 601501012, Bilthoven, The Netherlands.

Trépanier, J.P., 2003, Un nouvel outil pour l'évaluation des risques écotoxicologiques lies aux terrains contaminés : le logiciel TerraSys, Vecteur environnement, mai 2003, 36(3) : 40-50.

Triffault-Bouchet, G., Gauthier, R., Martel, L., 2011, Validation des critères B et C relatifs à la qualité des sols – Protection des écosystèmes, *Vecteur environnement*, Mars : 46-52.

[US EPA] United State Environmental Policy Agency, 2008, Standard operating procedure for an in vitro bioaccessibility assay for lead in soil, EPA 9200.1-86; U.S. EPA: Washington, DC, USA, 1-10.

[US EPA] United State Environmental Policy Agency, 2007a, Guidance for developing ecological soil screening levels (Eco-SSLs) – Exposure factors and bioaccumulation models for derivation of wildlife Eco-SSLs (attachment 4-1), http://www.epa.gov/ecotox/ecossl/, 111 p.

[US EPA] United State Environmental Policy Agency, 2007b, Guidance for developing ecological soil screening levels (Eco-SSLs) – Eco-SSL standard operation procedure (SOP) #6: derivation of wildlife toxicity reference value (TRV) (attachment 4-5), http://www.epa.gov/ecotox/ecossl/, 32 p.

[US EPA] United State Environmental Policy Agency, 2005, Guidance for developing ecological soil screening levels (Eco-SSLs), http://www.epa.gov/ecotox/ecossl/, 85 p.

[US EPA] United State Environmental Policy Agency, 2003, Guidance for developing ecological soil screening levels (Eco-SSLs) – Evaluation of dermal contact and inhalation exposure pathways for the purpose of setting Eco-SSLs (attachment 1-3), http://www.epa.gov/ecotox/ecossl/, 18 p.

[US EPA] United State Environmental Policy Agency, 2003b, Eco-SSL standard operating procedure (SOP) #2: Plant and soil invertebrate literature evaluation, data extraction, and Eco-SSL calculation (attachment 3-2), http://www.epa.gov/ecotox/ecossl/, 32 p.

[US EPA] United State Environmental Policy Agency, 2003, Guidance for developing ecological soil screening levels (Eco-SSLs) – Evaluation of dermal contact and inhalation exposure pathways for the purpose of setting Eco-SSLs, http://www.epa.gov/ecotox/ecossl/, 18 p.

[US EPA] United State Environmental Policy Agency, 1998, Guideline for ecological risk assessment, EPA/630/R-95/002F, 188 p.

[US EPA] United State Environmental Policy Agency, 1993, Wildlife exposure factors handbook, Volume I of II, EPA/600/R-93/187, 84 p.

[US EPA] United State Environmental Policy Agency, 1993, Wildlife exposure factors handbook – Appendix: Literature review database, Volume II of II, EPA/600/R-93/187, 6 p.

[US EPA] United State Environmental Policy Agency, 1992, Framework for Ecological Risk Assessment. Risk Assessment Forum, EPA/630/R/-92/001.

van de Meent, D., Aldenberg, T., Canton, J.H., van Gestel, C.A.M. & Sloof, W., 1990, Streven naar waarden, Achtergrondstudie ten behoeve van de nota "Milieukwaliteitsnormering water en bodem", RIVM, report n° 670101 001, Bilthoven, The Netherlands.

van den Hoop, M.A.G.T., 1995, Metal speciation in Dutch soils: Field-based partition coefficients for heavy metals at background levels, RIVM, report n° 719101013, Bilthoven, The Netherlands.

van de Plassche, E.J., 1994, Towards integrated environmental quality objectives for several compounds with a potential for secondary poisoning, RIVM, report n° 679101 012, Bilthoven, The Netherlands.

van Hesteren, S., van de Leemkule, M.A. & Pruiksma, M.A., 1998, Minimum soil quality, A use-based approach from an ecological perspective, Part I: Metals, Technical Soil Protection Committee (TCB), The Hague, The Netherlands.

van Leeuwen, C.J., van der Zandt, P.T.J., Aldenberg, T., Verhaar, H.J.M., Hermens, J.L.M., 1992, Application of QSARs, extrapolation and equilibrium partitioning in aquatic effects assessment: I. Narcotic industrial pollutants, *Environmental Toxicological and Chemistry*, 11: 267-282.

Verbruggen, E.M.J., Posthumus, R. & van Wezel, A.P., 2001, Ecotoxicological Serious Risk Concentrations for soil, sediment and (ground)water: updated proposals for first series of compounds, RIVM, report n° 711701020, Bilthoven, The Netherlands.

Warren-Hicks, W.J. & Moore, D.R.J, 1998, Uncertainty analysis in ecological risk assessment, Proceedings from the Pellston workshop on uncertainty analysis in ecological risk assessment, 23-28 august 1995, Pellston, Michigan, US. SETAC press, Pensacola, US, 314 p.

Zagury, G.J., Neculita, C.M., Bastien, C. & Deschênes, L., 2006, Mercury fractionation, bioavailability, and ecotoxicity in highly contaminated soils from chlor-alkali plants, *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25, 243-252.

Zhang, H., Davison, W., Knight, B. & McGrath, S., 1998, *In situ* measurement of solution concentrations and fluxes of trace metals in soils using DGT. *Environmental Science and Technology,* 32, 704-710.

Glossaire

Bioaccumulation : Absorption de substances chimiques par les organismes terrestres, directement du sol et par la consommation de nourriture contaminée, à un rythme plus rapide que la perte de ces substances chimiques par excrétion ou métabolisme.

Bioamplification : Augmentation de la concentration tissulaire des substances chimiques accumulées, à mesure que l'on s'élève dans le réseau trophique.

Bioconcentration : Absorption directe des contaminants du sol par les organismes terrestres. Les concentrations résultantes dans l'organisme sont plus élevées que les concentrations mesurées dans le sol.

Biodisponibilité : Degré auquel des substances chimiques présentes dans le sol peuvent être absorbées ou métabolisées par un récepteur humain ou écologique, ou être disponibles pour une interaction avec les systèmes biologiques.

Concentration représentative : Concentration prise en compte dans l'évaluation des risques. Elle dépend du niveau de caractérisation d'une pollution et des caractéristiques de celle-ci.

ECx : *Effect Concentration x %*, concentration de l'échantillon qui induit un effet de x % pour la population observée, comparativement aux populations témoins.

Empoisonnement secondaire : Empoisonnement lié à l'ingestion de proies, animales ou végétales, ayant accumulées une ou des substances toxiques.

Facteur de bioconcentration : Rapport entre la concentration d'une substance chimique dans un organisme sur la concentration de cette substance dans le sol.

LCx : *Lethal Concentration x %,* concentration de l'échantillon qui induit une mortalité de x % de la population observée.

LOEC : *Lowest Observed Effect Concentration*, plus petite concentration testée pour laquelle un effet significatif est observé par rapport aux témoins.

Menace grave : Le « décret sols » définit la notion de menace grave comme :

- *« une pollution du sol qui, eu égard aux caractéristiques du sol et aux fonctions remplies par celui-ci, à la nature, à la concentration et au risque de diffusion des polluants présents, constitue ou est susceptible de constituer une source de polluants transmissibles aux hommes, aux animaux et aux végétaux, portant certainement ou probablement préjudice à la sécurité ou à la santé de l'homme ou à la qualité de l'environnement » ;*
- *« une pollution du sol susceptible de porter préjudice aux réserves en eau potabilisable ».*

Mesure de sécurité : Le « décret sols » stipule que par « mesure de sécurité », on entend : « *mesures, en ce compris des restrictions d'accès et d'utilisation, à l'exception des actes et*

travaux d'assainissement, destinées à maîtriser les effets d'une pollution du sol ou à en prévenir l'apparition » (article 2, 11°)

Modèle conceptuel du site : Description schématique, ou sous forme de tableau, des éléments essentiels de l'analyse « sources – voies de transfert – cibles » d'un site pollué. Le MCS fournit une représentation des liens entre les activités actuelles et historiques susceptibles de polluer ou d'avoir pollué le sol, les pollutions observées au niveau du sol et de l'eau souterraine, les propriétés physico-chimiques des polluants, les voies de transfert et les impacts potentiels sur les différentes cibles présentes, distinguées selon leur nature. Cette représentation établit un bilan de l'état de compréhension de la pollution et de son évolution, pointe les incertitudes significatives et permet éventuellement d'identifier les actions à prendre en termes de gestion de la pollution.

Niveau trophique : Rang occupé par un être vivant dans un réseau trophique (ou chaîne trophique).

NOAEL : *No Observable Adverse Effect Level*, dose sans effet toxique, c'est-à-dire la dose la plus élevée pour laquelle aucun effet toxique n'est observé.

NOEC : *No Observed Effect Concentration*, concentration testée la plus élevée pour laquelle aucun effet significatif n'est observé par rapport aux témoins.

Récepteur écologique : Organisme vivant, potentiellement exposé à un ou plusieurs polluants du fait de l'existence de voies de transfert et/ou d'exposition.

Relevé taxonomique : Identification et inventaire des taxons (végétaux, invertébrés, etc.) présents dans un écosystème donné.

Réseau trophique : Ensemble des relations alimentaires entre espèces au sein d'une communauté et par lesquelles l'énergie et la matière circulent.

Site : Zone d'impact potentiel lié à la pollution d'un terrain. L'extension du site est donc définie en fonction des enjeux à protéger et des possibilités de transfert de la pollution.

Sol : Le « décret sols » définit ce terme en son article 2, 1°, comme suit : « *La couche superficielle de la croûte terrestre, y compris les eaux souterraines au sens du Livre II du Code de l'Environnement contenant le Code de l'Eau, et les autres éléments et organismes qui y sont présents* ».

Source de pollution : Ce terme désigne chaque unité d'activité ou de stockage présentant une pollution du sol telle que définie à l'article 2, 3°, du « décret sols ». Il peut se rapporter, selon les cas :

- directement à une activité/installation à risques reprise dans la liste établie en **Annexe 3** du « décret sols » ;
- à chacune des composantes individuelles d'une telle activité/installation ;

- à une activité/installation non reprise dans la liste mais constituant, par sa nature ou en raison des produits stockés, un risque de pollution du sol ;
- aux pollutions non ponctuelles générées par les mécanismes d'émission aérienne et de dépôt de retombées à charge polluante sur les terrains ;
- aux pollutions générées par les mécanismes de remblayage des terrains avec des matériaux (déchets, terres excavées..) dont les contenus en polluants n'ont pas été contrôlés.

Stress biologique pour l'écosystème : Changement défavorable dans le fonctionnement général de l'écosystème ou d'au moins une niche de cet écosystème, en d'autres termes, lorsque que la survie d'une espèce, d'une population ou d'une communauté d'espèces est menacée par une pollution.

Test écotoxicologique : Étude expérimentale, réalisée en conditions contrôlées, dans laquelle des organismes sont exposés à plusieurs doses ou concentrations d'une substance, pendant une période donnée, dont on détermine et mesure les effets.

Transect écologique : Méthode consistant à déterminer, le long d'une coupe plus ou moins linéaire, des groupes écologiques d'espèces animales et/ou végétales.

Usage effectif d'un terrain (ou d'une partie de terrain) : Usage de fait constaté pour un terrain (ou d'une partie de terrain) au moment où une investigation du sol est engagée, et traduit en types d'usage - type I : naturel, type II : agricole, type III : résidentiel, type IV : récréatif ou commercial, type V : industriel - notamment par référence au tableau de l'**Annexe 2** du « décret sols ».

Usage planologique d'un terrain (ou d'une partie de terrain) : Usage normalement prévu d'un terrain (ou d'une partie de terrain), d'après l'ensemble des éléments de droit pertinents (notamment plan de secteur, plan communal d'aménagement) et traduit en types d'usage - type I : naturel, type II : agricole, type III : résidentiel, type IV : récréatif ou commercial, type V : industriel.

Valeur de référence : Concentration ou dose qui correspond au niveau d'effets tolérable pour un organisme, c'est-à-dire qui n'induit pas de stress biologique non acceptable, pour un niveau d'effet donné (20, 40 ou 50 %), différent selon les usages considérés.

Valeur de Référence Ecotoxicologique (VRE) : Concentration ou dose qui correspond au niveau d'effets tolérable pour un organisme, c'est-à-dire qui n'induit pas de stress biologique inacceptable pour un niveau d'effet donné (x %), différent selon les usages considérés. (Attention, ne pas confondre avec la VR_E du « décret sols » qui, pour rappel, correspond à la « *valeur indicative des concentrations de fond en polluants attendues dans le sol en l'absence de variations géologiques naturelles et en l'absence d'influence d'une activité agricole, industrielle ou urbaine généralisée; cette valeur correspond en principe à l'objectif à atteindre par l'assainissement* »).

VI_E : Valeur d'intervention pour la protection des écosystèmes correspondant à la concentration en polluant dans le sol au-delà de laquelle le fonctionnement de l'écosystème est menacé à un point tel que des mesures de sécurité ou de suivi, voire un assainissement, sont requis.

VS_E : Valeur seuil générique partielle relative à la protection des écosystèmes, concentration en polluant dans le sol de surface (0 – 1 m-ns) au-delà de laquelle des effets préjudiciables pour les espèces potentiellement présentes et les processus biologiques du sol sont susceptibles d'exister.

Voie d'exposition : Façon dont un organisme entre en contact avec un contaminant. Exemples : contact direct avec le sol contaminé, ingestion directe de sol, consommation d'aliments contaminés, inhalation de poussières, absorption cutanée, inhalation de vapeurs contaminées.

Voie de transfert : Moyen par lequel un récepteur écologique peut être exposé ou affecté par une un polluant. Exemples : ingestion de particules de sol, inhalation de poussières de sol, volatilisation et diffusion du polluant à l'état de gaz dans le sol.

Annexe D1 : Liste des valeurs seuil génériques partielles (VSE) et d'intervention (VIE) relatives à la protection des écosystèmes

		Sol (mg/kg MS)				
		I Naturel	II Agricole	III Résidentiel	IV Récréatif ou commercial	V Industriel
Métaux/métalloïdes						
Arsenic	VS_E	27	30	41	41	46
	VI_E	220	265	300	300	300
Cadmium	VS_E	1,1	1,7	9,8	9,8	14
	VI_E	11	17	50	50	50
Chrome total [a]	VS_E	63	87	125	125	167
	VI_E	95	177	522	522	705
Chrome VI[6]	VS_E	-	-	-	-	-
	VI_E	-	-	-	-	-
Cuivre	VS_E	40	46	110	110	117
	VI_E	84	144	288	500	500
Mercure	VS_E	3,5	4,6	13	13	18
	VI_E	15	20	56	56	84
Nickel	VS_E	58	91	153	153	211
	VI_E	106	201	300	300	500
Plomb	VS_E	124	192	279	279	386
	VI_E	172	703	700	700	1360
Zinc	VS_E	117	155	232	232	323
	VI_E	216	303	710	710	1300
Hydrocarbures aromatiques non halogénés						
Benzène	VS_E	11	6,4	14	14	20
	VI_E	33	20	72	72	201
Éthylbenzène	VS_E	7,8	4,7	12	12	17
	VI_E	28	17	58	58	169
Toluène	VS_E	6	3,6	8,5	8,5	12
	VI_E	20	12	43	43	121
Xylènes (sommes)	VS_E	1,9	1,1	2,0	2,0	2,6
	VI_E	4,4	2,6	10	10	26
Styrène	VS_E	7,3	4,5	9,0	9,0	14
	VI_E	22	14	45	45	136
Phénol	VS_E	0,5	0,3	1,2	1,2	2,2
	VI_E	3,5	2,2	6,0	6,0	22

[6] Données non-disponibles.

		Sol (mg/kg MS)				
		I Naturel	II Agricole	III Résidentiel	IV Récréatif ou commercial	V Industriel
Hydrocarbures aromatiques polycycliques non halogénés						
Naphtalène	VS_E	1,1	0,7	1,7	1,7	2,5
	VI_E	4,1	2,5	8,6	8,6	25
Acénaphtylène	VS_E	18	11	31	31	46
	VI_E	75	46	154	154	463
Acénaphtène	VS_E	2,6	1,6	3,9	3,9	5,6
	VI_E	9,0	5,6	19	19	56
Fluorène	VS_E	3,7	2,3	9,1	9,1	16
	VI_E	26	16	45	45	163
Phénanthrène	VS_E	9,0	6,0	12	12	16
	VI_E	27	16	60	60	164
Anthracène	VS_E	0,3	0,2	0,7	0,7	1,3
	VI_E	2,2	1,3	3,7	3,7	13,3
Fluoranthène	VS_E	8,4	5,2	25	25	47
	VI_E	77	47	126	126	475
Pyrène	VS_E	1,4	0,9	3,6	3,6	6,4
	VI_E	10	6,0	18	18	64
Benzo(a)anthracène	VS_E	0,8	0,5	1,0	1,0	1,5
	VI_E	2,5	1,5	5,1	5,1	15
Chrysène	VS_E	4,8	3,0	4,9	4,9	6,0
	VI_E	9,8	6,0	24	24	60
Benzo(b)fluoranthène	VS_E	0,7	0,4	0,9	0,9	1,3
	VI_E	2,1	1,3	4,3	4,3	13
Benzo(k)fluoranthène	VS_E	2,5	1,6	3,1	3,1	4,7
	VI_E	7,6	4,7	15,5	15,5	47
Benzo(a)pyrène	VS_E	0,7	0,4	0,9	0,9	1,3
	VI_E	2,2	1,3	4,4	4,4	13
Dibenzo(a,h)anthracène	VS_E	0,8	0,5	1,0	1,0	1,4
	VI_E	2,3	1,4	5,0	5,0	14
Benzo(g,h,i)pérylène	VS_E	2,5	1,5	3,1	3,1	4,6
	VI_E	7,4	4,6	15	15	46
Indéno(1,2,3-c,d)pyrène	VS_E	1,0	0,6	1,2	1,2	1,5
	VI_E	2,4	1,5	5,8	5,8	15

		Sol (mg/kg MS)				
		I Naturel	II Agricole	III Résidentiel	IV Récréatif ou commercial	V Industriel
Hydrocarbures chlorés						
Dichlorométhane (DCM)	VS_E	3,0	1,8	3,7	3,7	5,0
	VI_E	8,3	5,0	18	18	50
Trichlorométhane (TCM)	VS_E	4,1	2,6	8,5	8,5	14
	VI_E	22	14	42	42	139
Tétrachlorométhane (PCM)	VS_E	0,5	0,3	2,0	2,0	4,5
	VI_E	7,3	4,5	10	10	45
Tétrachloroéthène (PCE)	VS_E	0,8	0,5	1,2	1,2	1,7
	VI_E	2,8	1,7	6,1	6,1	17
Trichloroéthène (TCE)	VS_E	3,1	1,9	6,2	6,2	10
	VI_E	16	10	31	31	101
1,2-Dichloroéthène (somme, DCE)	VS_E	5,4	3,3	6,6	6,6	10
	VI_E	16	10	33	33	100
Chloroéthène (Chlorure de vinyle, VC)	VS_E	15	9,3	20	20	27
	VI_E	43,8	27,1	99	99	271
1,1,1-Trichloroéthane (1,1,1-TCA)	VS_E	1,7	1,0	3,5	3,5	6,0
	VI_E	9,4	5,8	17	17	58
1,1,2-Trichloroéthane (1,1,2-TCA)	VS_E	3,5	2,2	4,2	4,2	5,4
	VI_E	8,8	5,4	21	21	54
1,2-Dichloroéthane (1,2-DCA)	VS_E	5,3	3,2	8,9	8,9	14
	VI_E	22	14	45	45	135
Cyanures						
Cyanures libres	VS_E	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
	VI_E	5,0	5,0	5,0	5,0	10
Autres composés organiques						
Méthyl-tert-butyl-éther (MTBE)	VS_E	6,7	4,0	8,0	8,0	11
	VI_E	18	11	40	40	107
Hydrocarbures pétroliers						
Fraction EC 5-8	VS_E	105	105	105	160	160
	VI_E	210	210	210	320	320
Fraction EC > 8-10	VS_E	105	105	105	160	160
	VI_E	210	210	210	320	320
Fraction EC > 10-12	VS_E	75	75	75	130	130
	VI_E	150	150	150	260	260
Fraction EC > 12-16	VS_E	75	75	75	130	130

		Sol (mg/kg MS)				
		I Naturel	**II Agricole**	**III Résidentiel**	**IV Récréatif ou commercial**	**V Industriel**
	VI_E	300	300	300	520	520
Fraction EC > 16-21	VS_E	650	650	650	1250	1250
	VI_E	1300	1300	1300	2500	2500
Fraction EC > 21-35	VS_E	650	650	650	1250	1250
	VI_E	1300	1300	1300	2500	2500

[a] : Les valeurs proposées pour le chrome total se basent sur le chrome trivalent.

Annexe D2 : Procédure de calcul des VS_E et des VI_E

TABLE DES MATIÈRES – ANNEXE D2

1. INTRODUCTION 51

2. VS_E ET VI_E POUR LES ESPÈCES ET LES PROCESSUS BIOLOGIQUES DU SOL 53
2.1. COLLECTE ET SELECTION DES DONNEES D'ECOTOXICITE 53
2.1.1. Données d'écotoxicité pour les espèces et les processus biologiques du sol 53
2.1.2. Données d'écotoxicité aquatiques 55
2.1.3. QSAR 55
2.1.4. Cas des hydrocarbures pétroliers 57
2.2. AJUSTEMENT DES DONNEES D'ECOTOXICITE POUR LES PROPRIETES DES SOLS 58
2.2.1. Cas des métaux 58
2.2.2. Cas des polluants organiques 61
2.3. VSE ET VIE POUR LES ESPECES ET LES PROCESSUS BIOLOGIQUES DU SOL 62
2.3.1. Présentation des méthodes d'extrapolation utilisées 62
2.3.1.1. Extrapolation statistique 62
2.3.1.2. Extrapolation par application de facteurs 63
2.3.1.3. Théorie de la partition à l'équilibre 64
2.3.2. Traitement des données avant extrapolation 64
2.3.3. Détermination des VS_E et des VI_E pour les espèces et les processus biologiques du sol 65
2.3.3.1. Règle 1 – Traiter les données « espèces du sol » et « processus biologiques du sol » séparément 65
2.3.3.2. Règle 2 – Traitement des données lorsque $n_{chronique\text{-}terrestre} \geq 4$ 65
2.3.3.3. Règle 3 - Traitement des données lorsque $n_{chronique\text{-}terrestre} < 4$ 66
2.3.3.4. Règle 5 – Utilisation des QSAR 68
2.4. CORRECTION POUR LES CONCENTRATIONS DE FOND DANS LE CAS DES METAUX 68

3. VS_E ET VI_E POUR LES ESPÈCES DES NIVEAUX TROPHIQUES SUPÉRIEURS 70
3.1. DETERMINATION DES VSE 70
3.1.1. Oiseaux et mammifères 70
3.1.2. Herbivores pâturant 71
3.1.2.1. Dose Maximale Journalière Tolérable, DMJT (mg/j) 71
3.1.2.2. Dose Maximale Journalière assimilable par Ingestion, DMJP (mg/j) 72
3.1.2.3. Dose Journalière assimilable par ingestion de particules de Sol, DJS (mg/j) 72
3.1.2.4. Dose journalière assimilable par ingestion de plantes, DPJ (mg/j) 73
3.1.2.5. VS_E : Concentration dans le sol associée à la DMJP (mg/kg m.s.) 73
3.2. DETERMINATION DES VI_E 73

4. VS_E ET VI_E POUR LA PROTECTION DE L'ÉCOSYSTÈME 74
4.1. DETERMINATION DES VS_E 74
4.1.1. Usages de types I et II 74
4.1.2. Usages de types III, IV et V 74
4.2. DETERMINATION DES VI_E 74

4.2.1. Usage de types I et II *74*
4.2.2. Usages de types III, IV et V *75*

5. CONTAMINANTS PARTICULIERS 76
5.1. HYDROCARBURES PETROLIERS 76
5.2. CYANURES LIBRES 76

6. EXEMPLES D'APPLICATION DE LA PROCÉDURE DE CALCUL DES VS_E ET DES VI_E À DEUX POLLUANTS 79
6.1. LE CADMIUM 79
6.1.1. Risques pour les espèces du sol *79*
6.1.2. Risques pour les processus biologiques du sol *79*
6.1.3. Risques pour les niveaux trophiques supérieurs *79*
6.1.4. Correction pour les concentrations de fond *80*
6.1.5. Tableaux de calcul *81*
6.2. PHENOL 84
6.2.1. Risques pour les espèces/processus terrestres *84*
6.2.2. Risques pour les processus biologiques du sol *84*
6.2.3. Traitement des données d'écotoxicité aquatique *84*
6.2.4. Risques pour les niveaux trophiques supérieurs *85*
6.2.5. Tableaux de calcul *86*

Liste des figures

Figure 1 - Démarche d'élaboration des VS_E et des VI_E pour les espèces et les processus biologiques du sol. 53

Figure 2 - Étape 1 : Le nombre de données chronique terrestre est-il supérieur à 4 ?..... 66

Figure 3 - Étape 2 : Comment traiter les données lorsque le nombre de données chronique terrestre est supérieur à 4 ? 67

Liste des tableaux

Tableau 1 - QSAR proposés par van Leeunwen *et al*. (1992) pour les contaminants au mode d'action par narcose, non spécifique. 57

Tableau 2 - Valeurs des VS_E et des VI_E pour les espèces et les processus du sol selon les types d'usages. 66

Tableau 3 - Extrapolation par application de facteurs en fonction du niveau de protection souhaité. 67

Tableau 4 - VS_E et VI_E pour les fractions aliphatiques et aromatiques des hydrocarbures pétroliers, exprimées en mg/kg m.s. 76

Tableau 5 - VS_E et VI_E pour les cyanures libres en mg/kg m.s. 77

1. Introduction

L'interprétation des concentrations en contaminants dans les sols repose sur l'utilisation de valeurs seuil (VS) et de valeurs d'intervention (VI). Les valeurs seuil VS_E et les valeurs d'intervention VI_E sont spécifiques à la protection des écosystèmes et sont utilisées dans les évaluations des risques à l'écosystème, pour s'assurer de l'absence d'un stress significatif pour les récepteurs biologiques.

La VS_E est définie comme la concentration en polluant dans le sol au-delà de laquelle les risques pour les espèces et les processus biologiques du sol sont susceptibles d'être inacceptables.

Les VS_E correspondent à des niveaux de protection des espèces et des processus biologiques qui diffèrent selon le type d'affectation ou d'usage du sol :

Type I, naturel :	protection de 80 % des récepteurs biologiques;
Type II, agricole :	protection de 80 % des récepteurs biologiques;
Type III, résidentiel :	protection de 60 % des récepteurs biologiques;
Type IV, commercial/récréatif :	protection de 60 % des récepteurs biologiques;
Type V, industriel :	protection de 50 % des récepteurs biologiques.

La VI_E est définie comme la concentration en polluant dans le sol au-delà de laquelle le fonctionnement de l'écosystème est menacé à un point tel que des mesures de gestion des risques sont requises. Les VI_E correspondent à un niveau de protection des espèces et des processus biologiques du sol de 50 % dans le cas des usages de type I et II. Pour les usages de type III à V, les VI_E sont basées sur d'autres critères permettant d'assurer une activité minimale du sol compatible avec ces usages.

Plusieurs méthodologies ont été développées pour établir des valeurs seuil ou des concentrations critiques en agents polluants dans les sols. La plupart consiste à estimer la sensibilité des écosystèmes à un agent polluant donné à partir de données d'écotoxicité monospécifiques ou relatives à des processus biologiques du sol (*e.g.*, la respiration microbienne, la minéralisation de l'azote). Ces données, recensées dans la littérature, sont généralement issues d'études ayant permis de définir des relations « concentration – effet » pour différentes espèces présentes dans les écosystèmes terrestres. Pour la plupart, elles proviennent de tests pratiqués en laboratoire sur des échantillons de sol artificiellement enrichis en agents polluants. Ces données sont ensuite extrapolées à l'écosystème.

La procédure retenue par SPAQuE S.A. pour le calcul des VS_E et des VI_E est largement inspirée de l'approche développée par le RIVM[7] (Pays-Bas) pour le calcul des *Serious Risk Concentration for the ecosystem* (SRC_{eco}; RIVM, 1998; Traas, 2001; Verbruggen *et al.*, 2001). Le choix de l'approche néerlandaise se justifie d'une part par l'expérience acquise par le RIVM dans cette matière, et d'autre part, par les possibilités d'intégrer les options prises dans le cadre des travaux d'élaboration du Décret sols wallon, à savoir :

- la distinction entre une valeur seuil et une valeur d'intervention correspondant à des degrés d'atteinte à l'écosystème différents;

- la distinction entre cinq types d'usage du sol auxquels sont associés trois sols standards présentant des propriétés distinctes (**Annexe B9**, Partie B : Méthodologie pour l'évaluation des risques à la santé humaine).

Contrairement aux SRC_{eco} néerlandaises calculées pour un seul sol standard et un seul niveau de risque, les VS_E et les VI_E sont calculées pour cinq types d'usage auxquels sont associés des propriétés de sol, des types et des niveaux de risque différents.

La méthodologie utilisée pour établir les VS_E et les VI_E comprend trois étapes :

- détermination des VS_E et des VI_E pour les espèces et les processus biologiques du sol (section 2 de la présente annexe);

- détermination des VS_E et des VI_E pour les espèces des niveaux trophiques supérieurs (oiseaux, mammifères) (section 3 de la présente annexe);

- détermination des VS_E et des VI_E pour la protection de l'écosystème (section 4 de la présente annexe).

Chacune de ces étapes est décrite dans la suite de ce document.

[7] Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven, Pays-Bas.

2. VS_E et VI_E pour les espèces et les processus biologiques du sol

La figure 1 présente la démarche générale qui a été utilisée pour générer les valeurs des VS_E et des VI_E pour les espèces et les processus biologiques du sol. Chaque étape est détaillée dans les sections suivantes.

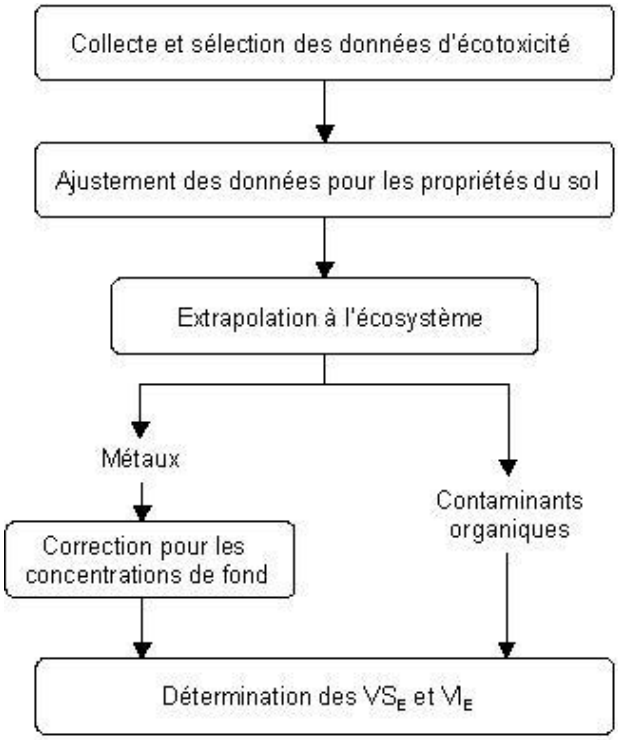

Figure 1 – Démarche d'élaboration des VS_E et des VI_E pour les espèces et les processus biologiques du sol.

2.1. Collecte et sélection des données d'écotoxicité

Cette étape consiste en la recherche et la sélection dans la littérature scientifique de données d'écotoxicité relatives au polluant considéré concernant, d'une part, les espèces du sol (plantes et invertébrés) et, d'autre part, les processus biologiques du sol.

2.1.1. Données d'écotoxicité pour les espèces et les processus biologiques du sol

Comme les effets d'un agent polluant sur les espèces et sur les processus biologiques du sol sont très différents, ces deux catégories de données sont traitées séparément pour donner deux concentrations critiques qui serviront à déterminer une VS_E et une VI_E pour les espèces et les processus biologiques du sol. Ainsi, les données d'écotoxicité recherchées sont les suivantes :

(1) les données relatives à la sensibilité directe des espèces vivant dans le sol (plantes, invertébrés du sol), qui expriment l'effet d'un agent polluant sur une espèce particulière et sont essentiellement des données d'écotoxicité rapportées pour des tests écotoxicologiques monospécifique, avec une mono-contamination;

(2) les données relatives aux processus biologiques du sol (nitrification, respiration, activité de l'ATPase, de la phosphatase, de l'uréase, etc.), qui traduisent l'effet d'un agent polluant sur les fonctions biologiques du sol.

Les données d'écotoxicité sont essentiellement recherchées dans les sources suivantes :

- travaux du RIVM, en particulier les rapports techniques de Denneman & Van Gestel, 1990; van de Meent *et al.*, 1990; Crommentuijn *et al.*, 1997; Verbruggen *et al.*, 2001;
- mise à jour des données du RIVM, réalisée par le VITO[8] pour les métaux (Goyvaerts & Cornelis, 1997);
- base de données ECOTOX de l'US EPA[9], rassemblant les bases de données AQUIRE, PHYTOTOX et TERRETOX. Actuellement, la base de données ECOTOX ne contient que des données relatives aux effets sur les espèces et non sur les processus biologiques du sol;
- travaux du ORNL[10] (Efroymson *et al.*, 1997a; Efroymson *et al.*, 1997b; Sample *et al.*, 1996);
- travaux de la Danish EPA (Scott-Fordsmand & Pedersen, 1995; Jensen & Folker-Hansen, 1995; Jensen *et al.*, 1997);
- fiches toxicologiques de l'INERIS[11].

Les critères de sélection suivant s'appliquent lors de la recherche des données :

(1) Pour les organismes, il est nécessaire de collecter des données de différents groupes taxonomiques. En effet, le choix de la méthode de détermination des VS_E et des VI_E dépend du nombre de groupes d'espèces pour lesquelles on dispose de données d'écotoxicité. En effet, on peut supposer que des espèces proches du point de vue anatomique et physiologique répondent de façon semblable à la présence d'un polluant. Pour exemple, Crommentuijn *et al.* (1994) et Traas (2001) proposent la classification précisée dans l'encadré 1. Cette classification ne suit pas *stricto sensu* la classification taxonomique.

Encadré 1 – Groupes d'espèces selon Crommentuijn *et al.* (1994) et Traas (2001)

Bactéries	Annélides
Protozoaires	Arachnides
Macrophytes	Insectes
Fungi	Diplopodes

[8] Vlaamse Instelling voor Technologische Onderzoek.
[9] United States Environmental Protection Agency.
[10] Oak Ridge National Laboratory, USA.
[11] Institut National de l'Environnement industriel et des Risques, France.

Platyhelmintehes	Chilipodes
Nématodes	Isopodes

(2) Pour les processus biologiques du sol, il convient de disposer de plus d'une donnée par processus.

(3) Les données d'écotoxicité chronique[12] telles que les NOEC (*No Observed Effect Concentration*) et les EC_{10} (*Effect Concentration* 10 *%*) sont privilégiées par rapport aux données d'écotoxicité aiguë[13] : EC_{50} (*Effect Concentration* 50 *%*) et LC_{50} (*Lethal Concentration* 50 *%*).

(4) Lorsque l'on dispose de moins de 4 données d'écotoxicité chronique (NOEC et EC_{10}) pour des groupes d'espèces différents, les données d'écotoxicité aiguë (EC_{50} et LC_{50}) sont recherchées.

(5) Les études dont sont issues les données d'écotoxicité doivent fournir les caractéristiques physico-chimiques du sol pour permettre l'ajustement des données aux trois sols standards. Minimalement pour les métaux : pH, contenu en argile (% A), teneur en matière organique (% M.O.), capacité d'échange cationique (CEC)[14]. Minimalement pour les polluants organiques : pH (particulièrement pour les polluants organiques ionisants) et teneur en matière organique (% M.O.).

2.1.2. Données d'écotoxicité aquatiques

Les données d'écotoxicité chronique et aiguë relatives aux organismes aquatiques d'eau douce et d'eau de mer sont recherchées :

- si le nombre de données d'écotoxicité chronique relatives à des espèces ou des processus du sol, est inférieur à 4;
- si les données d'écotoxicité terrestre ne sont pas disponibles.

Les recherches sont effectuées dans les sources identifiées pour les données d'écotoxicité pour les espèces du sol (section 2.1.12.1.1) à l'aide des critères de sélection (1) et (3) (section 2.1.12.1.1).

2.1.3. QSAR

Pour les polluants organiques, lorsqu'aucune donnée d'écotoxicité n'est disponible ou lorsque le nombre de données d'écotoxicité aquatique est inférieur à 4 (chronique ou aiguë), les

[12] Issues de tests écotoxicologiques réalisés sur une longue période par rapport à la durée de vie des organismes et caractérisant l'effet potentiel à long terme des polluants.

[13] Issues de tests écotoicologiques réalisés sur une courte période par rapport à la durée de vie des organismes et caractérisant l'effet potentiel à court terme des polluants.

[14] Si la CEC n'est pas disponible, elle peut être estimée par la relation empirique suivante (Halen, 1993) : CEC = 1,8 + 1,6 * %M.O. + 0,21 * %A (%M.O. : % matière organique ; %A : % argiles).

Quantitative Structure-Activity Relationships (QSAR) sont utilisés. Ceux-ci établissent des corrélations entre la toxicité chronique pour les espèces aquatiques d'un polluant particulier et un ou plusieurs paramètres caractérisant ce composé (*e.g.*, le coefficient de partition octanol-eau K_{ow}). Ces relations sont établies pour des composés au mode d'action similaire.

Les QSAR qui sont utilisés sont ceux développés par van Leeuwen *et al.* (1992) pour les contaminants ayant un mode d'action non spécifique (appelé narcose), uniquement lié à leur hydrophobicité, dont le log K_{ow} est compris entre 0 et 5-6 (RIVM, 1998). Le tableau 1 présente les 19 équations proposées pour prédire les effets chroniques (NOEC) de ce type de contaminants sur des espèces représentant différents niveaux trophiques.

Tableau 3 – QSAR proposés par van Leeunwen *et al*. (1992) pour les contaminants au mode d'action par narcose, non spécifique.

Espèces	QSAR
Bactéries	
Clostridium botulinum	log NOEC = - 0,82*log Kow - 0,29
Bacillus subtilis	log NOEC = - 0,64*log Kow - 2,03
Pseudomonas putida	log NOEC = - 0,64*log Kow - 1,60
Photobacterium phosphorum	log NOEC = - 0,68*log Kow - 1,52
Algues	
Skeletonema costacum	log NOEC = - 0,72*log Kow - 1,42
Scenedesmus subspicatus	log NOEC = - 0,86*log Kow - 1,41
Selenastrum capricornutum	log NOEC = - 1,00*log Kow - 1,71
Champignons	
Saccharomyces cerevisiae	log NOEC = - 0,78*log Kow - 0,35
Protozoaires	
Tetrahymena pyriformis	log NOEC = - 0,80*log Kow - 1,28
Coelentérés	
Hydra oligactis	log NOEC = - 0,86*log Kow - 2,05
Mollusques	
Lymnaea stagnalis	log NOEC = - 0,86*log Kow - 2,08
Arthropodes	
Nitocra spinipes	log NOEC = - 0,78*log Kow - 2,14
Daphnia magna	log NOEC = - 1,04*log Kow - 1,70
Aedes aegypti	log NOEC = - 1,09*log Kow - 1,36
Culex pipiens	log NOEC = - 0,86*log Kow - 1,98
Poissons	
Pimephales promelas / Brachydanio rerio	log NOEC = - 0,87*log Kow - 2,35
Amphibiens	
Ambystoma mexicanum	log NOEC = - 0,88*log Kow - 1,89
Rana temporaria	log NOEC = - 1,09*log Kow - 1,47
Xenopus laevis	log NOEC = - 0,90*log Kow - 1,79

2.1.4. Cas des hydrocarbures pétroliers

Dans le cas précis des fractions constitutives des hydrocarbures pétroliers, qu'elles soient considérées globalement (mélange des constituants aliphatiques et aromatiques sur base de leur Equivalence Carbone, EC[15]) ou spécifiquement (fractions aliphatiques ou aromatiques

[15] Le nombre d'équivalent carbone (EC) d'un composé organique donné fournit le nombre d'atomes de carbone d'un n-alcane hypothétique qui aurait le même point d'ébullition et le même temps de rétention dans une colonne chromatographique que celui dudit composé organique.

exprimées en EC), le manque de données d'écotoxicité propres à ces fractions, et donc l'impossibilité d'appliquer rigoureusement la présente méthodologie, a conduit à évaluer d'autres approches méthodologiques pour obtenir des valeurs réalistes de VS_E et de VI_E.

La section 5 de ce document présente l'approche qui a été utilisée pour déterminer des VS_E et des VI_E pour les hydrocarbures pétroliers.

2.2. Ajustement des données d'écotoxicité pour les propriétés des sols

Selon la nature et les propriétés du sol (le pH, la teneur et le type de matière organique et de minéraux argileux, la CEC, le contenu en oxy-hydroxydes de fer, etc.,) et selon l'organisme considéré, la fraction biodisponible d'un contaminant varie. Cette fraction biodisponible peut être définie comme la fraction d'un contaminant présente dans un sol, qui peut être adsorbée par un organisme vivant, puis, potentiellement, induire un stress voir un effet toxique. Selon les caractéristiques des sols, le contaminant se répartira différemment entre les phases liquide, solide et gazeuse du sol. Cette répartition se fait suivant des réactions physico-chimiques (hydrolyse, complexation, précipitation, adsorption, volatilisation, etc.) de nature différente qui peuvent être réversibles ou non. Selon ces réactions, le contaminant peut devenir non accessible pour les organismes, c'est à dire non biodisponible.

Les données d'écotoxicité issues de la littérature sont obtenues dans des conditions expérimentales généralement très différentes et qui ne correspondent pas nécessairement aux propriétés des sols pour lesquels sont déterminées les VS_E et les VI_E. Ces données sont donc difficilement comparables entre elles du fait des différences de biodisponibilité des contaminants. Ce problème peut être contourné en ajustant les données d'écotoxicité «brutes» pour tenir compte de l'influence des propriétés du sol sur la biodisponibilité des polluants dans le sol.

2.2.1. Cas des métaux

L'ajustement des données d'écotoxicité pour les métaux[16] est réalisé en utilisant l'égalité suivante :

$$data_{aj} = data_{\exp} \times \frac{Kd_{aj}}{Kd_{\exp}}$$

avec :

$data_{aj}$ [mg/kg_{sol}] : la donnée d'écotoxicité ajustée aux conditions du sol pour lequel se fait le calcul de VS_E et de VI_E;

$data_{exp}$ [mg/kg_{sol}] : la donnée d'écotoxicité « brute » (résultat expérimental);

Kd_{aj} [L/kg_{sol}] : la valeur estimée du coefficient de distribution correspondant aux conditions du sol pour lequel se fait le calcul de VS_E et de VI_E;

[16] La justification de la méthode d'ajustement retenue est disponible dans l'encadré 2.

Kd_{exp} [L/kg_{sol}] : la valeur estimée du coefficient de distribution correspondant aux conditions expérimentales.

L'estimation du coefficient de distribution (Kd) se fait à partir des propriétés du sol à l'aide d'équations de régression établies via des résultats d'analyse de sols pollués. A partir des valeurs de paramètres, tels que le pH, les teneurs en matière organique et en argile ainsi que la concentration en métal qui caractérisent les conditions expérimentales du test d'écotoxicité, ces équations de régression fournissent une estimation du Kd_{exp}, soit le Kd aux conditions expérimentales. De même, à partir des valeurs des paramètres qui caractérisent le sol pour lequel on recherche les valeurs de VS_E et de VI_E, les équations fournissent une estimation du Kd_{aj}, soit le Kd ajusté aux conditions du sol pour lequel on recherche les valeurs de VS_E et de VI_E. Les procédures permettant d'établir ces Kd sont précisées dans l'annexe C 3.1 de la Partie C : Méthodologie pour l'évaluation des risques à l'eau souterraine.

Lors de l'utilisation des équations de régression, il est vérifié que les valeurs des inputs (pH, % A, % M.O., CEC, etc.) sont comprises dans la gamme de validité de ces équations (annexe C 3.1 de la Partie C : Méthodologie pour l'évaluation des risques à l'eau souterraine). Dans le cas contraire, les données corrigées sur base de Kd estimés devront être considérées avec circonspection et seront au besoin écartées.

Encadré 2 – Quelle méthode d'ajustement utiliser pour les données d'écotoxicité relatives aux métaux ?

Plusieurs approches d'ajustement des données d'écotoxicité pour les métaux ont été évaluées pour répondre aux besoins des VS_E et des VI_E.

L'approche néerlandaise d'ajustement des données relatives aux métaux fait appel à des relations empiriques obtenues par analyse des corrélations entre les concentrations de fond en métaux et les teneurs en matière organique et en argile dans les sols (Edelman, 1984, cité par Traas, 2001). Cette approche n'a pas été retenue. En effet, cette méthode se base sur des relations établies à partir de données concernant des sols non-pollués, ce qui pose la question de son bien fondé dans le cas des sols utilisés lors des tests d'écotoxicité, qui sont généralement artificiellement enrichis à des concentrations dépassant largement les concentrations de fond. D'autre part, les seuls paramètres pris en compte dans les formules de correction sont les teneurs en matière organique et en argile. Or ces paramètres sont insuffisants pour rendre compte de la disponibilité des métaux présents dans les sols. Le pH notamment est un paramètre majeur non considéré. Divers travaux du RIVM concernant des essais de validation des seuils écotoxicologiques considérés aux Pays-Bas soulignent l'importance d'améliorer les formules d'ajustement des données utilisées actuellement pour mieux prendre en compte la biodisponibilité des métaux, que ce soit en faisant intervenir le pH (Posthuma *et al.*, 1998) ou un Kd estimé à partir des propriétés du sol (van den Hoop, 1995). Cependant, même dans les travaux récents de mise à jour de l'approche néerlandaise (Traas, 2001), aucune alternative n'est proposée.

Ainsi, deux autres approches d'ajustement des données d'écotoxicité « brutes » ont été évaluées afin de tenir compte de l'influence des propriétés du sol sur la biodisponibilité des

métaux pour déterminer les valeurs de VS_E et de VI_E :

(1) ajustement des données d'écotoxicité en utilisant le coefficient de distribution (Kd) du métal entre les phases solide et liquide ;

(2) ajustement des données d'écotoxicité en utilisant la fraction de métal extractible par une solution de chlorure de calcium $CaCl_2$ diluée.

Dans les deux cas, l'ajustement repose sur des relations empiriques entre les propriétés du sol (pH, teneurs en matière organique et argile, etc.) et le Kd ou la fraction extractible par une solution diluée de $CaCl_2$. Cette approche repose sur l'hypothèse que les propriétés du sol influencent les niveaux de réponse des organismes comme elles influencent le Kd ou la fraction extractible par $CaCl_2$. Il ressort de ces comparaisons (document SPAQuE S.A. non publié), une efficacité supérieure de la formule d'ajustement basée sur le coefficient de distribution du métal entre les phases solide et liquide (Kd). C'est donc cette méthode qui a été retenue pour ajuster les données d'écotoxicité pour la détermination des VS_E et des VI_E.

2.2.2. Cas des polluants organiques

L'approche néerlandaise a été utilisée pour l'ajustement des données d'écotoxicité relatives aux polluants organiques. Cette méthode est basée sur les teneurs en matière organique des sols expérimentaux et standards et utilise l'égalité suivante :

$$data_{aj} = data_{\exp} \times \frac{MO_{aj}}{MO_{\exp}}$$

avec :

$data_{aj}$ [mg/kg_{sol}] : la donnée d'écotoxicité ajustée aux conditions du sol pour lequel se fait le calcul de VS_E et de VI_E;

$data_{exp}$ [mg/kg_{sol}] : la donnée d'écotoxicité (résultat expérimental);

MO_{aj} [%] : la teneur en matière organique dans le sol standard pour lequel se fait le calcul de VS_E et de VI_E;

MO_{exp} [%] : la teneur en matière organique dans le sol utilisé lors de la mesure expérimentale.

Cette formule d'ajustement est similaire à celle proposée pour les métaux. En effet, le coefficient de distribution (Kp[17]) des polluants organiques entre les phases solide et liquide est fonction de l'affinité du polluant pour la matière organique (hydrophobicité plus ou moins marquée, mesurée par le coefficient de partition carbone organique-eau K_{oc}), de la fraction de carbone organique présent dans le sol (f_{oc}) et de la fraction dissociée du polluant au pH du sol dans le cas des polluants organiques ionisants :

$$Kp = K_{oc} \times f_{oc} \times fnd$$

avec :

Kp [L/kg_{sol}] : coefficient de partition entre les phases solide et liquide;

K_{oc} [L/$kg_{carbone}$] : coefficient de partition carbone organique-eau;

f_{oc} [-] : fraction de carbone organique dans le sol;

fnd [-] : fraction non-dissociée qui prend la valeur de « 1 » pour les composés non-ionisants et la valeur de « 1 / (1+10 $^{(pH-pKa)}$) » dans le cas des composés ionisants.

Le rapport Kp_{aj}/Kp_{exp} est donc équivalent au rapport des teneurs en matière organique, qu'elles soient exprimées sous forme de f_{oc} ou de % M.O[18].

[17] Par convention, le coefficient de distribution entre les phases solide et liquide est symbolisé par Kd dans le cas des métaux et Kp dans le cas des polluants organiques.

[18] Pour la conversion entre ces valeurs, on considère que la matière organique est constituée de 58% de C. Se référer au Compendium wallon des méthodes d'échantillonnage et d'analyse (CWEA) pour la méthodologie analytique en vigueur en Région wallonne.

2.3. VSE et VIE pour les espèces et les processus biologiques du sol

Pour estimer les VS_E et les VI_E pour les espèces et les processus biologiques du sol, il est nécessaire d'utiliser des méthodes d'extrapolation des données d'écotoxicité à l'écosystème. Trois méthodes d'extrapolation ont été retenues : l'extrapolation statistique, l'extrapolation par application de facteurs et la théorie de la partition à l'équilibre. Ces méthodes sont présentées à la section 2.3.1.

Afin d'harmoniser la procédure utilisée entre les différents polluants, les données d'écotoxicité sont transformées selon les règles présentées à la section 2.3.2, avant l'application des méthodes d'extrapolation. Le choix de la méthode d'extrapolation à appliquer pour déterminer les VS_E et les VI_E dépend du nombre et du type de données d'écotoxicité disponibles tel que précisées à la section 2.3.3.

2.3.1. Présentation des méthodes d'extrapolation utilisées

2.3.1.1. Extrapolation statistique

La méthode d'extrapolation statistique retenue (Denneman et Van Gestel, 1990; van de Meent *et al.*, 1990; Aldenberg & Slob, 1993) repose sur le principe suivant : en utilisant au minimum 4 données d'écotoxicité chronique qui concernent des groupes d'espèces différents (au sens précisé au point 2.1.1) ou des processus biologiques du sol différents, il est possible de prédire, pour une concentration, la proportion des espèces normalement présentes dans le sol qui ne sera pas affectée par un polluant donné.

Le traitement statistique des données repose donc sur l'hypothèse que les espèces analysées représentent un échantillon sans biais des populations d'organismes susceptibles d'être présentes dans n'importe quel écosystème terrestre. Ce traitement statistique utilise le modèle de Aldenberg et Slob (1993) supposant une distribution log-logistique des données d'écotoxicité (et non celui de Aldenberg et Jaworska (2000) supposant une distribution log-normale, actuellement utilisé aux Pays-Bas[19]).

Le pourcentage (p) des espèces non protégées à une concentration donnée (Cs) est ainsi calculé au moyen de la relation suivante (Aldenberg et Slob, 1993; Aldenberg, 1993) :

$$p(Cs) = \frac{100}{1 + e^{\left(\frac{\alpha - \log Cs}{\beta}\right)}}$$

avec :

[19] Les différences entre ces deux distributions sont marginales (Verbruggen *et al.*, 2001). De plus, pour des échantillons de petite taille, ce qui est généralement le cas dans la problématique qui nous occupe, il n'y a pas de justification statistique ou théorique au choix d'une distribution normale plutôt que logistique (Traas, 2001).

α = la moyenne des valeurs de log NOEC;

$$\beta = \frac{\sigma\sqrt{3}}{\pi} \quad ;$$

σ = la déviation standard des log NOEC.

De façon pratique, l'équation ci-dessus a été transposée dans le programme ETX 1.3, développé par Aldenberg (1993). Ce programme fournit à partir des données NOEC et avec un intervalle de confiance de 50 % :

- les concentrations dans le sol correspondant à des niveaux fixés de protection des espèces ou des processus biologiques du sol. Ces concentrations sont notées HCx[20] où x est le pourcentage d'espèces non protégées;

- les niveaux de protection des espèces ou des processus biologiques du sol attendus pour des concentrations en polluant dans le sol définies par l'utilisateur.

L'avantage du programme ETX 1.3 est de pouvoir adapter le niveau de protection des espèces et des processus biologiques au type d'usage du sol, ainsi qu'en fonction de la finalité du seuil de concentration calculé. Les détails sur la mise en œuvre de la méthode pour le calcul de VS_E et de VI_E sont exposés au point 2.3.2. et 2.3.3.

2.3.1.2. Extrapolation par application de facteurs

La méthode d'extrapolation par application de facteurs consiste à appliquer un facteur de sécurité aux données d'écotoxicité disponibles[21]. Ce facteur est appliqué soit à la moyenne géométrique des données, soit à la valeur la plus faible, selon le nombre et le type de données disponibles. La valeur du facteur dépend du nombre et du type de données (écotoxicité aiguë ou chronique).

Cette méthode est basée sur l'hypothèse qu'il y a une différence constante et identique entre toxicité aiguë et chronique et entre la sensibilité d'une espèce (laboratoire) et celle de l'écosystème. On peut donc faire l'extrapolation d'une donnée de toxicité aiguë (EC, LC) à une donnée de toxicité chronique (NOEC) et de la plus faible valeur de toxicité chronique (NOEC) à la situation de terrain en appliquant un même facteur pour chaque extrapolation.

Encadré 3 – Extrapolation par application de facteurs aux Pays-Bas

Aux Pays-Bas, la méthode a été simplifiée pour la détermination des *Serious Risk Concentration for the ecosystem* SRC_{eco} (Traas, 2001). Elle consiste à diviser par un facteur 10 (*acute-to-chronic ratio* ou ACR) la moyenne géométrique des données d'écotoxicité aiguë de type EC_{50} et LC_{50}. C'est cette méthode simplifiée qui a été adaptée pour déterminer les VS_E et les VI_E en tenant

[20] Hazardous concentration.
[21] Méthode utilisée, aux Pays-Bas, pour déterminer les *Maximum Permissible Concentrations* (MPC) : concentrations correspondant à un objectif de protection de 95 % des espèces et des processus du sol. Aux Pays-Bas, les MPC sont divisés par 100 pour donner les *Negligible Concentrations* (NC) à partir desquelles sont dérivées les *Target Values*.

compte de niveaux de protection des espèces et des processus biologiques différents selon le type d'affectation du sol (section 2.3.3.3).

2.3.1.3. Théorie de la partition à l'équilibre

Lorsqu'aucune donnée d'écotoxicité relative à des espèces ou des processus biologiques du sol n'est disponible, la procédure prévoit le recours à la théorie de la partition à l'équilibre qui consiste à estimer les concentrations critiques dans le sol à partir de données d'écotoxicité relatives à des organismes aquatiques.

Cette méthode se fonde sur les hypothèses suivantes :

(1) la biodisponibilité, la bioaccumulation et la toxicité sont étroitement associées aux concentrations en polluants dans l'eau porale;

(2) la sensibilité des organismes aquatiques est comparable à celle des organismes terrestres;

(3) un équilibre existe entre les concentrations en polluant adsorbé sur la phase solide et présent en solution, et ces concentrations sont reliées par un coefficient de partition.

Les concentrations critiques établies pour l'eau à partir de données d'écotoxicité aquatique sont multipliées par le coefficient de partition du polluant entre les phases solide et liquide (c*f* sections 2.2 et 2.3.3).

2.3.2. Traitement des données avant extrapolation

Avant extrapolation à l'écosystème, les données d'écotoxicité doivent être transformées. La liste ci-dessous précise les règles à suivre pour ce faire :

(1) Les données d'écotoxicité relatives à une même espèce (plantes ou invertébrés du sol), à un même paramètre d'effet et à une même durée d'exposition sont regroupées en calculant la moyenne géométrique, de sorte que pour une espèce, un paramètre d'effet et une durée d'exposition, une seule valeur intervient lors de l'extrapolation des données à l'écosystème.

(2) Lorsque l'on dispose, pour une même espèce, de données équivalentes (soit des NOEC ou EC_{10}, soit des EC_{50} ou des LC_{50}) concernant plusieurs paramètres d'effet (reproduction, croissance, etc.), la valeur correspondant au paramètre d'effet le plus sensible est retenu, c'est à dire donnant la valeur la plus faible.

(3) Les données relatives à un même processus biologique du sol sont regroupées en calculant la moyenne géométrique, de sorte que pour un processus biologique donné, seule une valeur intervient lors de l'extrapolation statistique (cf encadré 4).

Encadré 4 – Regroupement des données relatives aux processus biologiques et méthode néerlandaise.

Dans les dernières modifications (Crommentuijn *et al.*, 1997; Verbruggen *et al.*, 2001), la méthode néerlandaise ne procède au regroupement des données relatives à un même processus biologique du sol que lorsqu'elles ont été obtenues dans un même sol. La justification en est que les NOEC relatives à un même processus mais obtenues dans des sols différents sont très probablement des NOEC relatives à des populations différentes de bactéries et/ou de microorganismes. Dans la pratique cependant, l'absence de regroupement des données par processus conduit pour certains polluants à accorder un poids excessif à certains processus par rapport à d'autres. C'est ce qui explique que cette règle n'a pas été retenue ici.

2.3.3. Détermination des VS_E et des VI_E pour les espèces et les processus biologiques du sol

Les méthodes d'extrapolation des données d'écotoxicité présentées à la section 2.3.1 sont utilisées pour estimer les valeurs VS_E et VI_E. Tel que précisé en introduction, ces seuils de concentration diffèrent par le niveau de protection des espèces et processus biologiques qu'ils sont censés assurer. Selon le nombre et le type de données d'écotoxicité disponibles, différentes règles sont appliquées pour déterminer les valeurs des VS_E et des VI_E.

2.3.3.1. Règle 1 – Traiter les données « espèces du sol » et « processus biologiques du sol » séparément

Les données d'écotoxicité relatives aux espèces du sol et les données d'écotoxicité relatives aux processus biologiques du sol sont traitées séparément afin de fournir deux valeurs distinctes de concentration critique.

2.3.3.2. Règle 2 – Traitement des données lorsque $n_{chronique\text{-}terrestre} \geq 4$

Si **le nombre de données d'écotoxicité chronique** (de type NOEC) relatives à des espèces ou à des processus biologiques du sol **est supérieur à 4**, le calcul des concentrations critiques dans le sol porte uniquement sur ces données. Les VS_E et les VI_E sont déterminées en utilisant la méthode d'extrapolation statistique à l'aide du modèle ETX 1.3 d'Aldenberg et Slob (1993). Cette méthode est appliquée aux données d'écotoxicité ajustées (section 2.2) aux propriétés des trois sols standards. Les valeurs de HC20, HC40 et HC50 calculées à l'aide du modèle ETX 1.3 donnent les valeurs de VS_E et de VI_E tel que précisé dans le tableau 2.

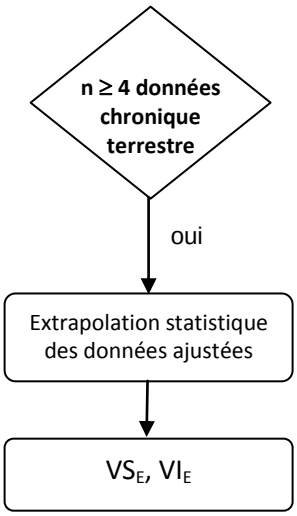

Figure 2 – Étape 1 : Le nombre de données chronique terrestre est-il supérieur à 4 ?

Tableau 4 – Valeurs des VS_E et des VI_E pour les espèces et les processus du sol selon les types d'usages.

	Type d'usage I	Types d'usage II, III, IV	Type d'usage V
HC20	VS_E type I	VS_E type II	-
HC40	-	VS_E type III, IV	-
HC50	VI_E type I	VI_E type II	VS_E type V

2.3.3.3. Règle 3 - Traitement des données lorsque $n_{chronique\text{-}terrestre} < 4$

Lorsque **le nombre de données d'écotoxicité chronique** (de type NOEC) relatives à des espèces ou à des processus biologiques du sol **est inférieur à 4**, les données d'écotoxicité terrestre disponibles (chronique et aiguë) et les données d'écotoxicité aquatique sont traitées, séparément, pour donner deux valeurs de concentration critique. C'est la même chose pour la détermination de la VI_E pour les espèces et les processus biologiques du sol. Les plus faibles valeurs sont retenues comme valeurs de VS_E et de VI_E.

- Données d'écotoxicité terrestre

Les données d'écotoxicité chronique et aiguë sont traitées séparément pour donner deux concentrations critiques. La concentration retenue est la plus faible.

Lorsque n ≥ 4 données relatives à des groupes d'espèces du sol ou à des processus biologiques différents, l'extrapolation statistique à l'aide du modèle ETX 1.3 est utilisée. Dans ce cas, puisqu'il s'agit de données d'écotoxicité aiguë, les valeurs de HC20, HC40 et HC50 obtenues sont divisées par un facteur 10.

Lorsque n < 4 données relatives à des groupes d'espèces du sol ou à des processus biologiques différents, l'extrapolation par application de facteurs est utilisée. Les facteurs (tableau 3) sont appliqués à la moyenne géométrique des données d'écotoxicité ajustées pour les propriétés du sol et dépendent de l'objectif de protection et du type de donnée (toxicité chronique ou aiguë).

Tableau 5 – Extrapolation par application de facteurs en fonction du niveau de protection souhaité.

Niveau de protection	NOEC et EC_{10}	$L(E)C_{50}$
80%	Moyenne géom./3	Moyenne géom./30
60%	Moyenne géom./1,5	Moyenne géom./15
50%	Moyenne géom.	Moyenne géom./10

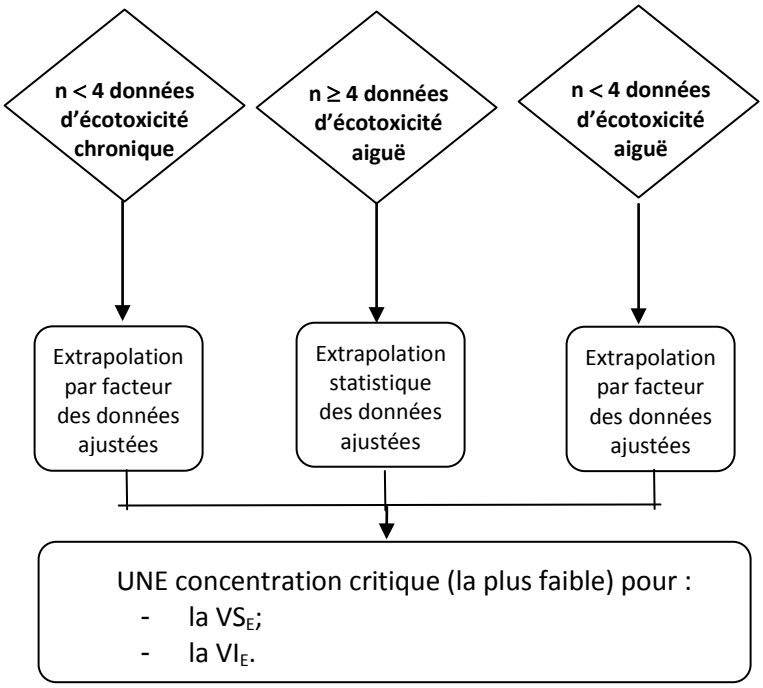

Figure 3 - Étape 2 : Comment traiter les données lorsque le nombre de données chronique terrestre est supérieur à 4 ?

- Données d'écotoxicité aquatique

Les données d'écotoxicité aquatique considérées sont :

- des données d'écotoxicité chronique seules s'il existe plus de 4 données de d'écotoxicité chronique relatives à des groupes taxonomiques différents;

- ou des données d'écotoxicité chronique et aiguë dans le cas contraire.

Pour les données aquatiques, la théorie de la partition à l'équilibre est appliquée : les résultats sont multipliés par les coefficients de partition du polluant entre les phases solide et liquide calculés pour les trois sols standards, en respectant les associations entre sols standards et objectifs de protection. Une concentration critique est déterminée pour chaque catégorie : chronique et aiguë. La concentration retenue est la plus faible des deux.

2.3.3.4. Règle 5 – Utilisation des QSAR

Dans le cas des polluants organiques, lorsqu'aucune donnée d'écotoxicité n'est disponible ou lorsque ces données sont peu nombreuses, on a recours aux *Quantitative Structure Activity Relationships* (QSAR).

Pour chaque polluant, la comparaison des valeurs obtenues par les QSAR aux quelques valeurs de NOEC expérimentales disponibles permet de confirmer/infirmer le mode d'action de type narcotique (*i.e.*, non spécifique) justifiant l'utilisation de ces QSAR. En l'absence totale de données expérimentales, le mode d'action narcotique peut être supposé comme « action toxique minimale ».

Les valeurs obtenues par extrapolation des NOEC estimées à l'aide des QSAR sont divisées par un facteur 10 pour donner les VS_E.

2.4. Correction pour les concentrations de fond dans le cas des métaux

Pour les métaux, les concentrations critiques obtenues ont été majorées avec la fraction supposée biologiquement inactive (ϕ) des concentrations de fond (Cb) en utilisant l'égalité suivante (Peijnenburg *et al.*, 1996) :

$$VS_E, VI_E = CC + (1-\varphi)Cb$$

avec :

CC [mg/kg_{sol}] : concentration critique pour une protection de 80, 60 ou 50 % des espèces ou processus biologiques;

ϕ : fraction biologiquement active ou biodisponible des concentrations de fond, déterminée sur base des données de la littérature;

Cb [mg/kg_{sol}] : concentration de fond, fixée au percentile-90 des teneurs en métaux mesurées en surface dans les sols wallons, ce qui correspond, pour les métaux lourds, aux valeurs de référence du « Décret sols ».

Encadré 5 – Correction pour les concentrations de fond pour les métaux ?

Pour les métaux, il est possible de corriger les concentrations critiques obtenues en ajoutant les concentrations de fond dans les sols. Cette correction se justifie par le fait que les relations expérimentales de base « concentrations – effet » utilisées correspondent en fait à des relations « concentrations ajoutées – effet », qui ne sont en principe pas directement assimilables aux relations « concentration totale dans le sol – effet » recherchées. L'écart tient dans le fait que les concentrations de fond du sol se révèlent en général essentiellement non biodisponibles (conséquence de l'*ageing effect*), alors que les concentrations ajoutées seraient en majorité biodisponibles.

3. VS_E et VI_E pour les espèces des niveaux trophiques supérieurs

Les risques pour les organismes des niveaux trophiques supérieurs sont considérés pour les polluants susceptibles de bioaccumulation/bioamplification, dans les cas d'usages sensibles, c'est-à-dire pour les sols appartenant aux types d'usages I (naturel) et II (agricole).

Dans le cas de l'usage de type naturel (I), c'est le risque d'empoisonnement secondaire des oiseaux et des mammifères qui est considéré. Dans le cas de l'usage de type agricole (II), c'est le risque d'empoisonnement secondaire des herbivores pâturant.

Ces types de risques sont considérés pour tous les métaux. Dans le cas des polluants organiques par contre, ils ne sont pris en compte que pour les substances dont le poids moléculaire est inférieur à 600 et la valeur de log K_{ow} supérieure à 3 (RIVM, 1998).

3.1. Détermination des VSE

3.1.1. Oiseaux et mammifères

La prise en compte des risques d'empoisonnement secondaire pour les oiseaux et mammifères s'effectue selon la méthode de Romijn *et al.* (1991, 1994), qui considère une chaîne trophique simplifiée : sol $\rightarrow$ vers de terre $\rightarrow$ oiseaux & mammifères consommant des vers de terre.

Cette méthode consiste à calculer un *Maximum Acceptable Risk Level* (MAR), soit une concentration maximale admissible en polluant dans le sol (mg/kg) à l'aide de l'égalité suivante :

$$MAR = NOEC_{oiseaux,\ mammifères} / BCF_{vers}$$

avec :

MAR : concentration maximale admissible en polluant dans le sol, mg/kg;

NOEC [mg/kg] : *No Observed Effect Concentration*;

BCF_{vers} [-] : facteur de bioconcentration sol-vers.

L'application de cette méthode implique de disposer de données de type NOEC pour des oiseaux et des mammifères, données exprimées en mg de polluant/kg d'aliment.

Les valeurs de BCF_{vers} sont disponibles dans la littérature, notamment dans US EPA (2000), Romijn *et al.* (1991), van de Plassche (1994). Si possible, ces données doivent être accompagnées des propriétés du sol dans lequel elles ont été mesurées. L'ajustement des valeurs de BCF aux propriétés du sol pour lequel se fait le calcul de VS_E pourra s'effectuer à partir de régressions établies entre les valeurs de BCF et les propriétés du sol, pour autant que le nombre de données disponibles le permette ou si ce type de relation est disponible dans la littérature. Le plus souvent, cependant, l'ajustement aux propriétés du sol ne sera pas faisable.

Etant donné la vulnérabilité différente des oiseaux et des mammifères vis-à-vis de certains polluants, il convient de traiter les données d'écotoxicité séparément pour ces deux groupes d'espèces. Notons qu'il peut s'avérer nécessaire de considérer globalement les données des deux groupes d'espèces (oiseaux + mammifères) si la valeur de MAR obtenue par le calcul utilisant la valeur la plus faible conduit à un résultat nettement inférieur à la valeur bruit de fond communément admise.

Si les données d'écotoxicité sont en nombre suffisant ($n \geq 4$), l'extrapolation statistique par la méthode d'Aldenberg & Slob (1993) est utilisée pour déterminer la $NOEC_{oiseaux}$ ou la $NOEC_{mammifères}$. Dans le cas contraire ($n < 4$), il convient d'utiliser la méthode par application de facteurs telle que décrite pour les espèces du sol et les processus biologiques du sol (section 2.3.3.3). La valeur retenue est celle qui assure un taux de protection de 80 % des espèces. La concentration critique finale retenue est la plus faible des deux valeurs obtenues pour les oiseaux et pour les mammifères.

Pour les métaux, les MAR obtenues sont corrigées tel que décrit à la section 2.4 pour tenir compte de la fraction biologiquement inactive ou non biodisponible des concentrations de fond lorsque les facteurs de bioconcentration sol-vers sont déterminés avec des échantillons de sol artificiellement contaminés en laboratoire.

3.1.2. Herbivores pâturant

Afin d'assurer la protection des herbivores communément rencontrés dans les pâturages wallons, une concentration critique en polluants dans les sols est déterminée par l'utilisation d'une procédure dérivée de la méthode proposée par le CCME (1996). Cette concentration critique permet de prendre en considération les risques d'empoisonnement secondaire pour les herbivores pâturant.

L'application de cette méthode implique la recherche de données de type NOEC pour des herbivores pâturant, données exprimées en mg de polluant/kg d'aliment. Les données relatives à l'espèce la plus sensible sont retenues pour le calcul. Pour les métaux, des données de ce type sont notamment reprises dans un ouvrage publié par la *National Academy of Sciences* américaine (National Academy of Sciences, 1980).

Les sections suivantes présentent l'ensemble des doses qu'il convient de déterminer pour estimer la concentration en polluant dans le sol associée à l'atteinte de la dose maximale journalière assimilable par ingestion T_{DMJP}, c'est-à-dire, la VS_E pour les herbivores pâturant.

3.1.2.1. Dose Maximale Journalière Tolérable, DMJT (mg/j)

En premier lieu, il convient de déterminer la Dose Maximale Journalière Tolérable (DMJT). Deux cas de figure :

- (1) Si des données d'écotoxicité sous forme de concentration maximale dans la diète sont disponibles :

$$DMJT\ (mg/j) = CM_{diète} * QMSJ$$

avec :

DMJT : dose maximale journalière tolérable, en mg/j;

$CM_{diète}$: concentration maximale de polluant dans la diète en mg/kg m.s;

QMSJ : quantité totale de matière sèche ingérée par jour, kg m.s./j, estimée par :

QMSJ = 0,0687 * P 0,822 pour un mammifère;

QMSJ = 0,0582 * P 0,651 pour un oiseau;

où P: Poids corporel de l'animal (kg m.c.).

- (2) Si des données d'écotoxicité sous forme de NOAEL sont disponibles :

$$DMJT\ (mg/j) = NOAEL * P$$

avec :

DMJT : dose maximale journalière tolérable, en mg/j;

NOAEL : *No observable adverse effect level*, en mg/kg m.c. j

P : poids corporel de l'animal en kg.

3.1.2.2. Dose Maximale Journalière assimilable par Ingestion, DMJP (mg/j)

La Dose Maximale Journalière Assimilable par ingestion (DMJP) correspond à la consommation de plantes et l'ingestion directe de sol. Elle est déterminée en considérant que la consommation d'eau, l'absorption par la peau et l'inhalation représentent 25 % de l'exposition totale. La DMJP se détermine avec l'égalité suivante :

$$DMJP\ (mg/j) = 0,75 * DMJT$$

avec :

DMJ : dose maximale journalière assimilable par ingestion, mg/j;

DMJT : dose maximale journalière tolérable, en mg/j.

3.1.2.3. Dose Journalière assimilable par ingestion de particules de Sol, DJS (mg/j)

L'estimation de la dose journalière de polluant assimilée par ingestion directe de particules de sol se fait à l'aide de l'égalité suivante :

$$DJS = T * QSJ$$

avec :

DJS : dose journalière assimilable par ingestion de particules de sol, mg/j;

T : teneur en polluant dans le sol, mg/kg;

QSJ : quantité de sol ingérée par jour [kg m.s./j], estimée par :

QSJ = 0,083 * QMSJ pour les espèces domestiques;

QSJ = 0,077 * QMSJ pour les espèces sauvages;

où QMSJ (quantité totale de matière sèche ingérée par jour, kg m.s./j) est estimée selon les relations données.

3.1.2.4. Dose journalière assimilable par ingestion de plantes, DPJ (mg/j)

L'estimation de la dose journalière de polluant assimilée par ingestion de plantes se fait à l'aide de l'égalité suivante :

$$DPJ = T * BCF_{sol\text{-}plantes} * QPJ$$

avec :

DPJ : dose journalière assimilable par ingestion de plantes, mg/j;

T : teneur en polluant dans le sol, mg/kg;

$BCF_{sol\text{-}plantes}$: facteur de bioconcentration sol-plante du polluant;

QPJ (kg m.s./j) : quantité de plante ingérée par jour, estimée par : QPJ = QMSJ – QSJ

3.1.2.5. VS_E : Concentration dans le sol associée à la DMJP (mg/kg m.s.)

Finalement, la concentration en polluant dans le sol théoriquement associée à l'atteinte de la dose maximale journalière assimilable par ingestion (T_{DMJP}, mg/kg), c'est-à-dire la VS_E pour les herbivores pâturant, est établie à partir de l'équation suivante :

$$VS_E = T_{DMJP} = \frac{DMJP}{QSJ + (BCF\ x\ QPJ)}$$

avec :

$VS_E = T_{DMJP}$: concentration en polluant dans le sol théoriquement associée à l'atteinte de la dose maximale journalière assimilable par ingestion, exprimée en mg/kg m.s. ;

DMJP : dose maximale journalière assimilable par ingestion, mg/kg;

QSJ : quantité de sol ingérée par jour, kg m.s./j;

$BCF_{sol\text{-}plantes}$: facteur de bioconcentration sol-plante du polluant;

QPJ : quantité de plante ingérée quotidiennement, kg m.s./j.

La concentration critique obtenue n'est pas corrigée pour les concentrations de fond étant donné l'exposition aux polluants par ingestion de particules de sol.

3.2. Détermination des VI_E

Par convention, la VI_E correspond à la VS_E multiplier par un facteur 10.

4. VS_E et VI_E pour la protection de l'écosystème

La procédure générale décrite dans les paragraphes qui précèdent aboutit au calcul de concentrations critiques en polluant dans le sol pour deux niveaux de risque (VS_E et VI_E) pour les espèces du sol (faune, flore), les processus biologiques du sol et l'empoisonnement secondaire des organismes des niveaux trophiques supérieurs.

Ces concentrations critiques permettent de déduire les valeurs de VS_E et de VI_E pour la protection de l'écosystème.

4.1. Détermination des VS_E

4.1.1. Usages de types I et II

Dans le cas des usages de types I (naturel) et II (agricole), la valeur seuil VS_E tient compte des risques pour les espèces du sol (faune, flore), les processus biologiques du sol et les niveaux trophiques supérieurs.

C'est la plus faible des concentrations critiques calculées qui est retenue comme valeur de VS_E pour l'écosystème.

Il faut toutefois noter que des valeurs très faibles, largement inférieures au bruit de fond, sont souvent obtenues pour la concentration critique fondée sur la limitation des risques d'empoisonnement secondaire pour les oiseaux et mammifères, dans le cas des usages de type I. Étant donné les incertitudes liées à la méthode d'évaluation de ce type de risque, il sera préférable dans ces cas de ne pas tenir compte de ces valeurs dans le calcul de VS_E.

4.1.2. Usages de types III, IV et V

Dans le cas des usages de type III (résidentiel), IV (récréatif) et V (industriel), la VS_E tient compte des risques pour les espèces du sol (faune et flore) et les processus biologiques du sol. Des deux concentrations critiques estimées pour le calcul de VS_E et associées à ces deux types de risque, la plus faible est retenue comme valeur de VS_E.

4.2. Détermination des VI_E

4.2.1. Usage de types I et II

Dans le cas des usages de types I (naturel) et II (agricole), la valeur d'intervention VI_E tient compte des risques pour les espèces du sol (faune et flore), les processus biologiques du sol et les organismes des niveaux trophiques supérieurs.

La valeur d'intervention VI_E retenue pour la protection de l'écosystème est la plus faible des deux valeurs suivantes :

- la moyenne des deux concentrations critiques estimées pour le calcul de VI_E associées aux risques pour les espèces et les processus du sol;

- la concentration critique estimée pour le calcul de VI_E associée aux risques pour les organismes des niveaux trophiques supérieurs.

Toutefois, si les concentrations critiques obtenues pour les risques d'empoisonnement secondaire ne sont pas retenues pour la détermination de la VS_E, elles ne le seront pas non plus pour le calcul de VI_E.

4.2.2. Usages de types III, IV et V

Dans le cas des usages de type III (résidentiel), IV (récréatif) et V (industriel), la VI_E est fixée à l'aide d'autres critères permettant d'assurer une activité minimale du sol compatible avec les usages III à V.

Dans le cas des métaux, les VI_E correspondent :

- aux *Minimum Soil Quality Requirement* pour l'usage de type *Verges and Waste ground* (portion du site recouverte par une végétation, terrain abandonné en milieu urbain ou industriel), c'est-à-dire les concentrations maximales en métaux dans le sol compatibles avec une couverture végétale minimale (choix des espèces en fonction du type d'usage), la présence de vers de terre et le maintien d'une nitrification minimale. Ces données ont été développées par van Hesteren *et al.* (1998);

- aux concentrations au-delà desquelles seules les plantes accumulatrices ou tolérantes subsistent (notamment les concentrations proposées par l'ICPS, 1998);

- des données de toxicité.

Le choix de l'une ou l'autre de ces concentrations dépend de la disponibilité des données.

Dans le cas des polluants organiques, le manque de données ne permet pas une approche semblable. Il a été convenu de fixer les valeurs de VI_E aux VS_E multipliées par 5 pour les usages de type III et IV, et par 10 pour les usages de type V.

5. Contaminants particuliers

5.1. Hydrocarbures pétroliers

Dans le cas précis des fractions constitutives des hydrocarbures pétroliers, qu'elles soient considérées globalement (mélange des constituants aliphatiques et aromatiques sur base de leur Equivalence Carbone, EC) ou spécifiquement (fractions aliphatiques ou aromatiques exprimées en EC), le manque de données d'écotoxicité propres à ces fractions ne permet pas d'appliquer rigoureusement la méthodologie présentée dans ce document.

Les VS_E et les VI_E pour les fractions aliphatiques et aromatiques des hydrocarbures pétroliers ont été déterminées en adaptant au contexte wallon les standards pancanadiens pour les hydrocarbures pétroliers développés par le Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME, 2008 ; Encadré 4). Les VS_E et les VI_E ont été extrapolées sur la base d'un sol à texture fine, en conservant l'optique « *worst case* », à l'ensemble des calculs à partir de ces standards pancanadiens en considérant :

- que les standards pancanadiens ne sont pas exprimés en fonction de sols standardisés;
- que les sols wallons sont comparables aux sols canadiens à texture fine.

Tableau 6 – VS_E et VI_E pour les fractions aliphatiques et aromatiques des hydrocarbures pétroliers, exprimées en mg/kg m.s.

		Type I	Type II	Type III	Type IV	Type V
EC $_{5-8}$	VS_E	105	105	105	160	160
	VI_E	210	210	210	320	320
EC $_{8-10}$	VS_E	105	105	105	160	160
	VI_E	210	210	210	320	320
EC $_{10-12}$	VS_E	75	75	75	130	130
	VI_E	150	150	150	260	260
EC $_{12-16}$	VS_E	75	75	75	130	130
	VI_E	300	300	300	520	520
EC $_{16-21}$	VS_E	650	650	650	1250	1250
	VI_E	1300	1300	1300	2500	2500
EC $_{21-35}$	VS_E	650	650	650	1250	1250
	VI_E	1300	1300	1300	2500	2500

5.2. Cyanures libres

Le calcul des VS_E pour les cyanures libres basé sur la procédure décrite précédemment donne des valeurs extrêmement faibles, non compatibles, à la fois avec la valeur bruit de fond naturelle des cyanures libres communément admise de 1 mg/kg_{sol} (Köster, 2001; Irwin, 1997) et la limite

de quantification de la méthode analytique proposée dans le Compendium des analyses de l'ISSeP (CWEA). Cette particularité est certainement à mettre en relation avec le fait que seules des données d'écotoxicité aquatiques étaient disponibles pour ces calculs et qu'elles ont été transposées au sol moyennant le recours à un coefficient de partition Kd conventionnellement fixé à 0,1 l/kg.

Compte tenu de la très large incertitude de ces calculs et du caractère non réaliste de l'utilisation d'une telle VS_E, il a été décidé d'aligner les VS_E et VI_E sur des critères de qualité écologique convenus dans d'autres législations.

Le seuil de 1 mg/kg m.s. pour les cyanures libres a été adopté au Pays-Bas comme SRC_{eco}. Cette valeur est reprise comme VS_E. Elle équivaut également à la valeur des teneurs en cyanures libres dans un sol naturel mais aussi à la valeur de la limite de quantification analytique.

Les valeurs de VI_E correspondent à la VS_E multipliée par 5 pour les usages I, II, III et IV et multipliée par 10 pour l'usage V (tableau 5).

Tableau 7 – VS_E et VI_E pour les cyanures libres en mg/kg m.s.

		Type I	Type II	Type III	Type IV	Type V
Cyanures libres (mg/kg m.s.)	VS_E	1	1	1	1	1
	VI_E	5	5	5	5	10

Encadré 5 – Les standards pancanadiens du Conseil canadien des ministres de l'Environnement (2008).

Plusieurs approches méthodologiques ont été envisagées pour déterminer les VS_E et VI_E pour les hydrocarbures pétroliers : la méthode d'évaluation axée sur les QSAR ainsi que la comparaison à d'autres systèmes normatifs. La SPAQuE S.A. a établi des valeurs à partir de QSAR mais ces données n'ont pas été validées par des mesures expérimentales. C'est la méthode utilisée pour déterminer les standards pancanadiens relatifs aux hydrocarbures pétroliers dans les sols, élaborés par le Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement (CCME, 2008), qui a été retenue pour déterminer les VS_E et VI_E, avec quelques adaptations.

Les standards pancanadiens sont disponibles pour quatre grandes fractions physico-chimiques d'hydrocarbures pétroliers, définies selon le nombre équivalent carbone (tableau ci-dessous). Ces fractions ont été établies à partir des sous-fractions définies par le *Total petroleum hydrocarbon criteria working group* (TPHCWG, 1997), regroupement de chercheurs universitaires, industriels et gouvernementaux américains dont le mandat était de développer une approche permettant de gérer les sites contaminés par les hydrocarbures pétroliers. Les standards pancanadiens présentent l'avantage d'être issus de données expérimentales (non utilisables directement pour l'application de notre méthodologie) et calculées à partir d'une méthode axée sur le poids de la preuve pour décider de la valeur des différentes sources de données.

Les standards pancanadiens ont été définis pour 2 catégories d'usages (agricole/résidentiel et commercial/industriel) et deux types de sols (à texture fine et à texture grossière) tel que présentés dans le tableau ci-dessous.

Standards pancanadiens relatifs aux hydrocarbures pétroliers dans les sols, en mg/kg m.s.

Fraction	Atomes de carbone	Agricole/ résidentiel	Commercial/ industriel	Agricole/ résidentiel	Commercial/ industriel
		Sols à texture fine		Sols à texture grossière	
Fraction 1	C6 à C10	210	320	210	320
Fraction 2	>C10 à C16	150	260	150	260
Fraction 3	>C16 à C34	1300	2500	300	1700
Fraction 4	>C34	5600	6600	2800	3300

6. Exemples d'application de la procédure de calcul des VS_E et des VI_E à deux polluants

6.1. Le cadmium

6.1.1. Risques pour les espèces du sol

Le nombre de données d'écotoxicité terrestre disponibles est suffisant pour permettre l'extrapolation statistique de type de données. Le traitement des données est présenté dans le tableau 1.

6.1.2. Risques pour les processus biologiques du sol

Le nombre de données d'écotoxicité terrestre disponibles est suffisant pour permettre l'extrapolation statistique de ce type de données. Le traitement des données est présenté dans le tableau 2.

6.1.3. Risques pour les niveaux trophiques supérieurs

Usage de type I

Selon l'US EPA (2000), le facteur de transfert du cadmium du sol aux vers de terre (BCF_{vers}) peut être estimé à partir de la relation suivante:

$$\ln(C_{worm}) = 0{,}795 * \ln(C_{soil}) + 2{,}114 \qquad (n = 226,\ r^2 = 0{,}65)$$

Pour une concentration en cadmium égale au centile-90 (valeur conservatoire) des teneurs en Cd mesurées en surface dans les sols wallons avec l'outil Info-Fonds, soit 0,87 mg/kg, cela donne une valeur de BCF_{vers} de 7,4.

Ce résultat est en accord avec les estimations réalisées à partir de la relation proposée par Romijn *et al.* (1991) :

$$\log(BCF_{vers}) = 1{,}99 - 0{,}22 * pH \qquad (n = 79;\ r^2 = 0{,}22)$$

qui donne, pour les propriétés du sol standard défini pour l'usage de type I (pH = 4,3), un BCF_{vers} de 11.

La moyenne géométrique des deux valeurs obtenues est donc de $BCF_{vers} = 9{,}7$

A partir des NOEC issues de Romijn *et al.* (1991) concernant les oiseaux et mammifères, en nombre suffisant pour permettre une extrapolation statistique par le logiciel ETX 1.3, les valeurs de HC20 (80 % de protection des espèces) suivantes ont été obtenues :

- pour les oiseaux : HC20 = 0,43 mg/kg ;

- pour les mammifères : HC20 = 6,8 mg/kg ;
- pour les oiseaux et mammifères pris globalement : HC20 = 1,91 mg/kg.

La valeur intermédiaire, obtenue en combinant les données relatives aux oiseaux et mammifères, a été retenue pour l'estimation de la concentration critique en Cd limitant les risques pour les échelons supérieurs de la chaîne trophique. Dès lors, cette concentration critique vaut :

MAR = 1,91/9,7 = 0,20 mg/kg

Remarque : la valeur de MAR obtenue en utilisant le résultat le plus faible (HC20 oiseaux = 0,43 mg/kg) est très nettement inférieure au bruit de fonds (MAR = 0,04 mg/kg MS) et peut être considérée comme non réaliste.

Usage de type II

En prenant comme concentration maximale tolérable dans la diète ($CM_{diète}$) la valeur recommandée par la *National Academy of Sciences* (1980), soit 0,5 mg Cd/kg d'aliment, et en appliquant la méthode exposée à l'annexe 2 au mouton (poids corporel de 60 kg), on obtient :

(1) QMSJ = 0,0687 * $60^{0,822}$ = 1,99 $kg_{m.s.}$/jr

DMJT = 0,5 * 1,99 = 0,995 mg/jr

DMJP = 0,75 * 0,995 = 0,746 mg/jr

(2) QSJ = 0,083 * 1,99 = 0,165 $kg_{m.s.}$/jr

(3) QPJ = 1,99 – 0,165 = 1,825 $kg_{m.s.}$/jr

(4) Pour une valeur de BCF de 0,15 (ray-grass, Halen *et al.* (1998)), on obtient :

T_{DMJP} = 0,746 / (0,165 + (0,15 * 1,825)) = 1,7 mg/kg

6.1.4. Correction pour les concentrations de fond

La fraction biodisponible des concentrations de fond est issue de Halen (1993) et déduite de la relation observée entre la fraction de Cd extractible sur base de lessivages de longue durée pratiqués avec une solution saline diluée, et les propriétés générales des sols. Cette relation s'établit comme suit :

$$\phi = 1,824 - 0,249\ pH_{eau} \qquad (n=34,\ r^2=0.72)$$

Les valeurs calculées de ϕ pour les divers types d'usage sont donc :

- type I : 0,75 pH = 4,3 ;
- type II, III, IV : 0,33 pH = 6 ;
- type V : 0,33 pH = 6.

Les valeurs seuil VS_E et valeurs d'intervention VI_E sont obtenues en appliquant[22] l'équation présentée au point 2.4 :

$$VS_E, VI_E = CCp + (1-\varphi)Cb$$

avec une concentration de fond (Cb) de 0,87 mg/kg (centile-90 des teneurs en Cd mesurées en surface dans les sols wallons – Info-Fonds) et CCp = valeur de HC.

6.1.5. Tableaux de calcul

Calcul de VS_E et de VI_E **Cadmium**

Type d'usage		I	II	III	IV	V
Bruit de fond (Cb) inactif		0,22	0,58	0,58	0,58	0,58
Calcul de VS_E						
Valeurs de HC:	Espèces	0,90	4,30	9,20	9,20	13,10
	Processus	5,30	22,80	55,30	55,30	83,90
	Chaîne trophique	0,19	1,70	-	-	-
Après correction Cb:	Espèces	1,12	4,88	9,78	9,78	13,68
	Processus	5,52	23,38	55,88	55,88	84,48
	Chaîne trophique	0,41	1,70	-	-	-
	VS_E	**1,1**	**1,7**	**9,8**	**9,8**	**13,7**
Calcul de VI_E						
Valeurs de HC:	Espèces	2,80	12,50	12,50	-	-
	Processus	18,20	79,80	79,80	-	-
	Chaîne trophique	1,90	17,00	nd	-	-
Après correction Cb:	Espèces	3,02	13,08	13,08	-	-
	Processus	18,42	80,38	80,38	-	-
	Chaîne trophique	2,12	17,00	nd	-	-
	VI_E	**10,7**	**17,0**	**50***	**50***	**50***

Remarque : le risque pour la « Chaîne trophique » n'a pas été considéré pour l'usage I parce qu'il conduit à une concentration en Cd inférieure au bruit de fonds admis.

* Selon van Hesteren *et al.* (1988), *Minimum Soil Quality Requirement* pour l'usage de type "Verges and waste ground".

[22] Cette correction n'est pas appliquée à la concentration critique estimée sur base des risques pour les herbivores pâturant (échelons supérieurs de la chaîne trophique dans le cas du type d'usage II).

Tableau A : Traitement des données d'écotoxicité relatives aux espèces pour le cadmium

Cadmium - *Espèces* - Seuils génériques

Ajustement par Kd (Kd aj = Kd estimé pour propr. horizon A des sols standard)

Espèces	Source	pH exp	%OM	%A	CEC	pHpw exp	Kd exp	Kd aj I	Kd aj II, III, IV	Kd aj V	NOECexp	NOEC/esp	NOEC aj I	NOEC aj II, III, IV	NOEC aj V	NOEC aj/esp I	NOEC aj/esp II, III, IV	NOEC aj/esp V	taxon
bactérie du sol	cité par Goyvaerts & Cornelis (1997)	7,5	3,2	60	19,5	7,4	1735	37,0	164,0	172,0	55	55	1,2	5,2	5,5	3,9	17,4	18,3	Bactéries
	cité par Goyvaerts & Cornelis (1997)	4,4	12,8	5	23,3	4,1	62	37,0	164,0	172,0	55		32,6	144,7	151,8				
	cité par Goyvaerts & Cornelis (1997)	7,7	2,4	19	9,6	7,6	1285	37,0	164,0	172,0	55		1,6	7,0	7,4				
Raphanus sativa	Denneman & Van Gestel (1990)	5,4	3	18	10,4	5,2	135	37,0	164,0	172,0	10,7	11	2,9	13,0	13,6	2,9	13,0	13,6	Macrophytes
Picea sitchensis		3,3	77	*0,2*	125,0	2,9	16	37,0	164,0	172,0	1,6	2	3,6	16,2	16,9	3,6	16,2	16,9	Macrophytes
Fagus sylvatica	cité par Goyvaerts & Cornelis (1997)	4,8	10	3	18,4	4,5	71	37,0	164,0	172,0	16	16	8,3	37,0	38,8	8,3	37,0	38,8	Macrophytes
Grain species	Denneman & Van Gestel (1990)	5,6	1,6	7,8	6,0	5,4	95	37,0	164,0	172,0	12,5	14	4,9	21,7	22,7	5,4	23,9	25,0	Macrophytes
		5,4	2,4	26	11,1	5,2	137	37,0	164,0	172,0	6,25		1,7	7,5	7,8				
		5,2	3,2	37,7	14,8	4,9	144	37,0	164,0	172,0	50		12,8	57,0	59,7				
		5	3,4	2,6	7,8	4,7	51	37,0	164,0	172,0	6,25		4,6	20,2	21,2				
		5,4	6,8	3,3	13,4	5,2	113	37,0	164,0	172,0	50		16,4	72,6	76,1				
		4,6	19,4	2,6	33,4	4,3	75	37,0	164,0	172,0	6,25		3,1	13,7	14,4				
*Spinacia Oleracea**	Denneman & Van Gestel (1990)	5,8	2,2	5	6,4	5,6	116	37,0	164,0	172,0	0,9	2	0,3	1,3	1,3	0,2	1,0	1,0	Macrophytes
		5,4	5,1	5	11,0	5,2	113	37,0	164,0	172,0	1,5		0,5	2,2	2,3				
		5,8	1,7	18	8,3	5,6	156	37,0	164,0	172,0	0,8		0,2	0,8	0,9				
		7,1	2,1	18	8,9	7,0	646	37,0	164,0	172,0	1,8		0,1	0,5	0,5				
		5,8	3	50	17,1	5,6	282	37,0	164,0	172,0	2,4		0,3	1,4	1,5				
		7,2	2,8	50	16,8	7,1	1135	37,0	164,0	172,0	3,5		0,1	0,5	0,5				
Dendrobaena rubida	Denneman & Van Gestel (1990)	6,5	9,7	5	18,4	6,3	465	37,0	164,0	172,0	101	101	8,0	35,6	37,4	8,0	35,6	37,4	Annélides
Eisenia Andrei	Van Gestel et al (1992)	6	10	20	22,0	5,8	444	37,0	164,0	172,0	5	16	0,4	1,8	1,9	1,0	4,4	4,6	Annélides
		6	10	20	22,0	5,8	444	37,0	164,0	172,0	10		0,8	3,7	3,9				
	Van Gestel et al (1991)	6,7	10	20	22,0	6,6	905	37,0	164,0	172,0	32		1,3	5,8	6,1				
		6,5	10	20	22,0	6,3	738	37,0	164,0	172,0	18		0,9	4,0	4,2				
	Spurgeon et al (1994)	6,3	10	20	22,0	6,1	603	37,0	164,0	172,0	39,2		2,4	10,7	11,2				
Eisenia foetida	Spurgeon et al (1995)	6,1	10	20	22,0	5,9	492	37,0	164,0	172,0	207	207	15,6	69,0	72,4	15,6	69,0	72,4	Annélides
Lumbricus rubellus	Denneman & Van Gestel (1990)	7,3	3,4	17	10,8	7,2	967	37,0	164,0	172,0	10	10	0,4	1,7	1,8	0,4	1,7	1,8	Annélides
Porcellio scaber (isopode)	Van Wensem et al. (1992)	6,6	30	*0,2*	49,8	6,5	303	37,0	164,0	172,0	6	6	0,7	3,2	3,4	0,7	3,2	3,4	Isopode
Folsomia candida (Collembole)	Crommentuijn et al (1993)	6	10	20	22,0	5,8	444	37,0	164,0	172,0	325	104	27,1	120,0	125,9	11,3	50,2	52,7	Insectes
	Vonk et al. (1994)	5,25	8	10	16,7	5,0	150	37,0	164,0	172,0	71		17,6	77,9	81,7				
	Huijbregts (1999)	6	10	20	22,0	5,8	444	37,0	164,0	172,0	147		12,2	54,3	56,9				
	Huijbregts (1999)	6	10	20	22,0	5,8	444	37,0	164,0	172,0	34		2,8	12,6	13,2				
Plectus communis (Nem.)	Kammenga (1996)	5,5	10	20	22,0	5,3	267	37,0	164,0	172,0	32	32	4,4	19,6	20,6	4,4	19,6	20,6	Nématode
										Moy arith	42,9		5,9	26,3	27,6	5,1	22,5	23,6	
										Ecart-type	68,7		8,2	36,1	37,9	4,6	20,6	21,6	
										Moy géom	14,8	**18,1**							

HC5	0,3	1,3	1,3
HC20	**0,9**	**4,3**	4,5
HC40	2,0	**9,2**	5,6
HC50	2,8	12,5	**13,1**

*EC10 et non NOEC

En italique: %A fixé à 0,2 au lieu de 0 (validité régressions Kd)

Tableau B : Traitement des données d'écotoxicité relatives aux processus pour le cadmium

Cadmium - *Processus* - Seuils génériques

Ajustement par Kd (Kd aj = Kd estimé pour propr. horizon A des sols standard)

Processus	Source	pH_{exp}	%OM	%A	CEC	$pH_{pw\ exp}$	Kd_{exp}	Kd_{aj} I	Kd_{aj} II, III, IV	Kd_{aj} V	$NOEC_{exp}$	NOEC/proc	$NOEC_{aj}$ I	$NOEC_{aj}$ II	$NOEC_{aj}$ III, IV, V	NOEC/processus I	NOEC/processus II	NOEC/processus III, IV, V	
contenu en ATP	BKH (1995)	6,6	1,2	9	5,6	6,5	241	37,0	164,0	172,0	50	50	7,7	34,1	35,8	7,7	34,1	35,8	*contenu en ATP*
Cellulose respiration	BKH (1995)	5,8	0,8	2,2	3,5	5,6	56	37,0	164,0	172,0	112	112	73,8	327,0	342,9	73,8	327,0	342,9	*Cellulose respiration*
Fe(III)reduction	Denneman & Van Gestel (1990)	5,1	3,8	4	8,7	4,8	68	37,0	164,0	172,0	40	40	21,8	96,5	101,2	21,8	96,5	101,2	*Fe(III)reduction*
Glucose respiration	BKH (1995)	5,8	0,8	2,2	3,5	5,6	56	37,0	164,0	172,0	112	112	73,8	327,0	342,9	73,8	327,0	342,9	*Glucose respiration*
N-mineralisation	BKH (1995)	8,5	0,12	0,2	2,0	8,5	170	37,0	164,0	172,0	337	428,80	73,5	325,8	341,7	86,3	382,4	401,0	*N-mineralisation*
		5,8	0,22	2,2	2,6	5,6	31	37,0	164,0	172,0	1124		1332,1	5904,4	6192,4				
		6,2	0,87	19	7,2	6,0	176	37,0	164,0	172,0	337		70,7	313,6	328,9				
		6,4	5,4	27,6	16,2	6,2	559	37,0	164,0	172,0	337		22,3	98,8	103,6				
		5,7	12,2	28,7	27,3	5,5	403	37,0	164,0	172,0	337		30,9	137,2	143,9				
Respiration	BKH (1995)	8,5	0,12	0,2	2,0	8,5	170	37,0	164,0	172,0	33,7	82,28	7,3	32,6	34,2	14,4	64,0	67,1	*Respiration*
		5,8	0,22	2,2	2,6	5,6	31	37,0	164,0	172,0	33,7		39,9	177,0	185,7				
		6,2	0,87	19	7,2	6,0	176	37,0	164,0	172,0	112		23,5	104,2	109,3				
		6,4	5,4	27,6	16,2	6,2	559	37,0	164,0	172,0	112		7,4	32,8	34,4				
		5,7	12,2	28,7	27,3	5,5	403	37,0	164,0	172,0	337		30,9	137,2	143,9				
	Denneman & Van Gestel (1990)	5,1	5,7	9	12,8	4,8	106	37,0	164,0	172,0	150		52,2	231,3	242,6				
		7,4	2,6	19	10,0	7,3	983	37,0	164,0	172,0	151		5,7	25,2	26,4				
		6,8	3,2	60	19,5	6,7	852	37,0	164,0	172,0	150		6,5	28,9	30,3				
		4,3	12,8	5	23,3	4,0	56	37,0	164,0	172,0	400		262,9	1165,1	1221,9				
	Huijbregts (1999)	5,1	5,7	9	12,8	4,8	106	37,0	164,0	172,0	30		10,4	46,3	48,5				
		7,7	1,6	2	4,8	7,6	515	37,0	164,0	172,0	13		0,9	4,1	4,3				
		7,7	1,6	2	4,8	7,6	515	37,0	164,0	172,0	150		10,8	47,7	50,1				
		7,4	2,4	19	9,6	7,3	947	37,0	164,0	172,0	27		1,1	4,7	4,9				
		4,3	12,8	5	23,3	4,0	56	37,0	164,0	172,0	52		34,2	151,5	158,9				
		4,9	2,1	5	6,2	4,6	46	37,0	164,0	172,0	100		81,3	360,2	377,7				
N-fixation	Baath (1989)	6,7	4,2	n.d.	n.c.	6,6	n.c.	37,0	164,0	172,0	200	200,00	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	*N-fixation*
Nitrification	Baath (1989)	6,6	0,84	n.d.	n.c.	6,5	n.c.	37,0	164,0	172,0	0,32	0,32	n.c.	n.c.	n.c.	7,7	34,1	35,8	*Nitrification*
		6,6	1,2	9	5,6	6,5	241	37,0	164,0	172,0	50		7,7	34,1	35,8				
Ammonification	Baath (1989)	4,8	5,8	n.d.	n.c.	4,5	n.c.	37,0	164,0	172,0	1000	1000,00	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	*Ammonification*
*Uréase**	Doelman & Haanstra (1986)	7,7	1,6	2	4,8	7,6	515	37,0	164,0	172,0	40	90,31	2,9	12,7	13,3	8,3	36,9	38,7	*Uréase**
		7,4	2,4	19	9,6	7,3	947	37,0	164,0	172,0	280		10,9	48,5	50,8				
		6,8	3,2	60	19,5	6,7	852	37,0	164,0	172,0	3		0,1	0,6	0,6				
		4,4	12,8	5	23,3	4,1	62	37,0	164,0	172,0	1980		1175,3	5209,6	5463,8				
*Phosphatase**	Doelman & Haanstra (1989)	7,7	1,6	2	4,8	7,6	515	37,0	164,0	172,0	16	193,20	1,1	5,1	5,3	15,6	69,1	72,5	*Phosphatase**
		5,1	5,7	9	12,8	4,8	106	37,0	164,0	172,0	8070		2808,1	12446,5	13053,7				
		7,4	2,4	19	9,6	7,3	947	37,0	164,0	172,0	13		0,5	2,3	2,4				
		6,8	3,2	60	19,5	6,7	852	37,0	164,0	172,0	830		36,1	159,8	167,6				
*Dehydrogenase***	BKH (1995)	5,4	1,8	5	5,7	5,2	71	37,0	164,0	172,0	200	200,00	104,8	464,7	487,4	104,8	464,7	487,4	*Dehydrogenase***
*Arylsulfatase**	Haanstra & Doelman (1991)	7,7	1,6	2	4,8	7,6	515	37,0	164,0	172,0	3,4	6,82	0,2	1,1	1,1	0,6	2,4	2,6	*Arylsulfatase**
		5,1	5,7	9	12,8	4,8	106	37,0	164,0	172,0	3,4		1,2	5,2	5,5				
		7,4	2,4	19	9,6	7,3	947	37,0	164,0	172,0	6,7		0,3	1,2	1,2				
		6,8	3,2	60	19,5	6,7	852	37,0	164,0	172,0	28		1,2	5,4	5,7				
Amilase	Baath (1989)	6,6	3,7	n.d.	n.c.	6,5	n.c.	37,0	164,0	172,0	562	562,00	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	*Amilase*
								Moyenne		Moy arith	426,7	219,8	169,3	750,3	786,9	37,7	167,1	175,3	
								Ecart-type		Ecart-type	1266,0	275,2	521,7	2312,5	2425,3	38,5	170,5	178,8	
										Moy géom		**83,2**							

*EC10 et non NOEC
**EC13

HC5	1,3	5,6	5,9
HC20	**5,3**	**22,8**	24,1
HC40	12,7	**55,3**	58,3
HC50	18,2	79,8	**83,9**

6.2. Phénol

Seule une donnée d'écotoxicité chronique est disponible pour les espèces terrestres. Par conséquent, les données d'écotoxicité terrestre chronique et aiguë sont traitées parallèlement, et les résultats obtenus sont comparés aux résultats du traitement des données d'écotoxicité aquatique.

6.2.1. Risques pour les espèces/processus terrestres

Les données d'écotoxicité terrestre disponibles sont les suivantes : une NOEC relative à un groupe taxonomique (macrophytes) et quatre L(E)C50 relatives à deux groupes taxonomiques (macrophytes et annélides). Ces données sont en nombre insuffisant pour permettre une extrapolation statistique. L'estimation des concentrations critiques se fait donc par application de facteurs (tableau 3).

Données d'écotoxicité chronique

Les facteurs sont appliqués aux NOEC, ajustées à l'aide du coefficient de partition entre les phases solide et liquide (Kp) comme mentionné au point 2.2.2 de l'annexe 2.

Données d'écotoxicité aiguë

Les facteurs sont appliqués à la moyenne géométrique des $L(E)C_{50}$, ajustées à l'aide du coefficient de partition Kp, divisée par un ACR (*Acute to Chronic Ratio*) de 10.

6.2.2. Risques pour les processus biologiques du sol

Aucune donnée n'est disponible concernant les risques pour les processus biologiques du sol.

6.2.3. Traitement des données d'écotoxicité aquatique

On dispose des données d'écotoxicité chronique aquatique suivantes : douze NOEC pour des espèces d'eau douce appartenant à six groupes taxonomiques différents et une NOEC pour une espèce marine (algue). La NOEC pour l'algue marine s'intègre bien dans la distribution des NOEC pour toutes les espèces d'eau douce (Verbruggen *et al.*, 2001). Par conséquent, les données « eau douce » et « eau marine » sont combinées (tableau 3).

L'extrapolation statistique par ETX 1.3 donne les résultats suivants :

- HC20 = 0,94 mg/l;
- HC40 = 3,89 mg/l;
- HC50 = 6,98 mg/l;

Avec une valeur de K_{oc} de 33,1 l/kg et un pK_a de 10 pour le phénol (Lijzen *et al.*, 2001), les valeurs de Kp calculées pour les teneurs en matière organique des 3 sols standards sont :

- sol de type I : 0,5 l/kg ;
- sol de type II-III-IV : 0,31 l/kg ;

- sol de type V : 0,31 l/kg.

Les concentrations critiques sont finalement obtenues en multipliant les valeurs de HC par les Kp comme suit :

➢ Pour le calcul de VS_E :

- Type I: HC20 * $Kp_{type\ I}$ = 0,5 mg/kg
- Type II: HC20 * $Kp_{type\ II,\ III,\ IV}$ = 0,3 mg/kg
- Type III: HC40 * $Kp_{type\ II,\ III,\ IV}$ = 1,2 mg/kg
- Type IV: HC40 * $Kp_{type\ II,\ III,\ IV}$ = 1,2 mg/kg
- Type V: HC50 * $Kp_{type\ V}$ = 1,3 mg/kg

➢ Pour le calcul de VI_E :

- Type I: HC50 * $Kp_{type\ I}$ = 3,5 mg/kg
- Type II: HC50 * $Kp_{type\ II,\ III,\ IV}$ = 2,2 mg/kg

6.2.4. Risques pour les niveaux trophiques supérieurs

Avec une valeur de log K_{ow} inférieure à 5 (log K_{ow} = 1,47), le phénol présente peu de risques de bioaccumulation/bioamplification dans la chaîne trophique.

6.2.5. Tableaux de calcul

Calcul de VS_F et de VI_F **Phénol**

Type d'usage		I	II	III	IV	V
Calcul de VS_E						
Valeurs de HC:	Espèces	0,50	0,30	1,20	1,20	2,20
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP method	-	-	-	-	-
	Chaîne trophique	-	-	-	-	-
	VS_E	**0,5**	**0,3**	**1,2**	**1,2**	**2,2**
Calcul de VI_E						
Valeurs de HC:	Espèces	3,50	2,20	2,20	-	-
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP method	-	-	-	-	-
	Chaîne trophique	-	-	-	-	-
	VI_E	**3,5**	**2,2**	**6,0**	**6,0**	**22,0**

Tableau C : Traitement des données d'écotoxicité relatives aux espèces pour le phénol

Phénol - Seuils génériques

Koc =	33,1	l/kg
pKa =	10	

Ajustement par Kp (Kp aj = Kp estimé pour propr. horizon A des sols standards)

Données	Source	pH exp	f_{nd}	%MO exp.	f_{oc}	Kp exp. (l/kg)	Kp std (l/kg) I	Kp std (l/kg) II, III, IV	Kp std (l/kg) V	Effet	Temps	Paramètre	Rés. exp. (mg/kg)	Données aj. I	Données aj. II, III, IV	Données aj. V	Données aj./esp. I	Données aj./esp. II, III, IV	Données aj./esp. V	Taxon
			-																	
TERRESTRES																				
Espèces (tox. chronique)																				
Lactuca sativa	Adema & Henzen, 1990, cité par Dennemen	7,8	0,99373	1,4	0,008	0,27	0,5	0,31	0,31	NOEC	7 j	croissance	32	59,76	37,05	37,05	59,76	37,05	37,05	Macroph.
																geomean	59,76	37,05	37,05	
																	6,0	3,7	3,7	
																I, II	**19,9**	**12,4**	12,4	
																III, IV	39,8	**24,7**	24,7	
																V	59,8	37,1	**37,1**	
Espèces (tox. aiguë)																				
Lactuca sativa	Hulzebos et al., 1993, cité par ECOTOX on-l	7,5	0,996848	1,8	0,010	0,35	0,5	0,31	0,31	EC50	14 j	croissance	79	114,39	70,92	70,92	189,15	117,27	117,27	Macroph.
	Hulzebos et al., 1993, cité par ECOTOX on-l	7,5	0,996848	1,4	0,008	0,27	0,5	0,31	0,31	EC50	14 j	croissance	168	312,77	193,92	193,92				
Eisenia foetida	Neuhauser et al., 1986, cité par Denneman	6	0,9999	10	0,058	1,92	0,5	0,31	0,31	LC50	14 j	mortalité	401	104,20	64,60	64,60	104,20	64,60	64,60	Ann.
Allolobophora tuberculata	Neuhauser et al., 1986, cité par Denneman	6	0,9999	10	0,058	1,92	0,5	0,31	0,31	LC50	14 j	mortalité	450	116,93	72,50	72,50	116,93	72,50	72,50	Ann.
																geom./10	13,21	8,19	8,19	
																Facteur 10 puisque ce sont des données de toxicité aiguë				
																	1,3	0,8	0,8	
																I, II	**4,4**	**2,7**	2,7	
																III, IV	8,8	**5,5**	5,5	
																V	13,2	8,2	**8,2**	
Processus	néant																			
AQUATIQUES													(mg/l)							
Eau douce																				
prot	Verbruggen et al., 2001						0,5	0,31	0,31	NOEC	données combinées:		65							
prot	Verbruggen et al., 2001						0,5	0,31	0,31	NOEC			33							
prot	Verbruggen et al., 2001						0,5	0,31	0,31	NOEC			140							
bact	Verbruggen et al., 2001						0,5	0,31	0,31	NOEC			64							
bact	Verbruggen et al., 2001						0,5	0,31	0,31	NOEC			280							
cyan	Verbruggen et al., 2001						0,5	0,31	0,31	NOEC			4,6							
alg	Verbruggen et al., 2001						0,5	0,31	0,31	NOEC			7,5							
crus	Verbruggen et al., 2001						0,5	0,31	0,31	NOEC			0,84							
crus	Verbruggen et al., 2001						0,5	0,31	0,31	NOEC			0,28							
pisc	Verbruggen et al., 2001						0,5	0,31	0,31	NOEC			2,2							
pisc	Verbruggen et al., 2001						0,5	0,31	0,31	NOEC			0,1							
pisc	Verbruggen et al., 2001						0,5	0,31	0,31	NOEC			0,75							
Marines																				
alg	Verbruggen et al., 2001						0,5	0,31	0,31	NOEC			13							

HC 5	0,10
HC 20	0,94
HC 40	3,89
HC 50	6,98

Kp std (l/kg) I	Kp std (l/kg) II, III, IV	Kp std (l/kg) V
0,5	0,31	0,31

	0,05	0,03	
I, II	**0,5**	**0,3**	0,3
III, IV	1,9	**1,2**	1,2
V	3,5	2,2	**2,2**

Annexe D3 : Données relatives aux calculs des VS_E et des VI_E

Calcul de VS_E et VI_E Arsenic

Type d'usage		I	II	III	IV	V
Bruit de fond (Cb) inactif		18,02	18,02	18,02	18,02	18,02
Calcul de VS_E						
Valeurs de HC:	Espèces	9,40	11,50	23,10	23,10	28,10
	Processus	125,20	152,90	305,80	305,80	371,10
	Chaîne trophique	13,75	360,00	-	-	-
Après correction Cb:	Espèces	27,42	29,52	41,12	41,12	46,12
	Processus	143,22	170,92	323,82	323,82	389,12
	Chaîne trophique	31,77	360,00	-	-	-
	VS_E	**27,4**	**29,5**	**41,1**	**41,1**	**46,1**
Calcul de VI_E						
Valeurs de HC:	Espèces	28,30	34,60	34,60	-	-
	Processus	375,60	458,70	458,70	-	-
	Chaîne trophique	137,50	3600,00	nd	-	-
Après correction Cb:	Espèces	46,32	52,62	52,62	-	-
	Processus	393,62	476,72	476,72	-	-
	Chaîne trophique	155,52	3600,00	nd	-	-
	VI_E	**220,0**	**264,7**	**300***	**300***	**300***

* van Hesteren et al., 1998, *Minimum Soil Quality Requirement* pour l'usage de type Verges and waste ground

Arsenic - *Espèces* - Seuils génériques

Ajustement par Kd (Kd aj = Kd estimé pour propr. horizon A des sols standards)

Espèces	Source	pH exp	%OM	%A	CEC	EC*	Fe_o*	Kd exp	Kd aj			NOECexp	NOEC/esp	NOEC aj			NOEC aj/esp			taxon
						(µS/cm)	(mmol/kg)		I	II, III, IV	V	(mg/kg)		I	II, III, IV	V	I	II, III, IV	V	
Gossipium hirsutum L.	Deuel & Swoboda (1972)	/	3	18	10,4	806	90,0	3840	4118	5029	4075	18	51,8	19,30	23,57	19,10	59,1	72,1	58,4	Macrophyte
		/	3,2	35	14,3	806	90,0	3396	4118	5029	4075	149		180,68	220,65	178,80				
Glycine max L. merr	Deuel & Swoboda (1972)	/	3,2	35	14,3	806	90,0	3396	4118	5029	4075	75	75,0	90,95	111,07	90,00	90,9	111,1	90,0	Macrophyte
Ryegrass	Jiang & Singh (1994)	sandy -> A%	3	5	7,7	806	90,0	4320	4118	5029	4075	50	50,0	47,66	58,21	47,17	50,6	61,7	50,0	Macrophyte
		loamy -> A%	3	18	10,4	806	90,0	3840	4118	5029	4075	50		53,62	65,48	53,06				
		sandy -> A%	3	5	7,7	806	90,0	4320	4118	5029	4075	50		47,66	58,21	47,17				
		loamy -> A%	3	18	10,4	806	90,0	3840	4118	5029	4075	50		53,62	65,48	53,06				
Orge	Jiang & Singh (1994)	sandy -> A%	3	5	7,7	806	90,0	4320	4118	5029	4075	10	33,4	9,53	11,64	9,43	33,8	41,3	33,5	Macrophyte
		loamy -> A%	3	18	10,4	806	90,0	3840	4118	5029	4075	50		53,62	65,48	53,06				
		sandy -> A%	3	5	7,7	806	90,0	4320	4118	5029	4075	50		47,66	58,21	47,17				
		loamy -> A%	3	18	10,4	806	90,0	3840	4118	5029	4075	50		53,62	65,48	53,06				
Cassis	Anastasia & Kender (1973)	loamy sand	3	8	8,3	806	90,0	4190	4118	5029	4075	43,8	43,8	43,05	52,57	42,60	43,0	52,6	42,6	Macrophyte
Phragmites australis	Otte et al. (1988)	sandy loam	3	10	8,7	806	90,0	4111	4118	5029	4075	5	5,0	5,01	6,12	4,96	5,0	6,1	5,0	Macrophyte
U. dioica	Otte et al. (1988)	sandy loam	3	10	8,7	806	90,0	4111	4118	5029	4075	30	30,0	30,05	36,70	29,74	30,1	36,7	29,7	Macrophyte
Pois	Stevens et al. (1972)	sand -> A%	3	5	7,7	806	90,0	4320	4118	5029	4075	30	30,0	28,60	34,92	28,30	28,6	34,9	28,3	Macrophyte
Patate	Stevens et al. (1972)	sand -> A%	3	5	7,7	806	90,0	4320	4118	5029	4075	30	30,0	28,60	34,92	28,30	28,6	34,9	28,3	Macrophyte
Maïs	Woolson et al. (1971)	sandy loam	3	10	8,7	806	90,0	4111	4118	5029	4075	10	10,0	10,02	12,23	9,91	9,9	12,1	9,8	Macrophyte
		loamy sand	3	8	8,3	806	90,0	4190	4118	5029	4075	10		9,83	12,00	9,73				
		loamy sand	3	8	8,3	806	90,0	4190	4118	5029	4075	10		9,83	12,00	9,73				
Lima beans	Woolson et al. (1971)	sandy loam	3	10	8,7	806	90,0	4111	4118	5029	4075	10	10,0	10,02	12,23	9,91	10,0	12,2	9,9	Macrophyte
Choux	Woolson et al. (1971)	sandy loam	3	10	8,7	806	90,0	4111	4118	5029	4075	50	50,0	50,09	61,17	49,57	50,1	61,2	49,6	Macrophyte
Tomate	Woolson et al. (1971)	sandy loam	3	10	8,7	806	90,0	4111	4118	5029	4075	10	10,0	10,02	12,23	9,91	10,0	12,2	9,9	Macrophyte
Radis	Woolson et al. (1971)	sandy loam	3	10	8,7	806	90,0	4111	4118	5029	4075	50	50,0	50,1	61,2	49,6	50,1	61,2	49,6	Macrophyte
Eisenia foetida	Fisher & Koszorus (1992)	peaty marsh	3	1	6,8	806	90,0	4518	4118	5029	4075	25	35,4	22,8	27,8	22,5	50,6	61,8	50,1	Annélide
	BKH (1995)	7,5	42,8	1	70,5	806	90,0	1833	4118	5029	4075	50		112,32	137,17	111,15				
												Geom	**27,25**							

NB: deux taxons seulement ;
extrapolation par application de facteurs

geomean	28,3	34,6	28,1
	2,8	3,5	2,8
I, II	**9,4**	**11,5**	9,4
III, IV	18,9	**23,1**	18,7
V	28,3	34,6	**28,1**

* En vert: en l'absence de données, une valeur de 3 a été fixée arbitrairement

**EC et Fe_o ne sont pas connus; les moyennes des valeurs observées pour les sols standards sont retenues par défaut

Arsenic - *Processus* - Seuils génériques

Ajustement par Kd (Kd aj = Kd estimé pour propr. horizon A des sols standards)

Processus	Source	pH exp	%OM*	%A	CEC	EC**	Fe_o**	Kd exp	Kd aj			NOEC exp	NOEC/proc	NOEC aj			NOEC aj/proc			
						(µS/cm)	(mmol/kg)		I	II, III, IV	V	(mg/kg)		I	II, III, IV	V	I	II, III, IV	V	
N-Minéralisation	Liang & Tabatabai (1977)	5,8	4,4	23	13,7	806	90,0	3452,7	4118	5029	4075	375	375,0	447,3	546,2	442,6	501,8	612,8	496,5	N-Minéralisation
		6,6	5	45	19,3	806	90,0	3025,3	4118	5029	4075	375		510,4	623,4	505,1				
		7,8	6,4	30	18,3	806	90,0	3082,4	4118	5029	4075	375		501,0	611,8	495,8				
		7,4	9,3	34	23,8	806	90,0	2786,5	4118	5029	4075	375		554,2	676,8	548,4				
		5,8	4,4	23	13,7	806	90,0	3452,7	4118	5029	4075	375		447,3	546,2	442,6				
		6,6	5	45	19,3	806	90,0	3025,3	4118	5029	4075	375		510,4	623,4	505,1				
		7,8	6,4	30	18,3	806	90,0	3082,4	4118	5029	4075	375		501,0	611,8	495,8				
		7,4	9,3	34	23,8	806	90,0	2786,5	4118	5029	4075	375		554,2	676,8	548,4				
Uréase	Tabatabai (1977)	6,1	5,6	30	17,1	806	90,0	3169,7	4118	5029	4075	375	118,6	487,2	595,0	482,1	156,2	190,8	154,6	Uréase
		7,8	6,4	30	18,3	806	90,0	3082,4	4118	5029	4075	37,5		50,1	61,2	49,6				
Phosphatase	Tyler (1981)	6,3	13	29	28,7	806	90,0	2593,5	4118	5029	4075	749	1059,2	1189,3	1452,4	1176,9	1681,9	2054,0	1664,3	Phosphatase
		6,3	13	29	28,7	806	90,0	2593,5	4118	5029	4075	1498		2378,6	2904,8	2353,7				
Phosphatase alcaline	BKH (1995)	7,4	9,3	34	23,8	806	90,0	2786,5	4118	5029	4075	190	190,0	280,8	342,9	277,9	280,8	342,9	277,9	Phosphatase alcaline
Phosphatase acide	BKH (1995)	7,8	6,4	30	18,3	806	90,0	3082,4	4118	5029	4075	1900	1900,0	2538,3	3099,9	2511,8	2538,3	3099,9	2511,8	Phosphatase acide
Arylsulfatase	Al-Khataji & Tabatabai (1979)	4 clay soils ·	3	60	19,2	806	90,0	3028,4	4118	5029	4075	187	187,0	254,3	310,5	251,6	254,3	310,5	251,6	Arylsulfatase
Amidase	Frankenberger & Tabatabai (1981)	3 clay soils ·	3	60	19,2	806	90,0	3028,4	4118	5029	4075	37,5	37,5	51,0	62,3	50,5	51,0	62,3	50,5	Amidase
Dehydrogénase	Maliszewska et al. (1985)	sand alluvial	3	10	8,7	806	90,0	4110,7	4118	5029	4075	10000	10000,0	10017,9	12234,1	9913,3	10017,9	12234,1	9913,3	Dehydrogénase
Phosphatase	Wilke (1988)	sand -> %A	3	5	7,7	806	90,0	4319,9	4118	5029	4075	50	50,0	47,7	58,2	47,2	47,7	58,2	47,2	Phosphatase
Saccharase	Wilke (1988)	sand -> %A	3	5	7,7	806	90,0	4319,9	4118	5029	4075	300	300,0	286,0	349,2	283,0	286,0	349,2	283,0	Saccharase
Protéase	Wilke (1988)	sand -> %A	3	5	7,7	806	90,0	4319,9	4118	5029	4075	300	300,0	286,0	349,2	283,0	286,0	349,2	283,0	Protéase
Dehydrogénase	Wilke (1988)	sand -> %A	3	5	7,7	806	90,0	4319,9	4118	5029	4075	300	300,0	286,0	349,2	283,0	286,0	349,2	283,0	Dehydrogénase
Biomasse	Wilke (1988)	sand -> %A	3	5	7,7	806	90,0	4319,9	4118	5029	4075	300	300,0	286,0	349,2	283,0	286,0	349,2	283,0	Biomasse
ATP	Wilke (1988)	sand -> %A	3	5	7,7	806	90,0	4319,9	4118	5029	4075	300	300,0	286,0	349,2	283,0	286,0	349,2	283,0	ATP

Geom **324,71**

* En vert: en l'absence de données, une valeur de 3 a été fixée arbitrairement
**EC et Feo ne sont pas connus; les moyennes des valeurs observées pour les sols standards sont retenues par défaut

Distribution non logistique
Rejet sur base du test Kolm./Smirn.

geomean	375,6	458,7	371,7
	37,6	45,9	37,2
I, II	**125,2**	**152,9**	123,9
III, IV	250,4	**305,8**	247,8
V	375,6	458,7	**371,7**

Calcul de VS_E et VI_E Cadmium

Type d'usage		I	II	III	IV	V
Bruit de fond (Cb) inactif		0,22	0,58	0,58	0,58	0,58
Calcul de VS_E						
Valeurs de HC:	Espèces	0,90	4,30	9,20	9,20	13,10
	Processus	5,30	22,80	55,30	55,30	83,90
	Chaîne trophique	0,19	1,70	-	-	-
Après correction Cb:	Espèces	1,12	4,88	9,78	9,78	13,68
	Processus	5,52	23,38	55,88	55,88	84,48
	Chaîne trophique	0,41	1,70	-	-	-
	VS_E	**1,1**	**1,7**	**9,8**	**9,8**	**13,7**
Calcul de VI_E						
Valeurs de HC:	Espèces	2,80	12,50	12,50	-	-
	Processus	18,20	79,80	79,80	-	-
	Chaîne trophique	1,90	17,00	nd	-	-
Après correction Cb:	Espèces	3,02	13,08	13,08	-	-
	Processus	18,42	80,38	80,38	-	-
	Chaîne trophique	2,12	17,00	nd	-	-
	VI_E	**10,7**	**17,0**	**50***	**50***	**50***

* van Hesteren et al., 1998, *Minimum Soil Quality Requirement* pour l'usage de type Verges and waste ground

Cadmium - *Espèces* - Seuils génériques

Ajustement par Kd (Kd aj = Kd estimé pour propr. horizon A des sols standard)

Espèces	Source	pH exp	%OM	%A	CEC	pHpw exp	Kd exp	Kd aj I	Kd aj II, III, IV	Kd aj V	NOECexp	NOEC/esp	NOEC aj I	NOEC aj II, III, IV	NOEC aj V	NOEC aj/esp I	NOEC aj/esp II, III, IV	NOEC aj/esp V	taxon
bactérie du sol	cité par Goyvaerts & Cornelis (1997)	7,5	3,2	60	19,5	7,4	1735	37,0	164,0	172,0	55	55	1,2	5,2	5,5	3,9	17,4	18,3	Bactéries
	cité par Goyvaerts & Cornelis (1997)	4,4	12,8	5	23,3	4,1	62	37,0	164,0	172,0	55		32,6	144,7	151,8				
	cité par Goyvaerts & Cornelis (1997)	7,7	2,4	19	9,6	7,6	1285	37,0	164,0	172,0	55		1,6	7,0	7,4				
Raphanus sativa	Denneman & Van Gestel (1990)	5,4	3	18	10,4	5,2	135	37,0	164,0	172,0	10,7	11	2,9	13,0	13,6	2,9	13,0	13,6	Macrophytes
Picea sitchensis		3,3	77	*0,2*	125,0	2,9	16	37,0	164,0	172,0	1,6	2	3,6	16,2	16,9	3,6	16,2	16,9	Macrophytes
Fagus sylvatica	cité par Goyvaerts & Cornelis (1997)	4,8	10	3	18,4	4,5	71	37,0	164,0	172,0	16	16	8,3	37,0	38,8	8,3	37,0	38,8	Macrophytes
Grain species	Denneman & Van Gestel (1990)	5,6	1,6	7,8	6,0	5,4	95	37,0	164,0	172,0	12,5	14	4,9	21,7	22,7	5,4	23,9	25,0	Macrophytes
		5,4	2,4	26	11,1	5,2	137	37,0	164,0	172,0	6,25		1,7	7,5	7,8				
		5,2	3,2	37,7	14,8	4,9	144	37,0	164,0	172,0	50		12,8	57,0	59,7				
		5	3,4	2,6	7,8	4,7	51	37,0	164,0	172,0	6,25		4,6	20,2	21,2				
		5,4	6,8	3,3	13,4	5,2	113	37,0	164,0	172,0	50		16,4	72,6	76,1				
		4,6	19,4	2,6	33,4	4,3	75	37,0	164,0	172,0	6,25		3,1	13,7	14,4				
*Spinacia Oleracea**	Denneman & Van Gestel (1990)	5,8	2,2	5	6,4	5,6	116	37,0	164,0	172,0	0,9	2	0,3	1,3	1,3	0,2	1,0	1,0	Macrophytes
		5,4	5,1	5	11,0	5,2	113	37,0	164,0	172,0	1,5		0,5	2,2	2,3				
		5,8	1,7	18	8,3	5,6	156	37,0	164,0	172,0	0,8		0,2	0,8	0,9				
		7,1	2,1	18	8,9	7,0	646	37,0	164,0	172,0	1,8		0,1	0,5	0,5				
		5,8	3	50	17,1	5,6	282	37,0	164,0	172,0	2,4		0,3	1,4	1,5				
		7,2	2,8	50	16,8	7,1	1135	37,0	164,0	172,0	3,5		0,1	0,5	0,5				
Dendrobaena rubida	Denneman & Van Gestel (1990)	6,5	9,7	5	18,4	6,3	465	37,0	164,0	172,0	101	101	8,0	35,6	37,4	8,0	35,6	37,4	Annélides
Eisenia Andrei	Van Gestel et al (1992)	6	10	20	22,0	5,8	444	37,0	164,0	172,0	5	16	0,4	1,8	1,9	1,0	4,4	4,6	Annélides
		6	10	20	22,0	5,8	444	37,0	164,0	172,0	10		0,8	3,7	3,9				
	Van Gestel et al (1991)	6,7	10	20	22,0	6,6	905	37,0	164,0	172,0	32		1,3	5,8	6,1				
		6,5	10	20	22,0	6,3	738	37,0	164,0	172,0	18		0,9	4,0	4,2				
	Spurgeon et al (1994)	6,3	10	20	22,0	6,1	603	37,0	164,0	172,0	39,2		2,4	10,7	11,2				
Eisenia foetida	Spurgeon et al (1995)	6,1	10	20	22,0	5,9	492	37,0	164,0	172,0	207	207	15,6	69,0	72,4	15,6	69,0	72,4	Annélides
Lumbricus rubellus	Denneman & Van Gestel (1990)	7,3	3,4	17	10,8	7,2	967	37,0	164,0	172,0	10	10	0,4	1,7	1,8	0,4	1,7	1,8	Annélides
Porcellio scaber (isopode)	Van Wensem et al. (1992)	6,6	30	*0,2*	49,8	6,5	303	37,0	164,0	172,0	6	6	0,7	3,2	3,4	0,7	3,2	3,4	Isopode
Folsomia candida (Collembole)	Crommentuijn et al (1993)	6	10	20	22,0	5,8	444	37,0	164,0	172,0	325	104	27,1	120,0	125,9	11,3	50,2	52,7	Insectes
	Vonk et al. (1994)	5,25	8	10	16,7	5,0	150	37,0	164,0	172,0	71		17,6	77,9	81,7				
	Huijbregts (1999)	6	10	20	22,0	5,8	444	37,0	164,0	172,0	147		12,2	54,3	56,9				
	Huijbregts (1999)	6	10	20	22,0	5,8	444	37,0	164,0	172,0	34		2,8	12,6	13,2				
Plectus communis (Nem.)	Kammenga (1996)	5,5	10	20	22,0	5,3	267	37,0	164,0	172,0	32	32	4,4	19,6	20,6	4,4	19,6	20,6	Nématode
										Moy arith	42,9		5,9	26,3	27,6	5,1	22,5	23,6	
										Ecart-type	68,7		8,2	36,1	37,9	4,6	20,6	21,6	
										Moy géom	14,8	**18,1**							

*EC10 et non NOEC

En italique: %A fixé à 0,2 au lieu de 0 (validité régressions Kd)

HC5	0,3	1,3	1,3
HC20	**0,9**	**4,3**	4,5
HC40	2,0	**9,2**	5,6
HC50	2,8	12,5	**13,1**

Cadmium - *Processus* - Seuils génériques

Ajustement par Kd (Kd aj = Kd estimé pour propr. horizon A des sols standard)

Processus	Source	pH exp	%OM	%A	CEC	pHpw exp	Kd exp	Kd aj I	Kd aj II, III, IV	Kd aj V	NOECexp	NOEC/proc	NOEC aj I	NOEC aj II	NOEC aj III, IV, V	NOEC/processus I	NOEC/processus II	NOEC/processus III, IV, V	
contenu en ATP	BKH (1995)	6,6	1,2	9	5,6	6,5	241	37,0	164,0	172,0	50	50	7,7	34,1	35,8	7,7	34,1	35,8	*contenu en ATP*
Cellulose respiration	BKH (1995)	5,8	0,8	2,2	3,5	5,6	56	37,0	164,0	172,0	112	112	73,8	327,0	342,9	73,8	327,0	342,9	*Cellulose respiration*
Fe(III)reduction	Denneman & Van Gestel (1990)	5,1	3,8	4	8,7	4,8	68	37,0	164,0	172,0	40	40	21,8	96,5	101,2	21,8	96,5	101,2	*Fe(III)reduction*
Glucose respiration	BKH (1995)	5,8	0,8	2,2	3,5	5,6	56	37,0	164,0	172,0	112	112	73,8	327,0	342,9	73,8	327,0	342,9	*Glucose respiration*
N-mineralisation	BKH (1995)	8,5	0,12	0,2	2,0	8,5	170	37,0	164,0	172,0	337	428,80	73,5	325,8	341,7	86,3	382,4	401,0	*N-mineralisation*
		5,8	0,22	2,2	2,6	5,6	31	37,0	164,0	172,0	1124		1332,1	5904,4	6192,4				
		6,2	0,87	19	7,2	6,0	176	37,0	164,0	172,0	337		70,7	313,6	328,9				
		6,4	5,4	27,6	16,2	6,2	559	37,0	164,0	172,0	337		22,3	98,8	103,6				
		5,7	12,2	28,7	27,3	5,5	403	37,0	164,0	172,0	337		30,9	137,2	143,9				
Respiration	BKH (1995)	8,5	0,12	0,2	2,0	8,5	170	37,0	164,0	172,0	33,7	82,28	7,3	32,6	34,2	14,4	64,0	67,1	*Respiration*
		5,8	0,22	2,2	2,6	5,6	31	37,0	164,0	172,0	33,7		39,9	177,0	185,7				
		6,2	0,87	19	7,2	6,0	176	37,0	164,0	172,0	112		23,5	104,2	109,3				
		6,4	5,4	27,6	16,2	6,2	559	37,0	164,0	172,0	112		7,4	32,8	34,4				
		5,7	12,2	28,7	27,3	5,5	403	37,0	164,0	172,0	337		30,9	137,2	143,9				
	Denneman & Van Gestel (1990)	5,1	5,7	9	12,8	4,8	106	37,0	164,0	172,0	150		52,2	231,3	242,6				
		7,4	2,6	19	10,0	7,3	983	37,0	164,0	172,0	151		5,7	25,2	26,4				
		6,8	3,2	60	19,5	6,7	852	37,0	164,0	172,0	150		6,5	28,9	30,3				
		4,3	12,8	5	23,3	4,0	56	37,0	164,0	172,0	400		262,9	1165,1	1221,9				
	Huijbregts (1999)	5,1	5,7	9	12,8	4,8	106	37,0	164,0	172,0	30		10,4	46,3	48,5				
		7,7	1,6	2	4,8	7,6	515	37,0	164,0	172,0	13		0,9	4,1	4,3				
		7,7	1,6	2	4,8	7,6	515	37,0	164,0	172,0	150		10,8	47,7	50,1				
		7,4	2,4	19	9,6	7,3	947	37,0	164,0	172,0	27		1,1	4,7	4,9				
		4,3	12,8	5	23,3	4,0	56	37,0	164,0	172,0	52		34,2	151,5	158,9				
		4,9	2,1	5	6,2	4,6	46	37,0	164,0	172,0	100		81,3	360,2	377,7				
N-fixation	Baath (1989)	6,7	4,2	n.d.	n.c.	6,6	n.c.	37,0	164,0	172,0	200	200,00	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	*N-fixation*
Nitrification	Baath (1989)	6,6	0,84	n.d.	n.c.	6,5	n.c.	37,0	164,0	172,0	0,32	0,32	n.c.	n.c.	n.c.	7,7	34,1	35,8	*Nitrification*
		6,6	1,2	9	5,6	6,5	241	37,0	164,0	172,0	50		7,7	34,1	35,8				
Ammonification	Baath (1989)	4,8	5,8	n.d.	n.c.	4,5	n.c.	37,0	164,0	172,0	1000	1000,00	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	*Ammonification*
*Uréase**	Doelman & Haanstra (1986)	7,7	1,6	2	4,8	7,6	515	37,0	164,0	172,0	40	90,31	2,9	12,7	13,3	8,3	36,9	38,7	*Uréase**
		7,4	2,4	19	9,6	7,3	947	37,0	164,0	172,0	280		10,9	48,5	50,8				
		6,8	3,2	60	19,5	6,7	852	37,0	164,0	172,0	3		0,1	0,6	0,6				
		4,4	12,8	5	23,3	4,1	62	37,0	164,0	172,0	1980		1175,3	5209,6	5463,8				
*Phosphatase**	Doelman & Haanstra (1989)	7,7	1,6	2	4,8	7,6	515	37,0	164,0	172,0	16	193,20	1,1	5,1	5,3	15,6	69,1	72,5	*Phosphatase**
		5,1	5,7	9	12,8	4,8	106	37,0	164,0	172,0	8070		2808,1	12446,5	13053,7				
		7,4	2,4	19	9,6	7,3	947	37,0	164,0	172,0	13		0,5	2,3	2,4				
		6,8	3,2	60	19,5	6,7	852	37,0	164,0	172,0	830		36,1	159,8	167,6				
*Dehydrogenase***	BKH (1995)	5,4	1,8	5	5,7	5,2	71	37,0	164,0	172,0	200	200,00	104,8	464,7	487,4	104,8	464,7	487,4	*Dehydrogenase***
*Arylsulfatase**	Haanstra & Doelman (1991)	7,7	1,6	2	4,8	7,6	515	37,0	164,0	172,0	3,4	6,82	0,2	1,1	1,1	0,6	2,4	2,6	*Arylsulfatase**
		5,1	5,7	9	12,8	4,8	106	37,0	164,0	172,0	3,4		1,2	5,2	5,5				
		7,4	2,4	19	9,6	7,3	947	37,0	164,0	172,0	6,7		0,3	1,2	1,2				
		6,8	3,2	60	19,5	6,7	852	37,0	164,0	172,0	28		1,2	5,4	5,7				
Amilase	Baath (1989)	6,6	3,7	n.d.	n.c.	6,5	n.c.	37,0	164,0	172,0	562	562,00	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	*Amilase*
								Moyenne		Moy arith	426,7	219,8	169,3	750,3	786,9	37,7	167,1	175,3	
								Ecart-type		Ecart-type	1266,0	275,2	521,7	2312,5	2425,3	38,5	170,5	178,8	
										Moy géom		**83,2**							

HC5	1,3	5,6	5,9
HC20	**5,3**	**22,8**	24,1
HC40	12,7	**55,3**	58,3
HC50	18,2	79,8	**83,9**

*EC10 et non NOEC
**EC13

Calcul de VS_E et VI_E Chrome

Type d'usage		I	II	III	IV	V
Bruit de fond (Cb) inactif		49,20	49,20	49,20	49,20	49,20
Calcul de VS_E						
Valeurs de HC:	Espèces	13,30	37,60	75,30	75,30	117,80
	Processus	21,31	60,26	111,19	111,19	149,42
	Chaîne trophique	21,00	8838,00	-	-	-
Après correction Cb:	Espèces	62,50	86,80	124,50	124,50	167,00
	Processus	70,51	109,46	160,39	160,39	198,62
	Chaîne trophique	70,20	8838,00	-	-	-
	VS_E	**62,5**	**86,8**	**124,5**	**124,5**	**167,0**
Calcul de VI_E						
Valeurs de HC:	Espèces	39,90	112,90	112,90	-	-
	Processus	50,63	143,21	143,21	-	-
	Chaîne trophique	210,00	88380,00	nd	-	-
Après correction Cb:	Espèces	89,10	162,10	162,10	-	-
	Processus	99,83	192,41	192,41	-	-
	Chaîne trophique	259,20	88380,00	nd	-	-
	VI_E	**94,5**	**177,3**	**522***	**522***	**705****

* van Hesteren et al., 1998, Moyenne des 3 critères (plante, ver de terre, nitrification) pour l'usage de type "Verges and waste ground"
** van Hesteren et al., 1998, Moyenne des critères "plante" et "ver de terre" pour l'usage de type "Verges and waste ground"

Chrome - *Espèces* - Seuils génériques

Ajustement par Kd (Kd aj = Kd estimé pour propr. horizon A des sols standards)

Chrome III

Espèces	Source	pH exp	%OM	%A	CEC	$pH_{pw\ exp}$	EC (µS/cm)	Kd exp	Kd aj I	Kd aj II, III, IV	Kd aj V	Résult.exp (mg/kg)	Résult./esp	NOEC aj I	NOEC aj II, III, IV	NOEC aj V	NOEC aj/esp I	NOEC aj/esp II, III, IV	NOEC aj/esp V	taxon
Grain Species*	de Haan et al., 1985	5,6	1,6	7,8	15,0	5,4	806	7000	3667	10369	10821	671	344,7	351,5	994,0	1037,3	194,6	550,2	574,2	Macroph.
		5,4	2,4	26	21,0	5,2	806	8966	3667	10369	10821	273		111,7	315,7	329,5				
		5,2	3,2	37,7	33,0	4,9	806	9119	3667	10369	10821	288		115,8	327,5	341,7				
		5	3,4	2,6	9,0	4,7	806	3990	3667	10369	10821	419		385,1	1088,9	1136,4				
		5,4	6,8	3,3	19,0	5,2	806	5061	3667	10369	10821	220		159,4	450,7	470,3				
Glycine max	Turner & Rust, cité par Efroymson et al., 1997	/	/	/	/	/	806	/	3667	10369	10821	10	10,0	/	/	/	/	/	/	Macroph.
Eisenia andrei	van Gestel et al., 1992	6,8	10	20	22,0	6,7	806	15216	3667	10369	10821	34	34,0	8,2	23,2	24,2	8,2	23,2	24,2	An.

*Avoine selon Scott-Fordsmand & Pedersen, 1995, et ECOTOX on-line

Geom **48,94**

	I	II, III, IV	V
geomean	39,9	112,9	117,8
	4,0	11,3	11,8
I, II	**13,3**	**37,6**	39,3
III, IV	26,6	**75,3**	78,6
V	39,9	112,9	**117,8**

Application de facteurs car deux taxons seulement

Chrome IV

Espèces	Source	pH exp	%OM	%A	CEC	$pH_{pw\ exp}$	EC (µS/cm)	Kd exp	Kd aj I	Kd aj II, III, IV	Kd aj V	NOEC exp (mg/kg)	NOEC/esp	NOEC aj I	NOEC aj II, III, IV	NOEC aj V	NOEC aj/esp I	NOEC aj/esp II, III, IV	NOEC aj/esp V	taxon
Lactuca sativa - **Cr VI**	Adema & Henzen, 1989	7,5	1,4	10	6,1	7,4	806	16965	3667	10369	10821	0,35	2,0	0,1	0,2	0,2	0,8	2,4	2,5	Macroph.
		5,1	3,7	3	8,4	4,8	806	4333	3667	10369	10821	11		9,3	26,3	27,5				
Lycopersicum esculentum - **Cr VI**	Adema & Henzen, 1989	7,5	1,4	10	6,1	7,4	806	16965	3667	10369	10821	3,2	5,7	0,7	2,0	2,0	2,4	6,8	7,1	Macroph.
		5,1	3,7	3	8,4	4,8	806	4333	3667	10369	10821	10		8,5	23,9	25,0				
Avena sativa - **Cr VI**	Adema & Henzen, 1989	7,5	1,4	10	6,1	7,4	806	16965	3667	10369	10821	3,5	6,2	0,8	2,1	2,2	2,7	7,5	7,8	Macroph.
		5,1	3,7	3	8,4	4,8	806	4333	3667	10369	10821	11		9,3	26,3	27,5				
Zea mais - **Cr VI**	Mortvedt & Giordano, 1975	5,5	/	/	/	5,3	806	/	3667	10369	10821	20	20,0	/	/	/	/	/	/	Macroph.

*Avoine selon Scott-Fordsmand & Pedersen, 1995, et ECOTOX on-line

Geom **6,09**

	I	II, III, IV	V
geomean	1,8	5,0	5,2
	0,2	0,5	0,5
I, II	**0,6**	**1,7**	1,7
III, IV	1,2	**3,3**	3,4
V	1,8	5,0	**5,2**

Application de facteurs car un taxon seulement

Chrome - *Processus* - Seuils génériques

Ajustement par Kd (Kd aj = Kd estimé pour propr. horizon A des sols standards)

Processus	Source	pH exp	%OM	%A	CEC	$pH_{pw\ exp}$	EC (µS/cm)	Kd exp	Kd aj I	Kd aj II, III, IV	Kd aj V	NOEC exp (mg/kg)	NOEC/proc	NOEC aj I	NOEC aj II, III, IV	NOEC aj V	NOEC aj/proc I	NOEC aj/proc II, III, IV	NOEC aj/proc V	
Respiration	Doelman & Haanstra, 1983	4,3	12,8	5	23,3	4,0	806	3539,8	3667	10369	10821	82	99,3	84,9	240,2	250,7	36,7	103,9	108,4	Respiration
		5,1	5,7	9	12,8	4,8	806	5874,7	3667	10369	10821	152		94,9	268,3	280,0				
		5,1	5,7	9	12,8	4,8	806	5874,7	3667	10369	10821	10		6,2	17,7	18,4				
		7,4	2,6	19	10,0	7,3	806	19413,5	3667	10369	10821	184		34,8	98,3	102,6				
		7,4	2,6	19	10,0	7,3	806	19413,5	3667	10369	10821	88		16,6	47,0	49,1				
		6,8	3,2	60	19,5	6,7	806	20628,3	3667	10369	10821	476		84,6	239,3	249,7				
Nitrification	Premi & Cornfield, 1969	7,2	2	17	8,6	7,1	806	17274,2	3667	10369	10821	100	100,0	21,2	60,0	62,6	21,2	60,0	62,6	Nitrification
N-minéralisation	Liang & Tabatabai, 1977	7,8	6,4	30	18,3	7,8	806	26163,7	3667	10369	10821	260	260,0	36,4	103,0	107,5	36,4	103,0	107,5	N-minéralisation
Uréase	Tabatabai, 1977	7,8	6,4	30	18,3	7,8	806	26163,7	3667	10369	10821	26	257,7	3,6	10,3	10,8	65,6	185,6	193,7	Uréase
	Doelman & Haanstra, 1986	7,7	1,6	2	4,8	7,6	806	11837,5	3667	10369	10821	390		120,8	341,6	356,5				
		7,4	2,4	19	9,6	7,3	806	19413,5	3667	10369	10821	890		168,1	475,4	496,1				
		7,5	3,2	60	19,5	7,4	806	27867,5	3667	10369	10821	350		46,1	130,2	135,9				
		4,4	12,8	5	23,3	4,1	806	3695,2	3667	10369	10821	360		357,2	1010,2	1054,2				
Phosphatase acide	Juma & Tabatabai, 1977	5,8	4,4	23	13,7	5,6	806	10291,9	3667	10369	10821	130	130,0	46,3	131,0	136,7	46,3	131,0	136,7	Phosphatase acide
Phosphatase alcaline	Juma & Tabatabai, 1977	7	9,5	/	/	6,9	806	/	3667	10369	10821	130	130,0	/	/	/	/	/	/	Phosphatase alcaline
Phosphatase	Doelman & Haanstra, 1989	7,7	1,6	2	4,8	7,6	806	11837,5	3667	10369	10821	723	676,9	224,0	633,3	660,9	215,1	608,2	634,7	Phosphatase
		6	5,7	9	12,8	5,8	806	8648,6	3667	10369	10821	858		363,8	1028,7	1073,5				
		7,4	2,4	19	9,6	7,3	806	19413,5	3667	10369	10821	280		52,9	149,6	156,1				
		7,5	3,2	60	19,5	7,4	806	27867,5	3667	10369	10821	2153		283,3	801,1	836,0				
		4,4	12,8	5	23,3	4,1	806	3695,2	3667	10369	10821	380		377,1	1066,3	1112,8				
Phosphatase - **Cr VI**	Tyler, 1981	4,3	93	1	150,8	4,0	806	2266,6	3667	10369	10821	520	520,0	841,3	2378,9	2482,6	343,4	971,0	1013,3	Phosphatase - **Cr VI**
		6,3	13	29	28,7	6,1	806	13604,7	3667	10369	10821	520		140,2	396,3	413,6				
Arylsulfatase	Haanstra & Doelman	7,7	1,6	2	4,8	7,6	806	11837,5	3667	10369	10821	2,1	42,0	0,7	1,8	1,9	17,3	48,9	51,0	Arylsulfatase
		5,1	5,7	9	12,8	4,8	806	5874,7	3667	10369	10821	1		0,6	1,8	1,8				
		7,4	2,4	19	9,6	7,3	806	19413,5	3667	10369	10821	83		15,7	44,3	46,3				
		6,8	3,2	60	19,5	6,7	806	20628,3	3667	10369	10821	276		49,1	138,7	144,8				
		3	12,8	5	23,3	2,5	806	2024,8	3667	10369	10821	2730		4944,2	13980,6	14590,0				
Arylsulfatase	Al-Khafaji & Tabatabai, 1979	7	5	/	/	6,9	806	/	3667	10369	10821	130	/	/	/	/	/	/	/	Arylsulfatase
		8	5,5	/	/	8,0	806	/	3667	10369	10821	130		/	/	/				
Activité enzymatique	Haanstra & Doelman, 1984	7,5	3,2	60	19,5	7,4	806	27867,5	3667	10369	10821	55	55,0	7,2	20,5	21,4	19,9	56,2	58,6	Activité enzymatique
		4,4	12,8	5	23,3	4,1	806	3695,2	3667	10369	10821	55		54,6	154,3	161,1				

Geom **157,10**

HC5	8,06	22,78	23,76
HC20	**21,31**	**60,26**	62,86
HC40	39,32	**111,19**	116,00
HC50	50,63	143,21	**149,42**

Calcul de VS_E et VI_E Cuivre

Type d'usage		I	II	III	IV	V
Calcul de VS_E						
Valeurs de HC:	Espèces	19,90	38,70	92,10	92,10	110,50
	Processus	24,60	47,90	89,40	89,40	97,00
	Chaîne trophique	51,30	46,00	-	-	-
Après correction Cb:	Espèces	39,80	58,90	112,30	112,30	130,70
	Processus	44,50	68,10	109,60	109,60	117,20
	Chaîne trophique	71,20	46,00	-	-	-
	VS_E	**39,8**	**46,0**	**109,6**	**109,6**	**117,2**
Calcul de VI_E						
Valeurs de HC:	Espèces	67,80	131,90	131,90	-	-
	Processus	59,50	115,70	115,70	-	-
	Chaîne trophique	513,00	460,00	nd	-	-
Après correction Cb:	Espèces	87,70	152,10	152,10	-	-
	Processus	79,40	135,90	135,90	-	-
	Chaîne trophique	532,90	460,00	nd	-	-
	VI_E	**83,6**	**144,0**	**288***	**288***	**500****

* van Hesteren et al., 1998, moyenne des recommendations pour les 3 critères (ver, nitrification, plante) - usage de type "Verges and waste ground"

** Selon IPCS, 1998, concentration dans le sol au-delà de laquelle ne subsistent que des espèces tolérantes

Cuivre - *Espèces* - Seuils génériques

Ajustement par Kd (Kd aj = Kd estimé pour propr. horizon A des sols standard)

Espèces	Source	pH exp	%OM	%A	CEC	$pH_{pw\ exp}$	Fe_{o*} (mmol/kg)	Kd exp	Kd aj I	Kd aj II, III, IV	Kd aj V	NOECexp	NOEC/esp	NOEC aj I	NOEC aj II, III, IV	NOEC aj V	NOEC aj/esp I	NOEC aj/esp II, III, IV	NOEC aj/esp V	taxon
Lumbricus rubellus	cité par Goyvaerts & Cornelis (1997)	7,3	3,4	17	10,8	7,2	90,0	502,2	162	315	264	63	63,38	20,32	39,52	33,12	29,6	57,6	48,3	Ann.
	Denneman & Van Gestel (1990)	7,3	3,4	17	10,8	7,2	90,0	502,2	162	315	264	30		9,68	18,82	15,77				
	Denneman & Van Gestel (1990)	7,3	3,4	17	10,8	7,2	90,0	502,2	162	315	264	13		4,19	8,15	6,83				
	cité par Goyvaerts & Cornelis (1997)	4,8	5,7	2	11,3	4,5	90,0	165,2	162	315	264	54		52,95	102,96	86,29				
	cité par Goyvaerts & Cornelis (1997)	4,8	5,7	2	11,3	4,5	90,0	165,2	162	315	264	131		128,46	249,77	209,33				
	cité par Goyvaerts & Cornelis (1997)	7,3	3,4	17	10,8	7,2	90,0	502,2	162	315	264	373		120,33	233,97	196,09				
Citrus (cleopatra mandar)	cité par Goyvaerts & Cornelis (1997)	5,8	0,8	3	3,7	5,6	90,0	257,7	162	315	264	50	50	31,43	61,11	51,22	31,4	61,1	51,2	Macroph.
Picea sitchensis	Denneman & Van Gestel (1990)	3,3	77	*0,2*	125,0	2,9	90,0	84,8	162	315	264	16,5	16,5	31,53	61,30	51,37	31,5	61,3	51,4	Macroph.
Vigna mungo L.	cité par Goyvaerts & Cornelis (1997)	6,2	2	10	7,1	6,0	90,0	307,9	162	315	264	50	50	26,31	51,15	42,87	26,3	51,2	42,9	Macroph.
Avena sativa	BKH (1995)	5,5	2,2	12,4	7,9	5,3	90,0	225,5	162	315	264	1000	1000	718,27	1396,64	1170,52	718,3	1396,6	1170,5	Macroph.
Cucumis sativus	BKH (1995)	5,5	2,2	12,4	7,9	5,3	90,0	225,5	162	315	264	1000	1000	718,27	1396,64	1170,52	718,3	1396,6	1170,5	Macroph.
Glycine max	BKH (1995)	5,5	2,2	12,4	7,9	5,3	90,0	225,5	162	315	264	1000	1000	718,27	1396,64	1170,52	718,3	1396,6	1170,5	Macroph.
Grain species	Denneman & Van Gestel (1990)	5,6	1,6	7,8	15,0	5,4	90,0	235,8	162	315	264	206	217,92	141,53	275,19	230,64	169,6	329,7	276,3	Macroph.
		5,4	2,4	26	21,0	5,2	90,0	215,7	162	315	264	207		155,44	302,25	253,32				
		5,2	3,2	37,7	33,0	4,9	90,0	197,4	162	315	264	258		211,76	411,76	345,09				
		5	3,4	2,6	9,0	4,7	90,0	180,6	162	315	264	204		183,01	355,86	298,25				
		5,4	6,8	3,3	19,0	5,2	90,0	215,7	162	315	264	219		164,46	319,77	268,00				
Caenorhabditis elegans	BKH (1995)	6,2	1,7	16	7,9	6,0	90,0	307,9	162	315	264	210	374,19	110,49	214,84	180,06	219,0	425,9	357,0	Nem.
		6,1	3	16	10,0	5,9	90,0	294,5	162	315	264	210		115,51	224,61	188,24				
		5,1	3,4	20	11,4	4,8	90,0	188,8	162	315	264	890		763,72	1485,00	1244,57				
		6,2	2,2	39	13,5	6,0	90,0	307,9	162	315	264	890		468,26	910,51	763,09				
		6,2	2,2	39	13,5	6,0	90,0	307,9	162	315	264	210		110,49	214,84	180,06				
Dendrobaena rubida	Denneman & Van Gestel (1990)	6,5	9,7	5	18,4	6,3	90,0	351,8	162	315	264	122	122	56,17	109,22	91,54	56,2	109,2	91,5	Ann.
Eisenia Andrei	BKH (1995)	6,7	10	20	22,0	6,6	90,0	384,6	162	315	264	56	104,19	23,59	45,87	38,44	54,0	105,0	88,0	Ann.
	Denneman & Van Gestel (1990)	6	8	10	16,7	5,8	90,0	281,7	162	315	264	66		37,96	73,80	61,85				
	Denneman & Van Gestel (1990)	6	8	10	16,7	5,8	90,0	281,7	162	315	264	306		175,97	342,17	286,77				
Eisenia foetida	Spurgeon et al (1994)	6,3	10	20	22,0	6,1	90,0	321,9	162	315	264	210	81,98	105,68	205,49	172,22	41,3	80,2	67,2	Ann.
	Huijbregts (1999)	6,3	10	20	22,0	6,1	90,0	321,9	162	315	264	32		16,10	31,31	26,24				
Pseudomonas denitrificans	Efroymson et al., 1997	7	3,5	2	7,8	6,9	90,0	439,5	162	315	264	10	10	3,69	7,17	6,01	3,7	7,2	6,0	Bact.
Pseudomonas aeruginosa	Efroymson et al., 1997	7	3,5	2	7,8	6,9	90,0	439,5	162	315	264	100	100	36,86	71,68	60,07	36,9	71,7	60,1	Bact.
bactérie du sol	cité par Goyvaerts & Cornelis (1997)	7,5	3,2	60	19,5	7,4	90,0	548,9	162	315	264	55	55	16,23	31,56	26,45	16,2	31,6	26,5	Bact.

En italique: %A fixé à 0,2 au lieu de 0 (validité régressions Kd)

* Fe_o exp. non connu; moyenne sols standards

Geom **118,15907**

HC5	5,0	9,7	8,2
HC20	**19,9**	**38,7**	32,4
HC40	47,4	**92,1**	77,2
HC50	67,8	131,9	**110,5**

Cuivre - *Processus* - Seuils génériques

Ajustement par Kd (Kd aj = Kd estimé pour propr. horizon A des sols standards)

Processus	Source	pH exp	%OM	%A	CEC	$pH_{pw\ exp}$	Fe_{o*} (mmol/kg)	Kd exp	Kd aj I	Kd aj II, III, IV	Kd aj V	NOECexp	NOEC/proc	NOEC aj I	NOEC aj II, III, IV	NOEC aj V	NOEC aj/proc I	NOEC aj/proc II, III, IV	NOEC aj/proc V	
Ammonification	van de Meent et al. (1990)	5,8	2,6	23	10,8	5,6	90,0	258	162	315	264	300	300,00	188,57	366,66	307,30	188,6	366,7	307,3	Ammonification
Ethylene prod.	BKH (1995)	6,07	5,4	59	22,8	5,9	90,0	291	162	315	264	10	10,00	5,57	10,84	9,08	3,8	7,4	6,2	Ethylene prod.
		6,31	4,4	48	18,9	6,1	90,0	323	162	315	264	10		5,01	9,74	8,16				
		6,87	3,9	26	13,5	6,7	90,0	415	162	315	264	10		3,91	7,59	6,36				
		6,82	3,6	21	12,0	6,7	90,0	406	162	315	264	10		3,99	7,77	6,51				
		6,6	2,8	26	11,7	6,5	90,0	368	162	315	264	10		4,40	8,56	7,18				
		7,42	2,8	54	17,6	7,3	90,0	530	162	315	264	10		3,06	5,95	4,98				
		7,36	2,6	23	10,8	7,3	90,0	516	162	315	264	10		3,14	6,11	5,12				
		7,45	2	46	14,7	7,4	90,0	537	162	315	264	10		3,02	5,87	4,92				
		5,91	1,9	21	9,3	5,7	90,0	271	162	315	264	10		5,99	11,64	9,75				
		7,61	1,9	26	10,3	7,5	90,0	576	162	315	264	10		2,81	5,46	4,58				
		8,55	1,5	26	9,7	8,6	90,0	876	162	315	264	10								
		6,31	1,3	26	15,0	6,1	90,0	323	162	315	264	10		5,01	9,74	8,16				
		7,7	1,2	23	21,0	7,6	90,0	600	162	315	264	10		2,70	5,25	4,40				
		7,15	0,8	18	33,0	7,0	90,0	470	162	315	264	10		3,45	6,71	5,62				
		7,03	0,8	16	9,0	6,9	90,0	445	162	315	264	10		3,64	7,07	5,93				
		8,55	0,7	29	19,0	8,6	90,0	876	162	315	264	10								
		8,56	0,6	64	16,2	8,6	90,0	879	162	315	264	10								
		8,24	0,6	34	9,9	8,2	90,0	763	162	315	264	10								
		7,22	0,5	18	6,4	7,1	90,0	485	162	315	264	10		3,34	6,50	5,45				
Respiration	BKH (1995)	4,9	3,6	5,2	8,7	4,6	90,0	173	162	315	264	12,1	43,99	11,35	22,07	18,49	27,5	53,5	44,8	Respiration
	Denneman & Van Gestel (1990)	7,7	1,6	2	4,8	7,6	90,0	600	162	315	264	154		41,58	80,86	67,77				
		5,1	5,7	9	12,8	4,8	90,0	189	162	315	264	6,5		5,58	10,85	9,09				
		7,4	2,6	19	10,0	7,3	90,0	525	162	315	264	422		130,21	253,19	212,20				
		4,3	12,8	5	23,3	4,0	90,0	132	162	315	264	405		496,02	964,49	808,33				
	Huijbregts (1999)	5,1	5,7	9	12,8	4,8	90,0	189	162	315	264	4		3,43	6,67	5,59				
		4,3	12,8	5	23,3	4,0	90,0	132	162	315	264	77		94,31	183,37	153,68				
		7,7	1,6	2	4,8	7,6	90,0	600	162	315	264	22		5,94	11,55	9,68				
Phosphatase (acide)	Huijbregts (1999)	5,8	4,4	23	13,7	5,6	90,0	258	162	315	264	159	159,00	99,94	194,33	162,87	99,9	194,3	162,9	Phosphatase (acide)
Phosphatase (alcaline)	Juma & Tabatabaî (1977)	7,4	9,3	34	23,8	7,3	90,0	525	162	315	264	159	159,00	49,06	95,40	79,95	49,1	95,4	80,0	Phosphatase (alcaline)
Phosphatase	Efroymson et al. (1997)	6	4,5	50	19,5	5,8	90,0	282	162	315	264	159	136,21	91,44	177,79	149,01	67,7	131,6	110,3	Phosphatase
		7	9,5	50	27,5	6,9	90,0	439	162	315	264	159		58,61	113,97	95,52				
Phosphatase*	Doelman & Haanstra (1989)	7,7	1,6	2	4,8	7,6	90,0	600	162	315	264	8,3		2,24	4,36	3,65				Phosphatase*
		5,1	5,7	9	12,8	4,8	90,0	189	162	315	264	438		375,85	730,82	612,50				
		7,4	2,4	19	9,6	7,3	90,0	525	162	315	264	170		52,46	102,00	85,48				
		6,8	3,2	60	19,5	6,7	90,0	402	162	315	264	960		386,81	752,12	630,35				
		4,3	12,8	5	23,3	4,0	90,0	132	162	315	264	58		71,04	138,12	115,76				
Uréase*	Doelman & Haanstra (1986)	7,7	1,6	2	4,8	7,6	90,0	600	162	315	264	20	165,08	5,40	10,50	8,80	74,3	144,5	121,1	Uréase*
		7,4	2,4	19	9,6	7,3	90,0	525	162	315	264	340		104,91	203,99	170,97				
		6,8	3,2	60	19,5	6,7	90,0	402	162	315	264	520		209,52	407,40	341,44				
		4,3	12,8	5	23,3	4,0	90,0	132	162	315	264	210		257,20	500,10	419,14				
Nitrification	Efroymson et al. (1997)	7	3,5	35	14,8	6,9	90,0	439	162	315	264	1000	316,23	368,63	716,79	600,74	172,2	334,7	280,5	Nitrification
	Efroymson et al. (1997)	8	3,5	35	14,8	8,0	90,0	686	162	315	264	100		23,63	45,95	38,51				
	BKH (1995	4,4	72	0	117,0	4,1	90,0	138	162	315	264	500		585,74	1138,93	954,54				
Dénitrification	Efroymson et al. (1997)	7	3,5	60	20,0	6,9	90,0	439	162	315	264	100	100,00	36,86	71,68	60,07	36,9	71,7	60,1	Dénitrification
N-mineralisation	Efroymson et al. (1997)	6	3,5	35	14,8	5,8	90,0	282	162	315	264	100	216,25	57,51	111,82	93,72	87,1	169,4	142,0	N-mineralisation
	Huijbregts (1999)	6,6	5	45	19,3	6,5	90,0	368	162	315	264	318		140,05	272,31	228,22				
	Huijbregts (1999)	7,8	6,4	30	18,3	7,8	90,0	627	162	315	264	318		82,13	159,70	133,85				
Arylsulfatase*	Haanstra & Doelman (1991)	7,7	1,6	2	4,8	7,6	90,0	600	162	315	264	6,4	282,11	1,73	3,36	2,82	123,5	240,1	201,2	Arylsulfatase*
		5,1	5,7	9	12,8	4,8	90,0	189	162	315	264	347		297,76	578,98	485,24				
		7,4	2,4	19	9,6	7,3	90,0	525	162	315	264	286		88,25	171,60	143,81				
		6,8	3,2	60	19,5	6,7	90,0	402	162	315	264	2667		1074,59	2089,49	1751,19				
		4,3	12,8	5	23,3	4,0	90,0	132	162	315	264	3321		4067,38	7908,80	6628,33				
Arylsulfatase	Efroymson et al. (1997)	8	5,5	70	25,3	8,0	90,0	686	162	315	264	159		37,57	73,06	61,23				Arylsulfatase
	Efroymson et al. (1997)	7	5	50	20,3	6,9	90,0	439	162	315	264	159		58,61	113,97	95,52				

* EC10 et non NOEC

En italique: out of range pour l'application des régressions Kd= f(propr. sol)

* Fe_o exp. non connu; moyenne sols standards

Geom **127,4985165**

HC5	9,1	17,7	14,9
HC20	**24,6**	**47,9**	40,1
HC40	46,0	**89,4**	74,9
HC50	59,5	115,7	**97,0**

Calcul de VS_E et VI_E — Mercure inorganique

Type d'usage		I	II	III	IV	V
Bruit de fond (Cb) inactif		0,20	0,20	0,20	0,20	0,20
Calcul de VS_E						
Valeurs de HC:	Espèces					
	Processus	3,28	4,40	12,60	12,60	17,82
	Chaîne trophique	0,56	8,60	-	-	-
Après correction Cb:	Espèces					
	Processus	3,48	4,60	12,80	12,80	18,02
	Chaîne trophique	0,76	8,60	-	-	-
	VS_E	**3,5**	**4,6**	**12,8**	**12,8**	**18,0**
Calcul de VI_E						
Valeurs de HC:	Espèces				-	-
	Processus	14,42	19,47	19,47	-	-
	Chaîne trophique	5,60	86,00	nd	-	-
Après correction Cb:	Espèces				-	-
	Processus	14,62	19,67	19,67	-	-
	Chaîne trophique	5,80	86,00	nd	-	-
	VI_E	**14,6**	**19,7**	**56,2***	**56,2***	**84,3***

* estimation sur base de données de toxicité aigues (EC10 à EC50) reprises de Huijbregts, 1999

Mercure - *Espèces* - Seuils génériques

Ajustement par Kd (Kd aj = Kd estimé pour propr. horizon A des sols standards et [Hg]=0,09mg/kg (zones I) ou 4,9mg/kg (autres zones))

NB: pas d'influence de [Ni] sur le Kd estimé par EstKd

Espèces	Source	pH exp	%OM	%A	CEC	Kd exp	Kd aj			NOECexp	NOEC/esp	taxon	NOEC aj			NOEC aj/esp		
							I	II, III, IV	V				I	II, III, IV	V	I	II, III, IV	V
Aucune donnée sur Hg inorganique précisant pH et MO					1,8		307	113	100									
					1,8		307	113	100									
					1,8		307	113	100									
					1,8		307	113	100									
					1,8		307	113	100									
					1,8		307	113	100									
					1,8		307	113	100									
					1,8		307	113	100									
					1,8		307	113	100									
					1,8		307	113	100									
					1,8		307	113	100									
					1,8		307	113	100									
					1,8		307	113	100									
					1,8		307	113	100									
					1,8		307	113	100									
					1,8		307	113	100									
					1,8		307	113	100									
					1,8		307	113	100									
					1,8		307	113	100									
					1,8		307	113	100									
					1,8		307	113	100									
					1,8		307	113	100									
					1,8		307	113	100									
					1,8		307	113	100									
					1,8		307	113	100									
					1,8		307	113	100									

HC5
HC20
HC40
HC50

Mercure inorganique - *Processus* - Seuils génériques

Ajustement par Kd (Kd aj = Kd estimé via EstKd pour propr. horizon A et [Hg]=0,09mg/kg (zones I) ou 5,2mg/kg (autres zones))

Processus	**Source**	**pH exp**	**%OM**	**%A**	**CEC**	**Kd exp**	**Kd aj**			**NOECexp** NOEC/proc		**NOEC aj**			NOEC aj/proc		
							I	II, III, IV	V			I	II, III, IV	V	I	II, III, IV	V
Respiration	Pancholy et al. (1975)	8,3	6,7			159,9	53,3	71,8	65,6	40	52,9	13,3	18,0	16,4	21,8	29,4	26,8
	Tu (1988)	7,4	2,9			74,2	37,7	50,9	46,5	70		35,6	48,0	43,9			
Amylase act.	Tu (1988)	7,4	2,9			74,2	37,7	50,9	46,5	70	70,0	35,6	48,0	43,9	35,6	48,0	43,9
CO2 Production	Landa & Fang (1978)	8,1	2,7			176,7	78,5	105,5	96,4	10	51,5	4,4	6,0	5,5	22,3	30,1	27,5
		6,6	11,4			235	84,5	113,6	103,8	10		3,6	4,8	4,4			
(EC11)		7,5	3,2			69,1	33,7	45,5	41,6	100		48,8	65,9	60,2			
		8,3	1,5			75,6	34,5	46,6	42,6	100		45,7	61,6	56,3			
	Landa & Fang (1978)	8,1	2,7			108,6	48,2	64,9	59,3	40		17,7	23,9	21,9			
		6,6	11,4			144,4	51,9	69,9	63,9	40		14,4	19,4	17,7			
		8,3	2,9			66,5	27,9	37,7	34,4	200		83,8	113,3	103,5			
		7,5	3,2			95,2	46,5	62,7	57,3	40		19,6	26,4	24,1			
		8,3	1,5			59,3	27,0	36,6	33,4	200		91,2	123,3	112,7			
Ammonification	Van Faassen (1973)	7,7	5,6			222,2	90,1	121,0	110,7	7,4	7,4	3,0	4,0	3,7	3,5	4,7	4,3
		7,5	1,5			149,7	81,3	109,3	99,9	7,4		4,0	5,4	4,9			
Nitrification	Van Faassen (1973)	7,7	5,6			222,2	90,1	121,0	110,7	7,4	7,4	3,0	4,0	3,7	3,5	4,7	4,3
		7,5	1,5			149,7	81,3	109,3	99,9	7,4		4,0	5,4	4,9			
N-metabolism	Beck (1981)	7,3	*81*			*156843,1*				2	2,0						
Contenu en ATP	Zelles et al. (1985)	6,4	3,2			219,7	136,2	182,5	166,9	1,5	1,5	0,9	1,2	1,1	0,9	1,2	1,1
Phosphatase	Tyler (1981)	4,3	*93*			*15687,9*				2006	2006,0						
Phosphatase (acide)	Huijbregts (1999)	6,5	4,4	23		33	18,0	25,0	23,0	500	500,0	272,7	378,8	348,5	272,7	378,8	348,5
Phosphatase (alcaline)	Huijbregts (1999)	*11*	9,3	34		*177*				500	500,0						
Enzyme activity	Wilke (1988)	6	2,1			52,3	37,6	50,7	46,3	50	50,0	35,9	48,5	44,3	35,9	48,5	44,3

En italique: out of range pour l'application de EstKd (données de Buchter et al., 1989)

Geom 39,21

HC5	0,62	0,82	0,75
HC20	**3,28**	**4,40**	4,02
HC40	9,36	**12,60**	11,53
HC50	14,42	19,47	**17,82**

NB: Tu (1988), cité par Denneman & Van Gestel (1990): NOEC mentionné différent de celui rapporté dans Sloof et al. (1995) - on retient celui de Sloof et al. (1995)
Attention! Plusieurs erreurs dans Denneman & Van Gestel (1990) par rapport à Sloof et al. (1995): on a préféré les valeurs de Sloof et al. (1995)

Moyenne Kd 57,7 77,6 71,0

Remarque : pour "Espèces", aucune données précisant pH et MO

Calcul de VS_E et VI_E Nickel

Type d'usage		I	II	III	IV	V
Calcul de VS_E						
Valeurs de HC:	Espèces	24,70	56,60	118,40	118,40	176,90
	Processus	31,20	71,60	133,30	133,30	190,00
	Chaîne trophique	47,20	154,60	-	-	-
Après correction Cb:	Espèces	58,20	91,10	152,90	152,90	211,40
	Processus	64,70	106,10	167,80	167,80	224,50
	Chaîne trophique	80,70	154,60	-	-	-
	VS_E	**58,2**	**91,1**	**152,9**	**152,9**	**211,4**
Calcul de VI_E						
Valeurs de HC:	Espèces	70,10	160,70	160,70	-	-
	Processus	75,20	172,40	172,40	-	-
	Chaîne trophique	472,00	1546,00	nd	-	-
Après correction Cb:	Espèces	103,60	195,20	195,20	-	-
	Processus	108,70	206,90	206,90	-	-
	Chaîne trophique	505,50	1546,00	nd	-	-
	VI_E	**106,2**	**201,1**	**300***	**300***	**500****

* van Hesteren et al., 1998, *Minimum Soil Quality Requirement* pour l'usage de type *"Verges and waste ground"*

** Limite estimée à partir des concentrations phytotoxiques dans la plante et des BCF

Nickel - *Espèces* - Seuils génériques

Ajustement par Kd (Kd aj = Kd estimé pour propr. horizon A des sols standards)

En faisant la moyenne des NOEC par taxon (déséquilibre entre les taxons représentés):

Espèces	Source	pH exp	%OM	%A	CEC	$pH_{pw\ exp}$	Kd exp	Kd aj I	Kd aj II, III, IV	Kd aj V	NOECexp	NOEC/esp	NOEC aj I	NOEC aj II, III, IV	NOEC aj V	NOEC aj/esp I	NOEC aj/esp II, III, IV	NOEC aj/esp V	NOEC aj/taxon I	NOEC aj/taxon II, III, IV	NOEC aj/taxon V	taxon
Lumbricus rubellus	Ma (1982)	7,3	3,4	17	10,8	7,2	1691,1	306	701	772	65	65,00	11,76	26,94	29,67	15,3	35,1	38,6	15,3	35,1	38,6	Ann.
	Huijbregts (1999)	7,3	8	17	18,2	7,2	1691,1	306	701	772	110		19,90	45,60	50,21							
Serratia marcescens		5	5,2	10	12,2	4,7	375,9	306	701	772	250	250,00	203,52	466,22	513,44	203,5	466,2	513,4	222,1	508,9	560,5	Bact
Bacillus cereus		5	5,2	10	12,2	4,7	375,9	306	701	772	500	500,00	407,03	932,45	1026,89	407,0	932,4	1026,9				Bact
Bacillus megaterium		8	1,7	10	6,6	8,0	1734,1	306	701	772	750	750,00	132,34	303,18	333,88	132,3	303,2	333,9				Bact
Aspergillus clavatus	Babich & Stotzky (1982)	5	5,2	10	12,2	4,7	375,9	306	701	772	10	10,00	8,14	18,65	20,54	8,1	18,6	20,5	140,2	321,3	353,8	Fungi
Aspergillus flavus		5	5,2	10	12,2	4,7	375,9	306	701	772	100	100,00	81,41	186,49	205,38	81,4	186,5	205,4				Fungi
Penicillium vermiculatum		5	5,2	10	12,2	4,7	375,9	306	701	772	100	100,00	81,41	186,49	205,38	81,4	186,5	205,4				Fungi
Aspergillus flavipes		5	5,2	10	12,2	4,7	375,9	306	701	772	250	250,00	203,52	466,22	513,44	203,5	466,2	513,4				Fungi
Aspergillus niger		5	5,2	10	12,2	4,7	375,9	306	701	772	250	250,00	203,52	466,22	513,44	203,5	466,2	513,4				Fungi
Rhizopus stolonifer		5	5,2	10	12,2	4,7	375,9	306	701	772	250	250,00	203,52	466,22	513,44	203,5	466,2	513,4				Fungi
Gliocladium sp.		5	5,2	10	12,2	4,7	375,9	306	701	772	250	250,00	203,52	466,22	513,44	203,5	466,2	513,4				Fungi
Nocardia rhodochrous		5	5,2	10	12,2	4,7	375,9	306	701	772	250	250,00	203,52	466,22	513,44	203,5	466,2	513,4				Fungi
Rhodotorula rubra		5	5,2	10	12,2	4,7	375,9	306	701	772	500	500,00	407,03	932,45	1026,89	407,0	932,4	1026,9				Fungi
Trichoderma viride		5	5,2	10	12,2	4,7	375,9	306	701	772	500	500,00	407,03	932,45	1026,89	407,0	932,4	1026,9				Fungi
Cryptococcus terreus		8	1,7	10	6,6	8,0	1734,1	306	701	772	750	750,00	132,34	303,18	333,88	132,3	303,2	333,9				Fungi
*Folsomia fimetaria**	Scott-Fordsmand (1999)	5,8	4	5	9,3	5,6	366,4	306	701	772	173	173,00	144,47	330,96	364,48	144,5	331,0	364,5	144,5	331,0	364,5	Ins.
Avena sp.	De Haan (1985)	5,6	1,6	12	6,9	5,4	571,9	306	701	772	25	27,60	13,38	30,64	33,74	19,5	44,6	49,1	24,6	56,4	62,1	Macroph
		5,4	2,4	40	14,0	5,2	1096,2	306	701	772	25		6,98	15,99	17,61							
		5,2	3,2	58	19,1	4,9	1248,7	306	701	772	25		6,13	14,03	15,46							
		5	3,4	4	8,1	4,7	212,0	306	701	772	6,25		9,02	20,67	22,76							
		5,4	6,8	5	13,7	5,2	298,9	306	701	772	25		25,60	58,64	64,58							
		4,6	19,4	4	33,7	4,3	172,9	306	701	772	100		176,97	405,42	446,48							
Avena sativa	Allison & Dzialo (1981)	4,8	-	10	-	4,5	339,5	306	701	772	50	50,00	45,07	103,25	113,71							
Lactuca sativa	Gupta et al. (1987)	5,7	1,2	10	19,0	5,5	537,0	306	701	772	29	98,56	16,52	37,85	41,69	56,2	128,7	141,7				Macroph
		5,7	1,2	10	5,8	5,5	537,0	306	701	772	335		190,88	437,28	481,57							

*EC10 et non NOEC

Geom **170,841368**

HC5	16,2	38,6	42,5
HC20	**46,0**	**106,3**	117,0
HC40	88,8	**201,1**	221,4
HC50	116,5	261,6	**288,1**

HC5	7,6	17,5	19,3
HC20	**24,7**	**56,6**	62,3
HC40	51,7	**118,4**	130,4
HC50	70,1	160,7	**176,9**

Nickel - *Processus* - Seuils génériques

Ajustement par Kd (Kd aj = Kd estimé pour propr. horizon A des sols standards)

Processus	Source	pH exp	%OM	%A	CEC	$pH_{pw\ exp}$	Kd exp	Kd aj			NOECexp	NOEC/proc	NOEC aj			NOEC aj/proc			
								I	II, III, IV	V			I	II, III, IV	V	I	II, III, IV	V	
Respiration	Doelman & Haanstra (1983)	7,7	1,6	2	4,8	7,6	544	306	701	772	158	339,9	88,8	203,5	224,1	146,6	335,7	369,7	Respiration
		5,1	5,7	9	12,8	4,8	370	306	701	772	152		125,6	287,7	316,9				
		7,4	2,6	19	10,0	7,3	1908	306	701	772	8025		1287,3	2948,9	3247,6				
		6,8	3,2	60	19,5	6,7	2883	306	701	772	1039		110,3	252,6	278,2				
		4,3	12,8	5	23,3	4,0	171	306	701	772	154		276,2	632,8	696,9				
	Giashuddin & Cornfield (1979)	7	3,4	5	8,3	6,9	675	306	701	772	50		22,7	51,9	57,1				
Arylsulfatase*	Huijbregts (1999)	7,7	1,6	2	4,8	7,6	544	306	701	772	1,2	45,1	0,7	1,5	1,7	16,3	37,4	41,2	Arylsulfatase
		7,4	2,4	19	9,6	7,3	1908	306	701	772	1,8		0,3	0,7	0,7				
		6,8	3,2	60	19,5	6,7	2883	306	701	772	271		28,8	65,9	72,6				
		4,3	12,8	5	23,3	4,0	171	306	701	772	7044		12634,5	28943,8	31875,3				
Uréase*	Tabatabai (1977)	7,8	3,7	30	14,0	7,8	3112	306	701	772	29,4	132,9	2,9	6,6	7,3	44,4	101,8	112,1	Uréase*
	Huijbregts (1999)	7,7	1,6	2	4,8	7,6	544	306	701	772	120		67,5	154,6	170,2				
		5,1	5,7	9	12,8	4,8	370	306	701	772	2300		1900,4	4353,6	4794,5				
		7,4	2,4	19	9,6	7,3	1908	306	701	772	14		2,2	5,1	5,7				
		6,8	3,2	60	19,5	6,7	2883	306	701	772	90		9,6	21,9	24,1				
		4,3	12,8	5	23,3	4,0	171	306	701	772	540		968,6	2218,9	2443,6				
Phosphatase (acide)	Juma & Tabatabaï (1977)	6	4,5	18	12,8	5,8	904	306	701	772	146,8	146,8	49,7	113,9	125,4	49,7	113,9	125,4	Phosphatase (acide)
Phosphatase*	Huijbregts (1999)	7,7	1,6	2	4,8	7,6	544	306	701	772	41	406,1	23,1	52,8	58,2	147,0	336,8	370,9	Phosphatase *
		7,4	2,4	19	9,6	7,3	1908	306	701	772	6985		1120,4	2566,7	2826,7				
		6,8	3,2	60	19,5	6,7	2883	306	701	772	250		26,5	60,8	66,9				
		4,3	12,8	5	23,3	4,0	171	306	701	772	380		681,6	1561,4	1719,6				
Activité enzymatique (EC3)	Al-Khafaji & Tabatabaï (1979)	6,5	5	26	15,3	6,3	1467	306	701	772	147	139,8	30,7	70,2	77,4	45,6	104,5	115,1	Activité enzymatique (EC3)
Activité enzymatique		7,6	5,5	30	16,9	7,5	2810	306	701	772	1470		160,1	366,7	403,8				Activité enzymatique
	Haanstra & Doelman (1984)	7	1,6	2	4,8	6,9	381	306	701	772	63		50,6	115,9	127,7				
		7,5	3,6	60	20,2	7,4	4119	306	701	772	93		6,9	15,8	17,4				
		4,4	12,8	5	23,3	4,1	180	306	701	772	59		100,6	230,4	253,7				
Activité enzymatique (LOEC)	Wilke (1988)	6	2,1	9	7,1	5,8	586	306	701	772	100		52,2	119,6	131,8				Activité enzymatique (LOEC)
C-mineralisation (LOEC)	Bhuiya & Cornfield (1972)	6	3,8	5,5	9,0	5,8	431	306	701	772	1000	634,0	710,5	1627,7	1792,6	386,2	884,8	974,5	C-mineralisation (LOEC)
	Doelman & Haanstra (1984)	6	5,7	9	12,8	5,8	586	306	701	772	402		210,0	481,0	529,7				

* EC10 et non NOEC

Geom **195,105203**

HC5	11,6	26,6	29,4
HC20	**31,2**	**71,6**	78,9
HC40	58,2	**133,3**	146,8
HC50	75,2	172,4	**190,0**

Calcul de VS_E et VI_E Plomb

Type d'usage		I	II	III	IV	V
Bruit de fond (Cb) inactif		104,30	105,30	105,30	105,30	105,30
Calcul de VS_E						
Valeurs de HC:	Espèces	19,70	86,80	173,70	173,70	280,80
	Processus	27,47	121,17	248,33	248,33	360,03
	Chaîne trophique	22,60	265,00	-	-	-
Après correction Cb:	Espèces	124,00	192,10	279,00	279,00	386,10
	Processus	131,77	226,47	353,63	353,63	465,33
	Chaîne trophique	126,90	265,00	-	-	-
	VS_E	**124,0**	**192,1**	**279,0**	**279,0**	**386,1**
Calcul de VI_E						
Valeurs de HC:	Espèces	59,10	260,50	260,50	-	-
	Processus	75,75	334,12	334,12	-	-
	Chaîne trophique	226,00	2650,00	nd	-	-
Après correction Cb:	Espèces	163,40	365,80	365,80	-	-
	Processus	180,05	439,42	439,42	-	-
	Chaîne trophique	330,30	2650,00	nd	-	-
	VI_E	**171,7**	**402,6**	**700***	**700***	**1360***

* van Hesteren et al., 1998, *Minimum Soil Quality Requirement* pour l'usage de type *"Verges and waste ground"*

Plomb - *Espèces* - Seuils génériques

Ajustement par Kd (Kd aj = Kd estimé pour propr. horizon A des sols standards)

Espèces	Source	pH exp	%OM	%A	CECest	$pH_{pw\ exp}$	Kd exp	Kd aj			Result.exp	NOEC/esp	NOEC aj			NOEC aj/esp			taxon
								I	II, III, IV	V			I	II, III, IV	V	I	II, III, IV	V	
Raphanus sativa (Pb Chloride)	Khan & Frankland, 1983	5,4	3	18	10,4	5,2	5410	1718	7578	8167	150	283,81	47,63	210,11	226,44	128,6	567,4	611,5	macroph.
(Pb Oxide)		4,6	3	18	10,4	4,3	2656	1718	7578	8167	537		347,37	1532,25	1651,34				
Lolium perenne	Huijbregts (1999)	7,2	4,4	5	9,9	7,1	14410	1718	7578	8167	1000	1000,00	119,22	525,88	566,75	186,7	823,4	887,4	macroph.
	Carlson & Rolfe (1979)	6	/	/	21,0	5,8	5877	1718	7578	8167	1000		292,31	1289,34	1389,56				
Festuca rubra	Carlson & Rolfe (1979)	6	/	/	21,0	5,8	5877	1718	7578	8167	1000	1000,00	292,31	1289,34	1389,56	292,3	1289,3	1389,6	macroph.
Plantago lanceolata	Huijbregts (1999)	7,2	4,4	5	9,9	7,1	14410	1718	7578	8167	1000	1000,00	119,22	525,88	566,75	119,2	525,9	566,8	macroph.
Trifolium repens	Huijbregts (1999)	7,2	4,4	5	9,9	7,1	14410	1718	7578	8167	1000	1000,00	119,22	525,88	566,75	119,2	525,9	566,8	macroph.
Zea mais	Miller et al. (1977)	6	/	/	2,0	5,8	5877	1718	7578	8167	125	176,78	36,54	161,17	173,69	31,9	140,7	151,7	macroph.
	Hasset et al (1976)	7	2,1	/	2,0	6,9	15417	1718	7578	8167	250		27,86	122,88	132,44				
Lycopersicum esculentum	Balba et al. (1991)	7,5	2,1	40	13,6	7,4	51588	1718	7578	8167	25	39,69	0,83	3,67	3,96	1,5	6,8	7,3	macroph.
		7,7	1,7	39	12,7	7,6	60879	1718	7578	8167	100		2,82	12,45	13,42				
		8,2	0,9	14	6,2	8,2	/	1718	7578	8167	25		/	/	/				
Avena sp.	De Haan, 1985	5,6	1,6	12	6,9	5,4	5310	1718	7578	8167	800	800,00	258,86	1141,80	1230,55	378,3	1668,7	1798,4	macroph.
		5,4	2,4	40	14,0	5,2	7969	1718	7578	8167	800		172,47	760,76	819,89				
		5,2	3,2	58	19,1	4,9	7987	1718	7578	8167	800		172,07	758,99	817,98				
		5	3,4	4	8,1	4,7	1828	1718	7578	8167	800		752,00	3317,03	3574,85				
		5,4	6,8	5	13,7	5,2	2907	1718	7578	8167	800		472,84	2085,66	2247,77				
		4,6	19,4	4	33,7	4,3	1281	1718	7578	8167	800		1073,30	4734,28	5102,25				
Allium cepa	Dang et al, 1990	*8,3*	0,48	24	7,6	8,3	/	1718	7578	8167	50	19,62	/	/	/	/	/	/	macroph.
		8,3	0,48	24	7,6	8,3	/	1718	7578	8167	7,7		/	/	/				
Hordeum vulgare	Aery, 1997	7,8	1	/	/	7,8	33346	1718	7578	8167	19,23	14,76	1,0	4,4	4,7	0,8	3,4	3,6	macroph.
		7,8	1	/	/	7,8	33346	1718	7578	8167	11,33		0,58	2,57	2,77				
Trigonella foenum-graecum	Dang, 1990	*8,3*	0,48	24	7,6	8,3	/	1718	7578	8167	165	59,42	/	/	/	/	/	/	macroph.
		8,3	0,48	24	7,6	8,3	/	1718	7578	8167	21,4		/	/	/				
Dendrobaena rubida	Bengtsson et al., 1986	6,5	9,7	5	18,4	6,3	7732	1718	7578	8167	560	344,99	124,43	548,85	591,51	186,6	822,9	886,8	Ann.
		5,5	9,7	5	18,4	5,3	3177	1718	7578	8167	564		304,98	1345,26	1449,82				
		4,5	9,7	5	18,4	4,2	1305	1718	7578	8167	130		171,08	754,63	813,28				
Lumbricus rubellus	Ma 1982	7,3	3,4	17	10,8	7,2	28514	1718	7578	8167	200	447,21	12,05	53,15	57,28	26,9	118,9	128,1	Ann.
		7,3	8	17	18,2	7,2	28514	1718	7578	8167	1000		60,25	265,76	286,42				
Eisenia foetida	Spurgeon, 1994	6,5	10	20	22,0	6,3	15146	1718	7578	8167	1810	1886,39	205,31	905,62	976,01	255,6	1127,6	1215,2	Ann.
	Spurgeon, 1995	6,1	10	20	22,0	5,9	10612	1718	7578	8167	1966		318,3	1404,0	1513,1				

En italique : out of range pour l'application de la régression de calcul du Kd
En bleu: régression Kd ne tenant compte que du pH

Geom **263,9762426**

Geomean	59,1	260,5	280,8
Application de facteurs car 2 taxons seulement			
HC5	5,9	26,1	28,1
HC20	**19,7**	**86,8**	93,6
HC40	39,4	**173,7**	187,2
HC50	59,1	260,5	**280,8**

Plomb - *Processus* - Seuils génériques

Ajustement par Kd (Kd aj = Kd estimé pour propr. horizon A des sols standards)

Processus	Source	pH exp	%OM	%A	$pH_{pw\ exp}$	Kd exp	Kd aj I	Kd aj II, III, IV	Kd aj V	Result.exp	NOEC/proc	NOEC aj I	NOEC aj II, III, IV	NOEC aj V	NOEC aj/proc I	NOEC aj/proc II, III, IV	NOEC aj/proc V	
Respiration	Doelman & Haanstra, 1984	7,7	1,6	2	7,6	14414	1718	7578	8167	182	316,9	21,7	95,7	103,1	53,1	234,0	252,2	Respiration
		5,1	5,7	9	4,8	2960	1718	7578	8167	163		94,6	417,3	449,7				
		7,4	2,6	19	7,3	32894	1718	7578	8167	1042		54,4	240,1	258,7				
		6,8	3,2	*60*	6,7	/	1718	7578	8167	3130		/	/	/				
		4,3	12,8	5	4,0	1093	1718	7578	8167	176		276,7	1220,5	1315,4				
	Huibregts, 1999	4,9	4	5	4,6	1863	1718	7578	8167	12		11,1	48,8	52,6				
		6,9	2	44	6,8	31686	1718	7578	8167	29		1,6	6,9	7,5				
		6,7	2	50	6,6	28219	1718	7578	8167	5000		304,4	1342,7	1447,1				
		6,8	2	5	6,7	10096	1718	7578	8167	1000		170,2	750,6	808,9				
		6	4	5	5,8	4956	1718	7578	8167	345		119,6	527,5	568,5				
Min. du glucose (prod. de CO2)	Debosz et al., 1985	5	<2	9	4,7	2708	1718	7578	8167	1000	1000,0	634,3	2798,0	3015,5	634,3	2798,0	3015,5	Min. du glucose (prod. de CO2)
C-Mineralisation	Cornfield, 1977	4,9	2	5	4,6	1863	1718	7578	8167	10	10,0	9,2	40,7	43,8	9,2	40,7	43,8	C-Mineralisation
Nitrification	Bhuiya & Cornfield, 1974	6,5	2,2	<5	6,3	9519	1718	7578	8167	1000	779,7	180,5	796,1	858,0	62,5	275,5	296,9	Nitrification
	Liang & Tabatabaï, 1978	7,8	6,3	30	7,8	58591	1718	7578	8167	1035		30,3	133,9	144,3				
		7,4	9,3	34	7,3	43620	1718	7578	8167	1035		40,8	179,8	193,8				
	Huijbregts, 1999	5,8	4	23	5,6	8696	1718	7578	8167	345		68,2	300,6	324,0				
Ammonification	Liang & Tabatabaï, 1977	7,4	9,3	34	7,3	43620	1718	7578	8167	1035	1035,0	40,8	179,8	193,8	40,8	179,8	193,8	Ammonification
N-Mineralisation	Bollag & Barabasz 1979	6,8	1,8	28	6,7	23283	1718	7578	8167	100	325,3	7,4	32,5	35,1	23,2	102,2	110,1	N-Mineralisation
	Chang & Broadbent, 1982	6,9	1,3	/	6,8	14000	1718	7578	8167	200		24,5	108,3	116,7				
	Huibregts, 1999	6,9	2	44	6,8	31686	1718	7578	8167	202		11,0	48,3	52,1				
		5,8	4	23	5,6	8696	1718	7578	8167	517		102,1	450,5	485,5				
		6,6	5	45	6,5	24531	1718	7578	8167	517		36,2	159,7	172,1				
		7,8	6	30	7,8	58591	1718	7578	8167	345		10,1	44,6	48,1				
		7,4	9	24	7,3	36840	1718	7578	8167	1035		48,3	212,9	229,4				
Activité enzymatique	Chang & Broadbent, 1981	6,9	1,3	/	6,8	14000	1718	7578	8167	50	86,1	6,1	27,1	29,2	35,1	154,7	166,7	Activité enzymatique
	Doelman & Haanstra, 1984	7	1,6	2	6,9	7734	1718	7578	8167	55		12,2	53,9	58,1				
		4,4	12,8	5	4,1	1194	1718	7578	8167	400		575,4	2537,9	2735,2				
	Mateos & Cercado, 1988	*8,4*	4,2	0,2	8,4	/	1718	7578	8167	50		/	/	/				
Arylsulfatase	Huibregts, 1999	7,7	1,6	2	7,6	14414	1718	7578	8167	276	1228,6	32,9	145,1	156,4	162,9	718,6	774,4	Arylsulfatase
		5,1	5,7	9	4,8	2960	1718	7578	8167	2652		1539,1	6788,9	7316,6				
		7,4	2,4	19	7,3	32894	1718	7578	8167	1635		85,4	376,7	405,9				
		6,8	3,2	*60*	6,7	/	1718	7578	8167	1904		/	/	/				
Phosphatase	Huibregts, 1999	7,7	1,6	2	7,6	14414	1718	7578	8167	201	1138,8	24,0	105,7	113,9	49,6	219,0	236,0	Phosphatase
		7,4	2,4	19	7,3	32894	1718	7578	8167	1970		102,9	453,8	489,1				
		6,8	3,2	*60*	6,7	/	1718	7578	8167	3730		/	/	/				
Phosphatase acide	Huibregts, 1999	6,5	4	23	6,3	16208	1718	7578	8167	517	517,0	54,8	241,7	260,5	54,8	241,7	260,5	Phosphatase acide
Phosphatase base	Huibregts, 1999	*10*	9	34	10,1	/	1718	7578	8167	517	517,0	/	/	/				Phosphatase base
Déhydrogénase	Doelman & Haanstra, 1979	4,1	2,8	12	3,7	1399	1718	7578	8167	375	375,0	460,7	2032,0	2189,9	460,7	2032,0	2189,9	Déhydrogénase
Uréase	Tabatabaï, 1977	7,8	6,4	30	7,8	58591	1718	7578	8167	103,6	945,8	3,0	13,4	14,4	272,1	1200,0	1293,3	Uréase
	Huibregts, 1999	7,7	1,6	2	7,6	14414	1718	7578	8167	860		102,5	452,1	487,3				
		5,1	5,7	9	4,8	2960	1718	7578	8167	2440		1416,1	6246,2	6731,7				
		7,4	2,4	19	7,3	32894	1718	7578	8167	6860		358,3	1580,4	1703,2				
		6,8	3,2	*60*	6,7	/	1718	7578	8167	80		/	/	/				
		4,3	12,8	5	4,0	1093	1718	7578	8167	6000		9433,2	41609,4	44843,5				

En italique : out of range pour l'application de la régression de calcul du Kd
En bleu: régression Kd ne tenant compte que du pH
En gras: sélection de données à pH<6 pour les zones I

Geom **410,85145**

HC5	8,8	38,8	41,7
HC20	**27,5**	**121,2**	130,5
HC40	56,3	**248,3**	267,6
HC50	75,8	334,1	**360,0**

Calcul de VS_E et VI_E Zinc

Type d'usage		I	II	III	IV	V
Calcul de VS_E						
Valeurs de HC:	Espèces	15,40	61,80	123,70	123,70	208,70
	Processus	35,20	35,20	112,10	112,10	203,40
	Chaîne trophique	38,00	267,00	-	-	-
Après correction Cb:	Espèces	117,42	181,50	243,40	243,40	328,40
	Processus	137,22	154,90	231,80	231,80	323,10
	Chaîne trophique	140,02	267,00	-	-	-
	VS_E	**117,4**	**154,9**	**231,8**	**231,8**	**323,1**
Calcul de VI_E						
Valeurs de HC:	Espèces	46,30	185,50	185,50	-	-
	Processus	180,90	180,90	180,90	-	-
	Chaîne trophique	380,00	2670,00	nd	-	-
Après correction Cb:	Espèces	148,32	305,20	305,20	-	-
	Processus	282,92	300,60	300,60	-	-
	Chaîne trophique	482,02	2670,00	nd	-	-
	VI_E	**215,6**	**302,9**	**710***	**710***	**1300****

* van Hesteren et al., 1998, *Minimum Soil Quality Requirement* pour l'usage de type *"Verges and waste ground"*

** van Hesteren et al., 1998, moyenne des critères "plante" et "ver de terre" - usage de type *"Verges and waste ground"*

Zinc - *Espèces* - Seuils génériques

Ajustement par Kd (Kd aj = Kd estimé pour propr. horizon A des sols standard)

Espèces	Paramètre	Source	pH exp	%OM	%A	CEC	pHpw exp	Kd exp	Kd aj I	Kd aj II, III, IV	Kd aj V	NOECexp	NOEC/esp	NOEC aj I	NOEC aj II, III, IV	NOEC aj V	NOEC sj/esp I	NOEC sj/esp II, III, IV	NOEC sj/esp V	taxon
bactéries du sol		Vito	7,5	3,2	60	19,5	7,4	9910	100	583	656	55	55,0	**0,56**	3,24	3,64	/	/	/	Bact
Folsomia candida	reproduction	Van Gestel, 1997	5,8	10	20	22,0	5,6	699	100	583	656	423	126,8	**60,54**	352,95	397,15	103,46	603,17	678,70	Ins
	reproduction	Smith, 1998	5	2,4	1,9	6,0	4,7	49	100	583	656	256		**526,04**	3066,83	3450,84				
	reproduction	Smith, 1998	5	2,4	1,9	6,0	4,7	49	100	583	656	9,35		**19,21**	112,01	126,04				
			5	2,4	1,9	6,0	4,7	49	100	583	656	74,8		**153,70**	896,09	1008,29				
			5	2,4	1,9	6,0	4,7	49	100	583	656	149		**306,17**	1784,99	2008,50				
	reproduction	Smit, 1998	6	10	20	22,0	5,8	864	100	583	656	368		**42,59**	248,31	279,40				
Eisenia fetida	reproduction	Spurgeon, 1996	6	15	20	30,0	5,8	864	100	583	656	*15*	95,4	**1,74**	10,12	11,39	29,60	172,56	194,17	An
			6	15	20	30,0	5,8	864	100	583	656	*968*		**112,04**	653,17	734,95				
			5	15	20	30,0	4,7	299	100	583	656	*63,4*		**21,22**	123,70	139,19				
			5	15	20	30,0	4,7	299	100	583	656	*828*		**277,10**	1615,49	1817,77				
			4	15	20	30,0	3,6	103	100	583	656	*25,4*		**24,58**	143,30	161,24				
			4	15	20	30,0	3,6	103	100	583	656	*446*		**431,58**	2516,14	2831,19				
			6	10	20	22,0	5,8	864	100	583	656	*29,6*		**3,43**	19,97	22,47				
			6	10	20	22,0	5,8	864	100	583	656	*1106*		**128,01**	746,28	839,73				
			5	10	20	22,0	4,7	299	100	583	656	*14,4*		**4,82**	28,10	31,61				
			5	10	20	22,0	4,7	299	100	583	656	*366*		**122,49**	714,09	803,51				
			4	10	20	22,0	3,6	103	100	583	656	*16,6*		**16,06**	93,65	105,38				
			4	10	20	22,0	3,6	103	100	583	656	*322*		**311,59**	1816,58	2044,05				
			6	5	20	14,0	5,8	864	100	583	656	*9*		**1,04**	6,07	6,83				
			6	5	20	14,0	5,8	864	100	583	656	*194*		**22,45**	130,90	147,29				
			5	5	20	14,0	4,7	299	100	583	656	*7,8*		**2,61**	15,22	17,12				
			5	5	20	14,0	4,7	299	100	583	656	*170*		**56,89**	331,68	373,21				
			4	5	20	14,0	3,6	103	100	583	656	*11,6*		**11,23**	65,44	73,64				
			4	5	20	14,0	3,6	103	100	583	656	*230*		**222,57**	1297,56	1460,03				
	croissance	Spurgeon, 1995	6,1	10	20	22,0	5,9	961	100	583	656	400		**41,63**	242,72	273,11				
	poids	Neuhauser et al., 1985	6	8	8	16,3	5,8	426	100	583	656	200		**46,92**	273,52	307,77				
Medicago sativa	rendement	McLean, 1974	7,5	4	16	11,6	7,4	3577	100	583	656	250	212,8	6,99	40,75	45,85	22,10	53,52	60,23	Macroph
			7,4	4	16	11,6	7,3	3216	100	583	656	250		7,77	45,31	50,99				
			7,4	8	16	18,0	7,3	3216	100	583	656	250		7,77	45,31	50,99				
			7,3	7	16	16,4	7,2	2892	100	583	656	250		8,64	50,39	56,70				
			7,4	3	23	11,4	7,3	4255	100	583	656	250		5,88	34,25	38,54				
			7,5	3	14	9,5	7,4	3227	100	583	656	250		7,75	45,17	50,82				
			7,2	10	13	20,5	7,1	2216	100	583	656	250		11,28	65,76	74,00				
			4,9	3	16	10,0	4,6	226	100	583	656	50		**22,10**	128,85	144,98				
			6,8	3	16	10,0	6,7	1701	100	583	656	250		14,70	85,69	96,41				
			7,5	3	16	10,0	7,4	3577	100	583	656	250		6,99	40,75	45,85				
Zea Mais	rendement	McLean, 1974	7,5	4	16	11,6	7,4	3577	100	583	656	250	167,2	6,99	40,75	45,85	46,86	52,38	58,93	Macroph
			7,4	4	16	11,6	7,3	3216	100	583	656	250		7,77	45,31	50,99				
			7,4	8	16	18,0	7,3	3216	100	583	656	250		7,77	45,31	50,99				
			7,3	7	16	16,4	7,2	2892	100	583	656	250		8,64	50,39	56,70				
			7,4	3	23	11,4	7,3	4255	100	583	656	250		5,88	34,25	38,54				
			7,5	3	14	9,5	7,4	3227	100	583	656	250		7,75	45,17	50,82				
			7,2	10	13	20,5	7,1	2216	100	583	656	250		11,28	65,76	74,00				
			4,9	3	16	10,0	4,6	226	100	583	656	50		**22,10**	128,85	144,98				
			5	3	16	10,0	4,7	252	100	583	656	250		**99,37**	579,34	651,88				
			6,8	3	16	10,0	6,7	1701	100	583	656	250		14,70	85,69	96,41				
			7,5	3	16	10,0	7,4	3577	100	583	656	250		6,99	40,75	45,85				
			6,7	3	16	10,0	6,6	1530	100	583	656	10		0,65	3,81	4,29				
Lactuca sativa	rendement	McLean, 1974	7,5	4	16	11,6	7,4	3577	100	583	656	250	161,2	6,99	40,75	45,85	9,37	49,60	55,81	Macroph
			7,4	4	16	11,6	7,3	3216	100	583	656	250		7,77	45,31	50,99				
			7,4	8	16	18,0	7,3	3216	100	583	656	250		7,77	45,31	50,99				
			7,3	7	16	16,4	7,2	2892	100	583	656	250		8,64	50,39	56,70				
			7,4	3	23	11,4	7,3	4255	100	583	656	250		5,88	34,25	38,54				
			7,5	3	14	9,5	7,4	3227	100	583	656	250		7,75	45,17	50,82				
			7,2	10	13	20,5	7,1	2216	100	583	656	250		11,28	65,76	74,00				
			4,9	3	16	10,0	4,6	226	100	583	656	10		**4,42**	25,77	29,00				
			5	3	16	10,0	4,7	252	100	583	656	50		**19,87**	115,87	130,38				
			6,8	3	16	10,0	6,7	1701	100	583	656	250		14,70	85,69	96,41				
			7,5	3	16	10,0	7,4	3577	100	583	656	250		6,99	40,75	45,85				
Avena sativa	rendement	De Haan et al., 1985	5,6	2	12	7,5	5,4	381	100	583	656	100	317,5	**26,24**	152,98	172,14	132,28	771,21	867,78	Macroph
			5,4	2	40	13,4	5,2	780	100	583	656	200		**25,65**	149,54	168,27				
			5,2	3	58	18,8	4,9	840	100	583	656	800		**95,27**	555,43	624,98				
			5	3	4	7,4	4,7	86	100	583	656	200		**231,50**	1349,62	1518,61				
			5,4	7	5	14,1	5,2	157	100	583	656	400		**254,92**	1486,18	1672,28				
			4,6	19	4	33,0	4,3	56	100	583	656	800		**1415,96**	8255,06	9288,71				
Fagus sylvatica		Vito	4,8	10	3	18,4	4,5	56	100	583	656	65	65,0	**116,14**	677,09	761,87	116,14	677,09	761,87	Macroph
Allium Cepa		Vito	*8,3*	0,28	24	7,3	8,3		100	583	656	400	400,0	/	/	/	/	/	/	Macroph

En italique: out of range pour l'application des régressions Kd= f(propr. sol)

En italique: NOEC * 2 car **En gras**: data sélectionnées pour la zone I: pH<6

NOEC sur poids frais et Hum%=50% Geomean 46,31 185,50 208,73

3 NOEC relatifs à des taxons différents
Geomean sur l'ensemble des NOEC/esp (n=8)
Data Bact supprimée (confiance faible en cette donnée)
Geom **146,7202**

HC5	4,6	18,5	20,9
HC20	**15,4**	**61,8**	69,6
HC40	30,9	**123,7**	139,2
HC50	46,3	185,5	**208,7**

Zinc - *Processus* - Seuils génériques

Ajustement par Kd (Kd aj = Kd estimé pour propr. horizon A des sols standard)

Processus	Source	pH_{exp}	%OM	%A	CEC	$pH_{pw\ exp}$	Kd_{exp}	Kd_{aj} I	Kd_{aj} II, III, IV	Kd_{aj} V	$NOEC_{exp}$	NOEC/proc	$NOEC_{aj}$ I	$NOEC_{aj}$ II, III, IV	$NOEC_{aj}$ V	$NOEC_{aj}$/proc I	$NOEC_{aj}$/proc II, III, IV	$NOEC_{aj}$/proc V	
Respiration	Chaney et al., 1978	4,8	7	3	13,6	4,5	56	100	583	656	48	190,6	**85,8**	500,0	562,6	145,4	182,3	205,2	Respiration
	Chang & Broadbent	6,9	2	44	14,2	6,8	4126	100	583	656	19		0,5	2,7	3,0				
	Doelman & Haanstra, 1983	7,7	1,6	2	1,5	7,6	890	100	583	656	164		18,4	107,4	120,9				
		5,1	5,7	9	11,0	4,8	180	100	583	656	167		**93,0**	542,3	610,2				
		7,4	2,6	19	16,0	7,3	3672	100	583	656	3103		84,5	492,6	554,3				
		6,8	3,2	60	30,0	6,7	4713	100	583	656	626		13,3	77,4	87,1				
		4,3	12,8	5	53,0	4,0	49	100	583	656	188		**385,2**	2246,0	2527,2				
N-minéralisation	Chang & Broadbent	6,9	2	44	14,2	6,8	4126	100	583	656	107	107,0	2,6	15,1	17,0	/	15,1	17,0	N-minéralisation
Ammonification	Premi & Cornfield	6,2	3	17	10,2	6,0	943	100	583	656	1057	2239,8	112,1	653,8	735,6	/	345,7	389,0	Ammonification
		7,4	3	17	10,2	7,3	3370	100	583	656	1057		31,4	182,8	205,7				
		8,5	3	17	10,2	8,5	/	100	583	656	10057		/	/	/				
Nitrification	Premi & Cornfield, 1969	7	3	17	10,2	6,9	2204	100	583	656	157	306,6	7,1	41,5	46,7	28,4	128,1	144,1	Nitrification
		7,4	3	17	10,2	7,3	3370	100	583	656	1057		31,4	182,8	205,7				
		8,5	3	17	10,2	8,5	/	100	583	656	10057		/	/	/				
	Wilson, 1977	5,6	2	28	10,9	5,4	732	100	583	656	236		**32,2**	187,9	211,4				
		5,3	2	8	6,7	5,0	203	100	583	656	124		**61,2**	356,6	401,2				
		6	1	2	3,8	5,8	146	100	583	656	17		**11,6**	67,7	76,2				
Minéralisation du glucose	Babich & Stotzky, 1983	5	5,8	9	13,0	4,7	161	100	583	656	1000	1000,0	**619,4**	3611,2	4063,3	619,4	3611,2	4063,3	Minéralisation du glucose
Minéralisation acide glutamique	Doelman & Haanstra	5,1	6	9	13,3	4,8	180	100	583	656	1017	759,3	**566,5**	3302,6	3716,1	1097,7	709,4	798,2	Minéralisation acide glutamique
		7,4	3	19	10,6	7,3	3672	100	583	656	503		13,7	79,9	89,9				
		6,8	3	60	19,2	6,7	4713	100	583	656	626		13,3	77,4	87,1				
		4,3	13	5	23,7	4,0	49	100	583	656	1038		**2127,1**	12400,7	13953,5				
Phosphatase act.	Juma & Tabatabai, 1977	6,5	4	23	13,0	6,3	1636	100	583	656	162	92,7	9,9	57,7	64,9	209,9	63,0	70,9	Phosphatase act.
		10	9	34	23,3	10,1	/	100	583	656	162		/	/	/				
	Mathur & Rayment, 1977	5,5	70	1	110,0	5,3	50	100	583	656	70		**138,8**	808,9	910,2				
	Huibregts (1999)	7,7	1,6	2	4,8	7,6	890	100	583	656	5,2		0,6	3,4	3,8				
		5,1	5,7	9	12,8	4,8	180	100	583	656	570		**317,5**	1851,0	2082,8				
		7,4	2,4	19	9,6	7,3	3672	100	583	656	300		8,2	47,6	53,6				
		6,8	3,2	60	19,5	6,7	4713	100	583	656	36		0,8	4,5	5,0				
Uréase act.	Tabatabai, 1977	7,8	6,4	30	18,3	7,8	7986	100	583	656	32,7	42,2	0,4	2,4	2,7	/	8,6	9,6	Uréase act.
		7,4	9,3	34	23,8	7,3	5751	100	583	656	32,7		0,6	3,3	3,7				
	Bremner & Douglas, 1971	6,5	4	31	14,7	6,3	2060	100	583	656	50		2,4	14,2	15,9				
		7,3	5	31	16,3	7,2	4816	100	583	656	50		1,0	6,1	6,8				
	Doelman & Haanstra	7	1,6	5	1,5	6,9	858	100	583	656	70		8,2	47,6	53,5				
	Huibregts (1999)	7,7	1,6	2	4,8	7,6	890	100	583	656	160		18,0	104,8	117,9				
		6,8	3,2	60	19,5	6,7	4713	100	583	656	8		0,2	1,0	1,1				
Arylsulfatase	Huibregts (1999)	7,7	1,6	2	4,8	7,6	890	100	583	656	313	1409,9	35,2	205,0	230,7	2706,0	1226,9	1380,5	Arylsulfatase
		5,1	5,7	9	12,8	4,8	180	100	583	656	804		**447,8**	2610,9	2937,8				
		7,4	2,4	19	9,6	7,3	3672	100	583	656	2720		74,1	431,8	485,9				
		6,8	3,2	60	19,5	6,7	4713	100	583	656	1020		21,6	126,2	142,0				
		4,3	12,8	5	23,3	4,0	49	100	583	656	7979		**16350,5**	95323,2	107259,0				

En italique: out of range pour l'application des régressions Kd= f(propr. sol)

En gras: data sélectionnées pour la zone I: pH<6

Geom **338,707046**

HC5	18,1	5,6	6,3
HC20	**85,8**	**35,2**	39,5
HC40	228,2	**112,1**	125,9
HC50	341,8	180,9	**203,4**

Par souci de cohérence, on fixe les valeurs de la classe I égales à celles des classes II, III, IV:

HC5	5,6	5,6	6,3
HC20	**35,2**	**35,2**	39,5
HC40	112,1	**112,1**	125,9
HC50	180,9	180,9	**203,4**

Calcul de VS_E et VI_E Benzène

Type d'usage		I	II	III	IV	V
Calcul de VS_E						
Valeurs de HC:	Espèces	-	-	-	-	-
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP method	10,67	6,44	14,40	14,40	20,10
	Chaîne trophique	-	-	-	-	-
	VS_E	**10,7**	**6,4**	**14,4**	**14,4**	**20,1**
Calcul de VI_E						
Valeurs de HC:	Espèces	-	-	-	-	-
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP method	33,30	20,10	20,10	-	-
	Chaîne trophique	-	-	-	-	-
	VI_E	**33,3**	**20,1**	**72,0**	**72,0**	**201,0**

Benzene - Seuils génériques

Koc =	74,13	l/kg
pKa =	/	

Ajustement par Kp (Kp aj = Kp estimé pour propr. horizon A des sols standards)

Données	**Source**	**pH exp**	f_{nd} -	**%MO exp.**	f_{oc}	**Kp exp.** (l/kg)	**Kp std** (l/kg) I	II, III, IV	V	Effet	Temps	Paramètre	**Rés. exp.** (mg/kg)	**Données aj.** I	II, III, IV	V	**Tax/proc**			
TERRESTRES																				
Espèces	néant																			
Processus	néant																			
AQUATIQUES													(mg/l)							
Eau douce	cfr Verbruggen at al., 2001																			
Marines	cfr Verbruggen at al., 2001																			
QSAR													(mg/l)							
bact	Verbruggen et al., 2001						1,11	0,67	0,67	NOEC			720							
bact	Verbruggen et al., 2001						1,11	0,67	0,67	NOEC			32							
bact	Verbruggen et al., 2001						1,11	0,67	0,67	NOEC			85							
bact	Verbruggen et al., 2001						1,11	0,67	0,67	NOEC			84							
alg	Verbruggen et al., 2001						1,11	0,67	0,67	NOEC			87							
alg	Verbruggen et al., 2001						1,11	0,67	0,67	NOEC			45							
alg	Verbruggen et al., 2001						1,11	0,67	0,67	NOEC			11							
fung	Verbruggen et al., 2001						1,11	0,67	0,67	NOEC			760							
prot	Verbruggen et al., 2001						1,11	0,67	0,67	NOEC			81							
coel	Verbruggen et al., 2001						1,11	0,67	0,67	NOEC			10							
moll	Verbruggen et al., 2001						1,11	0,67	0,67	NOEC			9,6							
crus	Verbruggen et al., 2001						1,11	0,67	0,67	NOEC			12							
crus	Verbruggen et al., 2001						1,11	0,67	0,67	NOEC			9,5							
ins	Verbruggen et al., 2001						1,11	0,67	0,67	NOEC			16							
ins	Verbruggen et al., 2001						1,11	0,67	0,67	NOEC			12							
pisc	Verbruggen et al., 2001						1,11	0,67	0,67	NOEC			4,9							
amph	Verbruggen et al., 2001						1,11	0,67	0,67	NOEC			13							
amph	Verbruggen et al., 2001						1,11	0,67	0,67	NOEC			13							
amph	Verbruggen et al., 2001						1,11	0,67	0,67	NOEC			15					(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)

			Kp std (l/kg)						
HC 5	2,67						3,0	1,8	
HC 20	9,61	I	II, III, IV	V	I, II	**10,7**	**6,4**	6,4
HC 40	21,49	1,11	0,67	0,67	III, IV	23,9	**14,4**	14,4
HC 50	29,97				V	33,3	20,1	**20,1**

Calcul de VS_E et VI_E Toluène

Type d'usage		I	II	III	IV	V
Calcul de VS_E						
Valeurs de HC:	Espèces	6,20	9,70	19,50	19,50	29,20
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP method	6,00	3,60	8,50	8,50	12,10
	Chaîne trophique	-	-	-	-	-
	VS_E	**6,0**	**3,6**	**8,5**	**8,5**	**12,1**
Calcul de VI_E						
Valeurs de HC:	Espèces	48,70	29,20	29,20	-	-
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP method	20,20	12,10	12,10	-	-
	Chaîne trophique	-	-	-	-	-
	VI_E	**20,2**	**12,1**	**42,5**	**42,5**	**121,0**

Toluene - Seuils génériques

Koc =	123	l/kg
pKa =	/	

Ajustement par Kp (Kp aj = Kp estimé pour propr. horizon A des sols standards)

Données	**Source**	**pH exp**	f_{nd}	**%MO exp.**	f_{oc}	**Kp exp.**	**Kp std** (l/kg)			Effet	Temps	Paramètre	**Rés. exp.**	**Données aj.**			**Tax/proc**
			-			(l/kg)	I	II, III, IV	V				(mg/kg)	I	II, III, IV	V	
TERRESTRES																	
Espèces																	
Lactuca sativa	Adema & Henzen, 1990, cité par Denneman	7,8	1	1,4	0,008	1,00	1,85	1,11	1,11	NOEC	7 j	croissance	100	184,79	110,87	110,87	Macroph.
Eisenia foetida	Vonk et al., 1986, cité par Denneman & van	6	1	10	0,058	7,15	1,85	1,11	1,11	NOEC	4 sem	prod. cocon	49,6	12,83	7,70	7,70	Annélide
													geomean	48,69	29,22	29,22	

	4,9	2,9	2,9
I, II	**16,2**	**9,7**	9,7
III, IV	32,5	**19,5**	19,5
V	48,7	29,2	**29,2**

AQUATIQUES													(mg/l)				
Eau douce	cfr Verbruggen at al., 2001																
Marines	cfr Verbruggen at al., 2001																
QSAR													(mg/l)				
bact	Verbruggen et al., 2001						1,85	1,11	1,11	NOEC			270				
bact	Verbruggen et al., 2001						1,85	1,11	1,11	NOEC			15				
bact	Verbruggen et al., 2001						1,85	1,11	1,11	NOEC			41				
bact	Verbruggen et al., 2001						1,85	1,11	1,11	NOEC			39				
alg	Verbruggen et al., 2001						1,85	1,11	1,11	NOEC			38				
alg	Verbruggen et al., 2001						1,85	1,11	1,11	NOEC			16				
alg	Verbruggen et al., 2001						1,85	1,11	1,11	NOEC			3,3				
fung	Verbruggen et al., 2001						1,85	1,11	1,11	NOEC			310				
prot	Verbruggen et al., 2001						1,85	1,11	1,11	NOEC			32				
coel	Verbruggen et al., 2001						1,85	1,11	1,11	NOEC			3,7				
moll	Verbruggen et al., 2001						1,85	1,11	1,11	NOEC			3,4				
crus	Verbruggen et al., 2001						1,85	1,11	1,11	NOEC			5				
crus	Verbruggen et al., 2001						1,85	1,11	1,11	NOEC			2,7				
ins	Verbruggen et al., 2001						1,85	1,11	1,11	NOEC			4,3				
ins	Verbruggen et al., 2001						1,85	1,11	1,11	NOEC			4,3				
pisc	Verbruggen et al., 2001						1,85	1,11	1,11	NOEC			1,7				
amph	Verbruggen et al., 2001						1,85	1,11	1,11	NOEC			4,7				
amph	Verbruggen et al., 2001						1,85	1,11	1,11	NOEC			3,3				
amph	Verbruggen et al., 2001						1,85	1,11	1,11	NOEC			5,2				(mg/kg) (mg/kg) (mg/kg)

			Kp std (l/kg)						
HC 5	0,83						1,5	0,9	
HC 20	3,26	I	II, III, IV	V	I, II	**6,0**	**3,6**	3,6
HC 40	7,68	1,85	1,11	1,11	III, IV	14,2	**8,5**	8,5
HC 50	10,94				V	20,2	12,1	**12,1**

Calcul de VS_E et VI_E

Xylènes
(à comparer à la somme des isomères o-, m- et p-)

Type d'usage		I	II	III	IV	V
Calcul de VS_E						
Valeurs de HC:	Espèces	1,86	1,12	2,04	2,04	1,74
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP method	-	-	-	-	-
	Chaîne trophique	-	-	-	-	-
	VS_E	**1,9**	**1,1**	**2,0**	**2,0**	**1,7**
Calcul de VI_E						
Valeurs de HC:	Espèces	4,35	2,61	-	-	-
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP method	-	-	-	-	-
	Chaîne trophique	-	-	-	-	-
	VI_E	**4,4**	**2,6**	**10,2**	**10,2**	**17,4**

Moyenne des xylènes			
p-Xylène			
	0,82	0,49	
I, II	**2,68**	**1,61**	1,60
III, IV	5,64	**3,38**	3,40
V	7,66	4,59	**4,60**
o-Xylène			
	0,42	0,25	
I, II	**1,05**	**0,63**	0,60
III, IV	1,86	**1,12**	1,10
V	2,36	1,42	**1,40**
m-Xylène			
	1,06	0,64	
I, II	**2,30**	**1,37**	1,40
III, IV	3,74	**2,24**	2,20
V	4,56	2,73	**2,70**
Moyenne géométrique pour les trois isomères:			
	0,72	0,43	
I, II	**1,86**	**1,12**	1,10
III, IV	3,40	**2,04**	2,02
V	4,35	2,61	**2,59**

o-Xylène - Seuils génériques

Koc =	151,4	l/kg
pKa =	/	

Ajustement par Kp (Kp aj = Kp estimé pour propr. horizon A des sols standards)

Données	Source	pH exp	f_{nd}	%MO exp.	f_{oc}	Kp exp.	Kp std (l/kg)			Effet	Temps	Paramètre	Rés. exp.	Données aj.			Tax/proc
			-			(l/kg)	I	II, III, IV	V				(mg/kg)	I	II, III, IV	V	
TERRESTRES																	
Espèces	néant																
Processus	néant																
AQUATIQUES													(mg/l)				
Eau douce (tox. chronique)	cfr Verbruggen et al. (2001)																
Eau douce (tox. aiguë)																	
bact	Verbruggen et al. (2001)						2,26	1,36	1,36	L(E)C50			9,2				
alg	Verbruggen et al. (2001)						2,26	1,36	1,36	L(E)C50			4,7				
crus	Verbruggen et al. (2001)						2,26	1,36	1,36	L(E)C50			6,7				
ins	Verbruggen et al. (2001)						2,26	1,36	1,36	L(E)C50			1,6				
pisc	Verbruggen et al. (2001)						2,26	1,36	1,36	L(E)C50			20				
pisc	Verbruggen et al. (2001)						2,26	1,36	1,36	L(E)C50			19				
pisc	Verbruggen et al. (2001)						2,26	1,36	1,36	L(E)C50			16				
pisc	Verbruggen et al. (2001)						2,26	1,36	1,36	L(E)C50			35				
pisc	Verbruggen et al. (2001)						2,26	1,36	1,36	L(E)C50			18				
pisc	Verbruggen et al. (2001)						2,26	1,36	1,36	L(E)C50			21				
pisc	Verbruggen et al. (2001)						2,26	1,36	1,36	L(E)C50			12				
pisc	Verbruggen et al. (2001)						2,26	1,36	1,36	L(E)C50			7,8				
amph	Verbruggen et al. (2001)						2,26	1,36	1,36	L(E)C50			73				
marines (tox. aiguë)																	
crus	Verbruggen et al. (2001)						2,26	1,36	1,36	L(E)C50			24				
crus	Verbruggen et al. (2001)						2,26	1,36	1,36	L(E)C50			6				
crus	Verbruggen et al. (2001)						2,26	1,36	1,36	L(E)C50			1,3				
echi	Verbruggen et al. (2001)						2,26	1,36	1,36	L(E)C50			4,1				
pisc	Verbruggen et al. (2001)						2,26	1,36	1,36	L(E)C50			11				

(Facteur 10 puisque ce sont des données de toxicité aiguë (EC50))

		Kp std (l/kg)				(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
HC 5 **/10**	0,19					0,4	0,3	
HC 20 **/10**	0,46	I	II, III, IV	V	I, II	**1,0**	**0,6**	0,6
HC 40 **/10**	0,82	2,26	1,36	1,36	III, IV	1,9	**1,1**	1,1
HC 50 **/10**	1,04				V	2,4	1,4	**1,4**

m-Xylène - Seuils génériques

Koc =	257	l/kg
pKa =	/	

Ajustement par Kp (Kp aj = Kp estimé pour propr. horizon A des sols standards)

Données	Source	pH exp	f_{nd}	%MO exp.	f_{oc}	Kp exp.	Kp std (l/kg)			Effet	Temps	Paramètre	Rés. exp.	Données aj.			Tax/proc
			-			(l/kg)	I	II, III, IV	V				(mg/kg)	I	II, III, IV	V	
TERRESTRES																	
Espèces	néant																
Processus	néant																
AQUATIQUES													(mg/l)				
Eau douce (tox. chronique)	cfr Verbruggen et al. (2001)																
Eau douce (tox. aiguë)																	
alg	Verbruggen et al. (2001)						3,86	2,31	2,31	L(E)C50			4,9				
crus	Verbruggen et al. (2001)						3,86	2,31	2,31	L(E)C50			18				
ins	Verbruggen et al. (2001)						3,86	2,31	2,31	L(E)C50			1,6				
pisc	Verbruggen et al. (2001)						3,86	2,31	2,31	L(E)C50			20				
pisc	Verbruggen et al. (2001)						3,86	2,31	2,31	L(E)C50			22				
pisc	Verbruggen et al. (2001)						3,86	2,31	2,31	L(E)C50			35				
pisc	Verbruggen et al. (2001)						3,86	2,31	2,31	L(E)C50			21				
pisc	Verbruggen et al. (2001)						3,86	2,31	2,31	L(E)C50			27				
pisc	Verbruggen et al. (2001)						3,86	2,31	2,31	L(E)C50			13				
pisc	Verbruggen et al. (2001)						3,86	2,31	2,31	L(E)C50			8,4				
marines (tox. aiguë)																	
crus	Verbruggen et al. (2001)						3,86	2,31	2,31	L(E)C50			19				
crus	Verbruggen et al. (2001)						3,86	2,31	2,31	L(E)C50			12				
crus	Verbruggen et al. (2001)						3,86	2,31	2,31	L(E)C50			3,7				
pisc	Verbruggen et al. (2001)						3,86	2,31	2,31	L(E)C50			9,2				

(Facteur 10 puisque ce sont des données de toxicité aiguë (EC50))

		Kp std (l/kg)				(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
HC 5 **/10**	0,28					1,1	0,6	
HC 20 **/10**	0,60	I	II, III, IV	V	I, II	**2,3**	**1,4**	1,4
HC 40 **/10**	0,97	3,86	2,31	2,31	III, IV	3,7	**2,2**	2,2
HC 50 **/10**	1,18				V	4,6	2,7	**2,7**

p-Xylène - Seuils génériques

Koc =	457,1	l/kg
pKa =	/	

Ajustement par Kp (Kp aj = Kp estimé pour propr. horizon A des sols standards)

Données	**Source**	**pH exp**	f_{nd} -	**%MO exp.**	f_{oc}	**Kp exp.** (l/kg)	**Kp std** (l/kg) I	II, III, IV	V	Effet	Temps	Paramètre	**Rés. exp.** (mg/kg)	**Données aj.** I	II, III, IV	V	**Tax/proc**
TERRESTRES																	
Espèces	néant																
Processus	néant																
AQUATIQUES													(mg/l)				
Eau douce (tox. chronique)	cfr Verbruggen et al. (2001)																
Eau douce (tox. aiguë)																	
alg	Verbruggen et al. (2001)						6,86	4,11	4,11	L(E)C50			46				
alg	Verbruggen et al. (2001)						6,86	4,11	4,11				110				
alg	Verbruggen et al. (2001)						6,86	4,11	4,11				3,2				
crus	Verbruggen et al. (2001)						6,86	4,11	4,11	L(E)C50			17				
ins	Verbruggen et al. (2001)						6,86	4,11	4,11	L(E)C50			1,6				
pisc	Verbruggen et al. (2001)						6,86	4,11	4,11	L(E)C50			20				
pisc	Verbruggen et al. (2001)						6,86	4,11	4,11	L(E)C50			22				
pisc	Verbruggen et al. (2001)						6,86	4,11	4,11	L(E)C50			35				
pisc	Verbruggen et al. (2001)						6,86	4,11	4,11	L(E)C50			21				
pisc	Verbruggen et al. (2001)						6,86	4,11	4,11	L(E)C50			16				
pisc	Verbruggen et al. (2001)						6,86	4,11	4,11	L(E)C50			8,8				
pisc	Verbruggen et al. (2001)						6,86	4,11	4,11	L(E)C50			2,6				
marines (tox. aiguë)																	
crus	Verbruggen et al. (2001)						6,86	4,11	4,11	L(E)C50			25				
crus	Verbruggen et al. (2001)						6,86	4,11	4,11	L(E)C50			2				
pisc	Verbruggen et al. (2001)						6,86	4,11	4,11	L(E)C50			2				

(Facteur 10 puisque ce sont des données de toxicité aiguë (EC50))

		Kp std (l/kg) I	II, III, IV	V		(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
HC 5 **/10**	0,12					0,8	0,5	
HC 20 **/10**	0,39	I	II, III, IV	V	I, II	**2,7**	**1,6**	1,6
HC 40 **/10**	0,82	6,86	4,11	4,11	III, IV	5,6	**3,4**	3,4
HC 50 **/10**	1,12				V	7,7	4,6	**4,6**

Calcul de VS_E et VI_E — Ethylbenzène

Type d'usage		I	II	III	IV	V
Calcul de VS_E						
Valeurs de HC:	Espèces	-	-	-	-	-
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP method	7,80	4,70	11,60	11,60	16,90
	Chaîne trophique	-	-	-	-	-
	VS_E	**7,80**	**4,70**	**11,60**	**11,60**	**16,90**
Calcul de VI_E						
Valeurs de HC:	Espèces	-	-	-	-	-
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP method	28,10	16,90	16,90	-	-
	Chaîne trophique	-	-	-	-	-
	VI_E	**28,10**	**16,90**	**16,90**	-	-

Ethylbenzène - Seuils génériques

Koc =	338,8	l/kg
pKa =	/	

Ajustement par Kp (Kp aj = Kp estimé pour propr. horizon A des sols standards)

Données	**Source**	**pH exp**	f_{nd} -	**%MO exp.**	f_{oc}	**Kp exp.** (l/kg)	**Kp std** (l/kg) I	II, III, IV	V	Effet	Temps	Paramètre	**Rés. exp.** (mg/kg)	**Données aj.** I	II, III, IV	V	**Tax/proc**			
TERRESTRES																				
Espèces	néant																			
Processus	néant																			
AQUATIQUES													(mg/l)							
Eau douce	cfr Verbruggen at al., 2001																			
Marines	cfr Verbruggen at al., 2001																			
QSAR													(mg/l)							
bact	Verbruggen et al., 2001						5,08	3,05	3,05	NOEC			140							
bact	Verbruggen et al., 2001						5,08	3,05	3,05	NOEC			9,5							
bact	Verbruggen et al., 2001						5,08	3,05	3,05	NOEC			26							
bact	Verbruggen et al., 2001						5,08	3,05	3,05	NOEC			23							
alg	Verbruggen et al., 2001						5,08	3,05	3,05	NOEC			22							
alg	Verbruggen et al., 2001						5,08	3,05	3,05	NOEC			8,1							
alg	Verbruggen et al., 2001						5,08	3,05	3,05	NOEC			1,5							
fung	Verbruggen et al., 2001						5,08	3,05	3,05	NOEC			170							
prot	Verbruggen et al., 2001						5,08	3,05	3,05	NOEC			17							
coel	Verbruggen et al., 2001						5,08	3,05	3,05	NOEC			1,8							
moll	Verbruggen et al., 2001						5,08	3,05	3,05	NOEC			1,7							
crus	Verbruggen et al., 2001						5,08	3,05	3,05	NOEC			2,7							
crus	Verbruggen et al., 2001						5,08	3,05	3,05	NOEC			1,1							
ins	Verbruggen et al., 2001						5,08	3,05	3,05	NOEC			1,7							
ins	Verbruggen et al., 2001						5,08	3,05	3,05	NOEC			2,2							
pisc	Verbruggen et al., 2001						5,08	3,05	3,05	NOEC			0,86							
amph	Verbruggen et al., 2001						5,08	3,05	3,05	NOEC			2,3							
amph	Verbruggen et al., 2001						5,08	3,05	3,05	NOEC			1,3							
amph	Verbruggen et al., 2001						5,08	3,05	3,05	NOEC			2,5					(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)

HC 5	0,37	**Kp std** (l/kg)				1,9	1,1	
HC 20	1,54	I	II, III, IV	V	I, II	**7,8**	**4,7**	4,7
HC 40	3,81	5,08	3,05	3,05	III, IV	19,4	**11,6**	11,6
HC 50	5,54				V	28,1	16,9	**16,9**

Calcul de VS_E et VI_E Styrène

Type d'usage		I	II	III	IV	V
Calcul de VS_E						
Valeurs de HC:	Espèces aqu.	7,33	4,52	9,04	9,04	13,56
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP method	-	-	-	-	-
	Chaîne trophique	-	-	-	-	-
	VS_E	**7,33**	**4,52**	**9,04**	**9,04**	**13,56**
Calcul de VI_E						
Valeurs de HC:	Espèces	21,98	13,56	13,56	-	-
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP method	-	-	-	-	-
	Chaîne trophique	-	-	-	-	-
	VI_E	**21,98**	**13,56**	**13,56**	-	-

Styrène - Seuils génériques

Koc =	380,2 l/kg
pKa =	/

Ajustement par Kp (Kp aj = Kp estimé pour propr. horizon A des sols standard)

Données	Source	pH exp	f_{nd}	%MO exp.	f_{oc}	Kp exp. (l/kg)	Kp std (l/kg) I	II, III, IV	V	Effet	Temps	Paramètre	Rés. exp. (mg/kg)	Données aj. I	II, III, IV	V	Tax/proc			
			-																	
TERRESTRES																				
Espèces	néant																			
Processus	néant																			
AQUATIQUES													(mg/l)							
Marines (tox. chronique)	néant																			
Eau douce (tox. chronique)																				
bact	Verbruggen et al., 2001						5,74	3,54	3,54	NOEC			36							
cyan	Verbruggen et al., 2001						5,74	3,54	3,54	NOEC			34							
prot	Verbruggen et al., 2001						5,74	3,54	3,54	NOEC			93							
												geom.	48,4642					(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
													4,8464		Kp std (l/kg)			27,82	17,16	
												I, II	16,1547	I	II, III, IV	V	I, II	**92,73**	**57,19**	57,19
												III, IV	32,3095	5,74	3,54	3,54	III, IV	185,46	**114,38**	114,38
												V	48,4642				V	278,18	171,56	**171,56**
Marines (tox. aiguë)													(mg/L)							
crus	Verbruggen et al., 2001						5,74	3,54	3,54	L(E)C50	données combinées		68							
pisc	Verbruggen et al., 2001						5,74	3,54	3,54	L(E)C50			9,1							
Eau douce (tox. aiguë)																				
crus	Verbruggen et al., 2001						5,74	3,54	3,54	L(E)C50			64							
pisc	Verbruggen et al., 2001						5,74	3,54	3,54	L(E)C50			41							
pisc	Verbruggen et al., 2001						5,74	3,54	3,54	L(E)C50			75							
pisc	Verbruggen et al., 2001						5,74	3,54	3,54	L(E)C50			25							
pisc	Verbruggen et al., 2001						5,74	3,54	3,54	L(E)C50			33							
pisc	Verbruggen et al., 2001						5,74	3,54	3,54	L(E)C50			46							
												geom./**10**	3,8291					(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
												(Facteur 10 puisque ce sont des données de toxicité aiguë (L(E)C50))								
										2 taxons -> geom/fact			0,3829		Kp std (l/kg)			2,20	1,36	
												I, II	1,2764	I	II, III, IV	V	I, II	**7,33**	**4,52**	4,52
												III, IV	2,5527	5,74	3,54	3,54	III, IV	14,65	**9,04**	9,04
												V	3,8291				V	21,98	13,56	**13,56**
QSAR													(mg/L)							
Bactérie	Verbruggen et al., 2001						5,74	3,54	3,54	NOEC			203,3							
Bactérie	Verbruggen et al., 2001						5,74	3,54	3,54	NOEC			12,6							
Bactérie	Verbruggen et al., 2001						5,74	3,54	3,54	NOEC			33,8							
Bactérie	Verbruggen et al., 2001						5,74	3,54	3,54	NOEC			31,0							
Algues	Verbruggen et al., 2001						5,74	3,54	3,54	NOEC			29,7							
Algues	Verbruggen et al., 2001						5,74	3,54	3,54	NOEC			11,7							
Algues	Verbruggen et al., 2001						5,74	3,54	3,54	NOEC			2,3							
Fungi	Verbruggen et al., 2001						5,74	3,54	3,54	NOEC			232,3							
Protozoaires	Verbruggen et al., 2001						5,74	3,54	3,54	NOEC			23,8							
Coelentérés	Verbruggen et al., 2001						5,74	3,54	3,54	NOEC			2,7							
Mollusques	Verbruggen et al., 2001						5,74	3,54	3,54	NOEC			2,5							
Arthropodes	Verbruggen et al., 2001						5,74	3,54	3,54	NOEC			3,8							
Arthropodes	Verbruggen et al., 2001						5,74	3,54	3,54	NOEC			1,8							
Arthropodes	Verbruggen et al., 2001						5,74	3,54	3,54	NOEC			2,8							
Arthropodes	Verbruggen et al., 2001						5,74	3,54	3,54	NOEC			3,2							
Poissons	Verbruggen et al., 2001						5,74	3,54	3,54	NOEC			1,3							
Amphibiens	Verbruggen et al., 2001						5,74	3,54	3,54	NOEC			3,4							
Amphibiens	Verbruggen et al., 2001						5,74	3,54	3,54	NOEC			2,1							
Amphibiens	Verbruggen et al., 2001						5,74	3,54	3,54	NOEC			3,7							
													(ETX)							
												HC 5	0,5734		Kp std (l/kg)			3,29	2,03	
												HC 20		I	II, III, IV	V	I, II			
												HC 40		5,74	3,54	3,54	III, IV			
												HC 50	8,0805				V	46,38	28,60	**28,60**

Calcul de VS_E et VI_E Phénol

Type d'usage		I	II	III	IV	V
Calcul de VS_E						
Valeurs de HC:	Espèces	0,50	0,30	1,20	1,20	2,20
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP method	-	-	-	-	-
	Chaîne trophique	-	-	-	-	-
	VS_E	**0,5**	**0,3**	**1,2**	**1,2**	**2,2**
Calcul de VI_E						
Valeurs de HC:	Espèces	3,50	2,20	2,20	-	-
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP method	-	-	-	-	-
	Chaîne trophique	-	-	-	-	-
	VI_E	**3,5**	**2,2**	**6,0**	**6,0**	**22,0**

Phénol - Seuils génériques

Koc =	33,1	l/kg
pKa =	10	

Ajustement par Kp (Kp aj = Kp estimé pour propr. horizon A des sols standards)

Données	Source	pH exp	f_{nd}	%MO exp.	f_{oc}	Kp exp.	Kp std (l/kg)			Effet	Temps	Paramètre	Rés. exp.	Données aj.			Données aj./esp.			Taxon
			-			(l/kg)	I	II, III, IV	V				(mg/kg)	I	II, III, IV	V	I	II, III, IV	V	
TERRESTRES																				
Espèces (tox. chronique)																				
Lactuca sativa	Adema & Henzen, 1990, cité par Dennemen	7,8	0,99373	1,4	0,008	0,27	0,5	0,31	0,31	NOEC	7 j	croissance	32	59,76	37,05	37,05	59,76	37,05	37,05	Macroph.
																geomean	59,76	37,05	37,05	
																	6,0	3,7	3,7	
																I, II	**19,9**	**12,4**	12,4	
																III, IV	39,8	**24,7**	24,7	
																V	59,8	37,1	**37,1**	
Espèces (tox. aiguë)																				
Lactuca sativa	Hulzebos et al., 1993, cité par ECOTOX on-l	7,5	0,996848	1,8	0,010	0,35	0,5	0,31	0,31	EC50	14 j	croissance	79	114,39	70,92	70,92	189,15	117,27	117,27	Macroph.
	Hulzebos et al., 1993, cité par ECOTOX on-l	7,5	0,996848	1,4	0,008	0,27	0,5	0,31	0,31	EC50	14 j	croissance	168	312,77	193,92	193,92				
Eisenia foetida	Neuhauser et al., 1986, cité par Denneman	6	0,9999	10	0,058	1,92	0,5	0,31	0,31	LC50	14 j	mortalité	401	104,20	64,60	64,60	104,20	64,60	64,60	Ann.
Allolobophora tuberculata	Neuhauser et al., 1986, cité par Denneman	6	0,9999	10	0,058	1,92	0,5	0,31	0,31	LC50	14 j	mortalité	450	116,93	72,50	72,50	116,93	72,50	72,50	Ann.
																geom./10	13,21	8,19	8,19	
																Facteur 10 puisque ce sont des données de toxicité aiguë				
																	1,3	0,8	0,8	
																I, II	**4,4**	**2,7**	2,7	
																III, IV	8,8	**5,5**	5,5	
																V	13,2	8,2	**8,2**	
Processus	néant																			
AQUATIQUES													(mg/l)							
Eau douce																				
prot	Verbruggen et al., 2001						0,5	0,31	0,31	NOEC	données combinées:		65							
prot	Verbruggen et al., 2001						0,5	0,31	0,31	NOEC			33							
prot	Verbruggen et al., 2001						0,5	0,31	0,31	NOEC			140							
bact	Verbruggen et al., 2001						0,5	0,31	0,31	NOEC			64							
bact	Verbruggen et al., 2001						0,5	0,31	0,31	NOEC			280							
cyan	Verbruggen et al., 2001						0,5	0,31	0,31	NOEC			4,6							
alg	Verbruggen et al., 2001						0,5	0,31	0,31	NOEC			7,5							
crus	Verbruggen et al., 2001						0,5	0,31	0,31	NOEC			0,84							
crus	Verbruggen et al., 2001						0,5	0,31	0,31	NOEC			0,28							
pisc	Verbruggen et al., 2001						0,5	0,31	0,31	NOEC			2,2							
pisc	Verbruggen et al., 2001						0,5	0,31	0,31	NOEC			0,1							
pisc	Verbruggen et al., 2001						0,5	0,31	0,31	NOEC			0,75							
Marines																				
alg	Verbruggen et al., 2001						0,5	0,31	0,31	NOEC			13							

		Kp std (l/kg)						
HC 5	0,10					0,05	0,03	
HC 20	0,94	I	II, III, IV	V	I, II	**0,5**	**0,3**	0,3
HC 40	3,89	0,5	0,31	0,31	III, IV	1,9	**1,2**	1,2
HC 50	6,98				V	3,5	2,2	**2,2**

Calcul de VS_E et VI_E MTBE

Type d'usage		I	II	III	IV	V
Calcul de VS_E						
Valeurs de HC:	Espèces	6,70	4,02	8,04	8,04	10,73
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP method	-	-	-	-	-
	Chaîne trophique	-	-	-	-	-
	VS_E	**6,70**	**4,02**	**8,04**	**8,04**	**10,73**
Calcul de VI_E						
Valeurs de HC:	Espèces	17,88	10,73	10,73	-	-
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP method	-	-	-	-	-
	Chaîne trophique	-	-	-	-	-
	VI_E	**17,88**	**10,73**	**10,73**	-	-

MTBE - Seuils génériques

Koc =	6,7	l/kg
pKa =	/	

Ajustement par Kp (Kp aj = Kp estimé pour propr. horizon A des sols standards)

Données	Source	pH exp	f_{nd}	%MO exp.	f_{oc}	Kp exp. (l/kg)	Kp std (l/kg) I	Kp std II, III, IV	Kp std V	Effet	Temps	Paramètre	Rés. exp. (mg/kg)	Données aj. I	Données aj. II, III, IV	Données aj. V	Tax/proc
			-														
TERRESTRES																	
Espèces	néant																
Processus	néant																
AQUATIQUES													(mg/l)				
Eau douce (tox. chronique)																	
Pimephales promelas	Hockett, 1997, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau, 2001, d						0,10	0,06	0,06	NOEC	7 d	data combinées	234				pisc
Pimephales promelas	API, 1999, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau, 2001, draft)						0,10	0,06	0,06	IC20	31 d		279				pisc
Ceriodaphnia dubia	Hockett, 1997, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau, 2001, d						0,10	0,06	0,06	NOEC	5 d		202				crus
Daphnia magna	API, 1999, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau, 2001, draft)						0,10	0,06	0,06	NOEC	21 d		51				crus
Scenedesmus subspicatus	Huels AG, 1991, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau, 2001						0,10	0,06	0,06	NOEC	72 h		470				alg
Pseudomonas putida	Huels AG, 1991, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau, 2001						0,10	0,06	0,06	EC10	18 h		710				bact
Marines (tox.chronique)																	
Mysidopsis bahia	API, 1999, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau, 2001, draft)						0,10	0,06	0,06	NOEC	28 d		26				crus

						(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
HC 5	22		**Kp std** (l/kg)			2,17	1,30	
HC 20	67	I	II, III, IV	V	I, II	**6,70**	**4,02**	4,02
HC 40	134	0,10	0,06	0,06	III, IV	13,40	**8,04**	8,04
HC 50	179				V	17,88	10,73	**10,73**

Données	Source	pH exp	f_{nd}	%MO exp.	f_{oc}	Kp exp. (l/kg)	Kp std (l/kg) I	Kp std II, III, IV	Kp std V	Effet	Temps	Paramètre	Rés. exp.	Données aj. I	Données aj. II, III, IV	Données aj. V	Tax/proc
Eau douce (tox. aiguë)																	
Pimephales promelas	Geiger et al., 1988, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau, 20						0,10	0,06	0,04	LC50	96 h	data combinées	672				pisc
Pimephales promelas	Veith et al., 1983, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau, 200						0,10	0,06	0,04	LC50	96 h		706				pisc
Pimephales promelas	BenKinney et al., 1994, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau						0,10	0,06	0,04	LC50	96 h		929				pisc
Pimephales promelas	Hockett, 1997, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau, 2001, d						0,10	0,06	0,04	LC50	96 h		980				pisc
Oncorhynchus mykiss	Hockett, 1997, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau, 2001, d						0,10	0,06	0,04	LC50	96 h		887				pisc
Lepomis macrochirus	API, 1999, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau, 2001, draft)						0,10	0,06	0,04	LC50	96 h		1054				pisc
Daphnia magna	Huels AG, 1991, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau, 2001						0,10	0,06	0,04	EC50	48 h		651				crus
Daphnia magna	BenKinney et al., 1994, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau						0,10	0,06	0,04	EC50	48 h		681				crus
Daphnia magna	Hockett, 1997, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau, 2001, d						0,10	0,06	0,04	LC50	48 h		542				crus
Daphnia magna	API, 1999, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau, 2001, draft)						0,10	0,06	0,04	EC50	48 h		472				crus
Ceriodaphnia dubia	Hockett, 1997, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau, 2001, d						0,10	0,06	0,04	LC50	48 h		340				crus
Brachionus calyciflorus	Werner et al., 1998, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau, 20						0,10	0,06	0,04	EC50	24 h		960				rotifère
Physa gyrina	API, 1999, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau, 2001, draft)						0,10	0,06	0,04	EC50	96 h		559				moll
Hexagenia limbata	API, 1999, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau, 2001, draft)						0,10	0,06	0,04	EC50	96 h		581				ins
Chironomus tentans	API, 1999, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau, 2001, draft)						0,10	0,06	0,04	EC50	48 h		1742				ins
Hyalella azteca	API, 1999, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau, 2001, draft)						0,10	0,06	0,04	EC50	96 h		473				crus
Selenastrum capricornutum	BenKinney et al., 1994, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau						0,10	0,06	0,04	EC50	96 h		184				alg
Selenastrum capricornutum	API, 1999, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau, 2001, draft)						0,10	0,06	0,04	IC50	96 h		491				alg
Marines (tox.aiguë)																	
Menidia beryllina	BenKinney et al., 1994, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau						0,10	0,06	0,04	LC50	96 h		574				pisc
Gasterosteus aculeatus	API, 1999, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau, 2001, draft)						0,10	0,06	0,04	EC50	96 h		297				pisc
Cyprinodon variegatus	API, 1999, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau, 2001, draft)						0,10	0,06	0,04	EC50	96 h		663				pisc
Mysidopsis bahia	BenKinney et al., 1994, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau						0,10	0,06	0,04	EC50	96 h		136				crus
Mysidopsis bahia	API, 1999, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau, 2001, draft)						0,10	0,06	0,04	EC50	96 h		187				crus
Neomysis mercedis	Werner et al., 1998, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau, 20						0,10	0,06	0,04	LC50	96 h		236				crus
Callinectes sapidus	API, 1999, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau, 2001, draft)						0,10	0,06	0,04	EC50	96 h		306				crus
Palaemonetes pugio	API, 1999, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau, 2001, draft)						0,10	0,06	0,04	EC50	96 h		166				crus
Crassostrea virginica	API, 1999, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau, 2001, draft)						0,10	0,06	0,04	EC50	96 h		150				moll
Rhepoxynius abronius	API, 1999, cité par Risk Assessment Report on MTBE (European Chemicals Bureau, 2001, draft)						0,10	0,06	0,04	EC50	96 h		294				crus

(Facteur 10 puisque données de toxicité aiguë (EC50))

						(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
HC 5 **/10**	15		**Kp std** (l/kg)			1,55	0,93	
HC 20 **/10**	28	I	II, III, IV	V	I, II	**2,77**	**1,66**	1,66
HC 40 **/10**	40	0,10	0,06	0,06	III, IV	4,01	**2,41**	2,41
HC 50 **/10**	47				V	4,67	2,80	**2,80**

Données	Source	pH exp	f_{nd}	%MO exp.	f_{oc}	Kp exp. (l/kg)	Kp std (l/kg) I	Kp std II, III, IV	Kp std V	Effet	Temps	Paramètre	Rés. exp.	Données aj. I	Données aj. II, III, IV	Données aj. V	Tax/proc
QSAR													(mg/l)				
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						0,10	0,06	0,04	NOEC			5253				
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						0,10	0,06	0,04	NOEC			153				
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						0,10	0,06	0,04	NOEC			413				
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						0,10	0,06	0,04	NOEC			447				
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						0,10	0,06	0,04	NOEC			506				
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						0,10	0,06	0,04	NOEC			359				
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						0,10	0,06	0,04	NOEC			125				
fung	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						0,10	0,06	0,04	NOEC			5082				
prot	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						0,10	0,06	0,04	NOEC			567				
coel	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						0,10	0,06	0,04	NOEC			82				
moll	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						0,10	0,06	0,04	NOEC			77				
crus	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						0,10	0,06	0,04	NOEC			82				
crus	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						0,10	0,06	0,04	NOEC			115				
ins	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						0,10	0,06	0,04	NOEC			220				
ins	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						0,10	0,06	0,04	NOEC			97				
pisc	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						0,10	0,06	0,04	NOEC			40				
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						0,10	0,06	0,04	NOEC			113				
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						0,10	0,06	0,04	NOEC			171				
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						0,10	0,06	0,04	NOEC			135				

						(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
HC 5	26		**Kp std** (l/kg)			2,6	1,6	
HC 20	84	I	II, III, IV	V	I, II	**8,4**	**5,0**	5,0
HC 40	175	0,10	0,06	0,06	III, IV	17,5	**10,5**	10,5
HC 50	237				V	23,7	14,2	**14,2**

Calcul de VS_E et VI_E Naphtalène

Type d'usage		I	II	III	IV	V
Calcul de VS_E						
Valeurs de HC:	Espèces	1,09	0,67	1,71	1,71	2,52
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP method	-	-	-	-	-
	Chaîne trophique	-	-	-	-	-
	VS_E	**1,1**	**0,7**	**1,7**	**1,7**	**2,5**
Calcul de VI_E						
Valeurs de HC:	Espèces	4,09	2,52	-	-	-
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP method	-	-	-	-	-
	Chaîne trophique	-	-	-	-	-
	VI_E	**4,1**	**2,5**	**8,6**	**8,6**	**25,2**

Naphtalène - Seuils génériques

Koc =	955 l/kg
pKa =	/

Ajustement par Kp (Kp aj = Kp estimé pour propr. horizon A des sols standards)

Données	Source	pH exp	f_{ind}	%MO exp.	f_{oc}	Kp exp. (l/kg)	Kp std (l/kg) I	II, III, IV	V	Effet	Temps	Paramètre	Rés. exp. (mg/kg)	Données aj. I	II, III, IV	V	Tax/proc			
			-																	
TERRESTRES																				
Espèces	néant																			
Processus	néant																			
AQUATIQUES													(mg/l)							
Eau douce (tox.aiguë)																				
alg	Verbruggen et al., 2001						14,42	8,88	8,88	L(E)C50	données combinées:		33							
moll	Verbruggen et al., 2001						14,42	8,88	8,88	L(E)C50			5							
crus	Verbruggen et al., 2001						14,42	8,88	8,88	L(E)C50			5,7							
crus	Verbruggen et al., 2001						14,42	8,88	8,88	L(E)C50			2,7							
ins	Verbruggen et al., 2001						14,42	8,88	8,88	L(E)C50			13							
ins	Verbruggen et al., 2001						14,42	8,88	8,88	L(E)C50			2,8							
ins	Verbruggen et al., 2001						14,42	8,88	8,88	L(E)C50			12,6							
pisc	Verbruggen et al., 2001						14,42	8,88	8,88	L(E)C50			0,68							
pisc	Verbruggen et al., 2001						14,42	8,88	8,88	L(E)C50			0,12							
pisc	Verbruggen et al., 2001						14,42	8,88	8,88	L(E)C50			3,5							
alg	Montizaan et al., 1989						14,42	8,88	8,88	L(E)C50			3							
alg	Montizaan et al., 1989						14,42	8,88	8,88	L(E)C50			2,8							
crus	Montizaan et al., 1989						14,42	8,88	8,88	L(E)C50			3,9							
pisc	Montizaan et al., 1989						14,42	8,88	8,88	L(E)C50			150							
pisc	Montizaan et al., 1989						14,42	8,88	8,88	L(E)C50			1,6							
pisc	Montizaan et al., 1989						14,42	8,88	8,88	L(E)C50			7,9							
amph	Montizaan et al., 1989						14,42	8,88	8,88	L(E)C50			2,1							
Marines (tox. aiguë)																				
moll	Verbruggen et al., 2001						14,42	8,88	8,88	L(E)C50			2,3							
ann	Verbruggen et al., 2001						14,42	8,88	8,88	L(E)C50			3,8							
crus	Verbruggen et al., 2001						14,42	8,88	8,88	L(E)C50			3,2							
crus	Verbruggen et al., 2001						14,42	8,88	8,88	L(E)C50			1,4							
crus	Verbruggen et al., 2001						14,42	8,88	8,88	L(E)C50			2,7							
crus	Verbruggen et al., 2001						14,42	8,88	8,88	L(E)C50			3,8							
crus	Verbruggen et al., 2001						14,42	8,88	8,88	L(E)C50			1,9							
crus	Verbruggen et al., 2001						14,42	8,88	8,88	L(E)C50			1,1							
pisc	Verbruggen et al., 2001						14,42	8,88	8,88	L(E)C50			5,3							
pisc	Verbruggen et al., 2001						14,42	8,88	8,88	L(E)C50			0,75							
pisc	Verbruggen et al., 2001						14,42	8,88	8,88	L(E)C50			5,1							
moll	Montizaan et al., 1989						14,42	8,88	8,88	L(E)C50			199							
crus	Montizaan et al., 1989						14,42	8,88	8,88	L(E)C50			2,3							
crus	Montizaan et al., 1989						14,42	8,88	8,88	L(E)C50			2,3							
crus	Montizaan et al., 1989						14,42	8,88	8,88	L(E)C50			2,5							
pisc	Montizaan et al., 1989						14,42	8,88	8,88	L(E)C50			2,4							
pisc	Montizaan et al., 1989						14,42	8,88	8,88	L(E)C50			1,2							

(Facteur 10 puisque données de toxicité aiguë (EC50))

		Kp std (l/kg) I	II, III, IV	V		(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
HC 5 **/10**	0,0365					0,53	0,32	
HC 20 **/10**	0,1218	I	II, III, IV	V	I, II	**1,76**	**1,08**	1,08
HC 40 **/10**	0,2602	14,42	8,88	8,88	III, IV	3,75	**2,31**	2,31
HC 50 **/10**	0,3560				V	5,13	3,16	**3,16**

Données	Source	pH exp	f_{ind}	%MO exp.	f_{oc}	Kp exp. (l/kg)	Kp std (l/kg) I	II, III, IV	V	Effet	Temps	Paramètre	Rés. exp. (mg/kg)	Données aj. I	II, III, IV	V	Tax/proc			
Eau douce (tox.chronique)																				
pisc	Verbruggen et al., 2001						14,42	8,88	8,88	NOEC	données combinées:		0,450							
pisc	Verbruggen et al., 2001						14,42	8,88	8,88	NOEC			2,300							
crus	Montizaan et al., 1989						14,42	8,88	8,88	NOEC			0,330							
pisc	Montizaan et al., 1989						14,42	8,88	8,88	NOEC			0,370							
Marines (tox. chronique)																				
crus	Verbruggen et al., 2001						14,42	8,88	8,88	NOEC			0,021							
pisc	Verbruggen et al., 2001						14,42	8,88	8,88	NOEC			0,260							
pisc	Verbruggen et al., 2001						14,42	8,88	8,88	NOEC			0,370							
alg	Montizaan et al., 1989						14,42	8,88	8,88	NOEC			1,000							
crus	Montizaan et al., 1989						14,42	8,88	8,88	NOEC			0,010							
crus	Montizaan et al., 1989						14,42	8,88	8,88	NOEC			0,300							
crus	Montizaan et al., 1989						14,42	8,88	8,88	NOEC			1,250							

		Kp std (l/kg) I	II, III, IV	V		(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
HC 5	0,0172					0,25	0,15	
HC 20	0,0759	I	II, III, IV	V	I, II	**1,09**	**0,67**	0,67
HC 40	0,1929	14,42	8,88	8,88	III, IV	2,78	**1,71**	1,71
HC 50	0,2837				V	4,09	2,52	**2,52**

Calcul de VS_E et VI_E — Acénaphtylène

Type d'usage		I	II	III	IV	V
Calcul de VS_E						
Valeurs de HC:	Espèces	-	-	-	-	-
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP method	18,40	11,30	30,70	30,70	46,30
	Chaîne trophique	-	-	-	-	-
	VS_E	**18,4**	**11,3**	**30,7**	**30,7**	**46,3**
Calcul de VI_E						
Valeurs de HC:	Espèces	-	-	-	-	-
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP method	75,30	46,30	-	-	-
	Chaîne trophique	-	-	-	-	-
	VI_E	**75,3**	**46,3**	**153,5**	**153,5**	**463,0**

ACENAPHTYLENE

Koc =	2951,2	l/kg
S =	16,1	mg/l

Ajustement (Kp aj = Kp estimé pour propr. horizon A des sols standards)

Données	Source	pH exp	f_{rd}	%MO exp.	f_{oc}	Kp exp. (l/kg)	Kp std (l/kg) I	II, III, IV	V	Effet	Temps	Paramètre	Rés. exp. (mg/kg)	Données aj. I	II, III, IV	V	Données aj./esp I	II, III, IV	V	Tax/proc
			-																	
TERRESTRES																				
Espèces (tox. chronique)																				
																geomean	-	-	-	
																	-	-	-	
																I, II	-	-	-	
																III, IV	-	-	-	
																V	-	-	-	
AQUATIQUES													(mg/l)							
Eau douce (tox. chronique)												data combinée								
Marines (tox.chronique)																				
																		(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
												HC 5	-		**Kp std** (l/kg)			-	-	
												HC 20	-	I	II, III, IV	V	I, II	-	-	-
												HC 40	-	44,61	27,45	17,16	III, IV	-	-	-
												HC 50	-				V	-	-	-
													> 161 rejetés							
QSAR													(mg/l)							
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						44,61	27,45	27,45	NOEC			45,8							
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						44,61	27,45	27,45	NOEC			4,27							
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						44,61	27,45	27,45	NOEC			11,5							
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						44,61	27,45	27,45	NOEC			9,62							
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						44,61	27,45	27,45	NOEC			8,43							
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						44,61	27,45	27,45	NOEC			2,42							
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						44,61	27,45	27,45	NOEC			0,34							
fung	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						44,61	27,45	27,45	NOEC			57,44							
prot	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						44,61	27,45	27,45	NOEC			5,63							
coel	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						44,61	27,45	27,45	NOEC			0,55							
moll	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						44,61	27,45	27,45	NOEC			0,52							
crus	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						44,61	27,45	27,45	NOEC			0,93							
crus	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						44,61	27,45	27,45	NOEC			0,24							
ins	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						44,61	27,45	27,45	NOEC			0,34							
ins	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						44,61	27,45	27,45	NOEC			0,65							
pisc	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						44,61	27,45	27,45	NOEC			0,25							
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						44,61	27,45	27,45	NOEC			0,67							
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						44,61	27,45	27,45	NOEC			0,26							
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						44,61	27,45	27,45	NOEC			0,7					(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
												HC 5	0,085		**Kp std** (l/kg)			3,8	2,3	
												HC 20	0,413	I	II, III, IV	V	I, II	**18,4**	**11,3**	11,3
												HC 40	1,118	44,61	27,45	27,45	III, IV	49,9	**30,7**	30,7
												HC 50	1,688				V	75,3	46,3	**46,3**

Calcul de VS_E et VI_E — Acénaphthène

Type d'usage		I	II	III	IV	V
Calcul de VS_E						
Valeurs de HC:	Espèces	2,56	1,58	3,85	3,85	5,55
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP method	-	-	-	-	-
	Chaîne trophique	-	-	-	-	-
	VS_E	**2,6**	**1,6**	**3,9**	**3,9**	**5,6**
Calcul de VI_E						
Valeurs de HC:	Espèces	9,01	5,55	-	-	-
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP method	-	-	-	-	-
	Chaîne trophique	-	-	-	-	-
	VI_E	**9,0**	**5,6**	**19,3**	**19,3**	**55,5**

ACENAPHTENE - Seuils génériques

Koc =	3388,4	l/kg
pKa =	/	

Ajustement par Kp (Kp aj = Kp estimé pour propr. horizon A des sols standards)

AQUATIQUES

													(mg/l)										
Eau douce (tox. chronique)																							
Pseudokirchneriella subcapitata	Vindimia,, 2000 cité par INERIS, 2005		51,22	31,52	31,52	NOEC	72 h		data combinées	0,037				algue verte									
Ceriodaphnia dubia	Vindimia,, 2000 cité par INERIS, 2005		51,22	31,52	31,52	NOEC	7 j			0,042				crustacés									
Daphnia magna	cité par Verschueren, 1996		51,22	31,52	31,52	NOEC	48 h			0,6				crustacés									
Paratanytarsus sp.	Northwesterm Aquatic Sciences, 1982, cité par INERIS, 2005		51,22	31,52	31,52	NOEC				0,164				insectes diptère									
Tanytarsus dissimilis	Lemke et al, 1982		51,22	31,52	31,52	NOEL	14 j			0,676				insectes diptère									
Pimephales promelas	Academy of Natural Sciences, 1981 cité par INERIS, 2005		51,22	31,52	31,52	NOEC				0,050				poissons									
Pimephales promelas	cité par Verschueren, 1996		51,22	31,52	31,52	NOEC	96 h			0,340				poissons									
Pimephales promelas	cité par Verschueren, 1996		51,22	31,52	31,52	NOEC	32 j			0,210				poissons									
Lemna minor	Brooke et al, 1996		51,22	31,52	31,52	NOEL	96 h			1,88				macrophytes									
Dreissena polymorpha	Rojer et al, 1996		51,22	31,52	31,52	NOEL	96 h			< 0,01				mollusque bivalves									
Marines (tox.chronique)																							
Mysidospsis bahia	Thursby et al, 1989, cité par INERIS, 2005		51,22	31,52	31,52	NOEC				0,044				crustacés									
Cyprinodon variegatus	Ward et al, 1981 cité par INERIS, 2005		51,22	31,52	31,52	NOEC	28 j			0,520				poissons									
Cyprinodon variegatus	Heitmuller et al, 1981		51,22	31,52	31,52	NOEC	96 h			1,000				poissons									

																					(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
									HC 5	0,012			**Kp std** (l/kg)						0,61	0,38			
									HC 20	0,050	I		II, III, IV		V		I, II		**2,56**	**1,58**	1,58		
									HC 40	0,122	51,22		31,52		31,52		III, IV		6,25	**3,85**	3,85		
									HC 50	0,176							V		9,01	5,55	**5,55**		

Eau douce (tox. aiguë)																							
Daphnia magna	Bionomics, 1982 cité ar INERIS, 2005		51,22	31,52	31,52	CE50	48 h			0,12				crustacés									
Daphnia magna	Randall et al, 1980		51,22	31,52	31,52	EC50	48 h			3,45				crustacés									
Daphnia magna	Munoz et Tarazona, 1993		51,22	31,52	31,52	EC50	48 h			1,28				crustacés									
Oncorhynchus mykiss	Holcombe et al, 1983, cité par INERIS, 2005		51,22	31,52	31,52	CL50	96 h			0,67				poissons									
Salmo trutta	Holcombe et al, 1983, cité par INERIS, 2005		51,22	31,52	31,52	CL50	96 h			0,58				poissons									
Pimephales promelas	Cairns et al, 1982		51,22	31,52	31,52	LC50	96 h			0,608				poissons									
Paratanytarsus sp.	Lemke et al, 1984		51,22	31,52	31,52	LC50	48 h			0,06				insectes									
Tallaperla maria	Horne et al, 1983		51,22	31,52	31,52	LC50	96 h			0,24				insectes									
Aplexa hypnorum	Holcombe et al, 1983		51,22	31,52	31,52	LC50	96 h			2,04				mollusque - gastéropode									
Selenastrum capricornutum	PAN Database, 1978, cité par Verschueren, 1996		51,22	31,52	31,52	EC50	96 h			0,52				algue verte									
Gammarus minus	Horne et al, 1983		51,22	31,52	31,52	LC50	96 h			0,46				crustacés									
Pseudokirchneriella subcapitata	EPA, 1978		51,22	31,52	31,52	EC50	96 h			0,52				algue verte									
Ictalurus punctatus	Holcombe et al, 1983		51,22	31,52	31,52	LC50	96 h			1,72				Poisson									
Lepomis macrochirus	Buccafusco et al, 1981		51,22	31,52	31,52	LC50	96 h			1,7				Poisson									
Marines (tox.aiguë)																							
Mysidopsis bahia	Bionomics, 1982 cité ar INERIS, 2005		51,22	31,52	31,52	CE50				0,16				crustacés									
Mysidopsis bahia	cité par Verschueren, 1996		51,22	31,52	31,52	EC50	96 h			0,97				crustacés									
Mysidopsis bahia	Horne et al, 1983		51,22	31,52	31,52	LC50	35 j			0,19				crustacés									
Crangon septemspinisa	Horne et al, 1983		51,22	31,52	31,52	LC50	96 h			0,22				crustacés									
Eohaustorius estuarius	Swartz et al, 1995		51,22	31,52	31,52	LC50	10 j			0,708				Crustacé - amphipodes									
Leptocheirus plumulosus	De Witt, et al, 1992		51,22	31,52	31,52	LC50	10 j			0,678				Crustacé - amphipodes									
Nereis arenaceodentata	Horne et al, 1983		51,22	31,52	31,52	LC50	96 h			3,6				Annelides									
Cyprinodon variegatus	Heitmuller et al, 1981		51,22	31,52	31,52	LC50	96 h			2,2				Poisson									
Menidia beryllina	Horne et al, 1983		51,22	31,52	31,52	LC50	96 h			2,3				Poisson									
Skeletonema costatum	EPA, 1978		51,22	31,52	31,52	EC50	96 h			0,5				Diatomée - protozoaires									
Gammarus annulatus	Horne et al, 1983		51,22	31,52	31,52	LC50	96 h			0,96				crustacés									
Palaemonetes pugio	Horne et al, 1983		51,22	31,52	31,52	LC50	96 h			0,54				crustacés									

																					(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
									HC 5	0,115	(Facteur 10 puisque données de toxicité aiguë (EC50))								0,59	0,36			
									HC 20	0,290	HC 5 **/10**	0,012	**Kp std** (l/kg)										
									HC 40	0,518	HC 20 **/10**	0,029	I		II, III, IV		V		I, II	**1,49**	**0,91**	0,91		
									HC 50	0,659	HC 40 **/10**	0,052	51,22		31,52		31,52		III, IV	2,65	**1,63**	1,63		
											HC 50 **/10**	0,066							V	3,38	2,08	**2,08**		

Calcul de VS_E et VI_E — Fluorène

Type d'usage		I	II	III	IV	V
Calcul de VS_E						
Valeurs de HC:	Espèces	3,65	2,25	9,09	9,09	16,27
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP method	-	-	-	-	-
	Chaîne trophique	21,60	13,30	30,10	30,10	26,40
	VS_E	**3,7**	**2,3**	**9,1**	**9,1**	**16,3**
Calcul de VI_E						
Valeurs de HC:	Espèces	26,44	16,27	-	-	-
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP method	68,50	42,20	-	-	-
	Chaîne trophique	-	-	-	-	-
	VI_E	**26,4**	**16,3**	**45,5**	**45,5**	**162,7**

FLUORENE - Seuils génériques

Koc =	3388,4 l/kg
pKa =	/

Ajustement par Kp (Kp aj = Kp estimé pour propr. horizon A des sols standards)

Données	Source	pH exp	f_{rd} -	%MO exp.	f_{oc}	Kp exp. (l/kg)	Kp std (l/kg) I	II, III, IV	V	Effet	Temps	Paramètre	Rés. exp. (mg/kg)	Données aj. I	II, III, IV	V	Données aj.Jesp I	II, III, IV	V	Tax/proc
TERRESTRES																				
Espèces (tox. chronique)																				
Folsomia fimetaria	Sverdrup et al, 2002 cité par Inéris 2005	6,2	1	2,8	0,04816	163	89,01	54,78	54,78	EC10	21 j		7,7	4,20	2,58	2,58	4,20	2,58	2,58	Collembole
Enchytraeus crypticus	Sverdrup et al, 2002 (arg : 13%)	6,2	1	2,8	0,04816	163	89,01	54,78	54,78	NOEC	21 j		27	14,73	9,06	9,06	15,00	9,23	9,23	Collembole
Eisenia veneta	Sverdrup et al, 2006 (arg : 13%)	6,2	1	2,8	0,04816	163	89,01	54,78	54,78	NOEC	21 j		28	15,27	9,40	9,40				Oligochète
Helix aspersa	Sverdrup et al, 2002 (arg : 13%)	6,2	1	2,8	0,04816	163	89,01	54,78	54,78	EC10			2800	1527,27	939,94	939,94	1527,27	939,94	939,94	Mollusque
																geomean	45,82	28,20	28,20	
																	4,58	2,82	2,82	
																I, II	15,27	9,40	9,40	
																III, IV	30,55	18,80	18,80	
																V	45,82	28,20	28,20	
Espèces (tox. aigue)																				
Folsomia fimetaria	Sverdrup et al, 2001(Ineris,2005)	?	1	1,6	0,02752	93	89,01	54,78	54,78	EC50	21 j		14	13,36	8,22	8,22	13,36	8,22	8,22	Collembole
Allolobophora tuberculata	Neuhauser et al, 1986	6	1	10	0,172	583	89,01	54,78	54,78	LC50			206	31,46	19,36	19,36	29,24	18,00	18,00	Oligochète
Eisenia fetida	Neuhauser et al, 1986	6	1	10	0,172	583	89,01	54,78	54,78	LC50			173	26,42	16,26	16,26				Oligochète
Eudrilus eugenia	Neuhauser et al, 1986	6	1	10	0,172	583	89,01	54,78	54,78	LC50			197	30,09	18,52	18,52				Oligochète
Perionyx excavatus	Neuhauser et al, 1986	6	1	10	0,172	583	89,01	54,78	54,78	LC50			170	25,96	15,98	15,98	25,96	15,98	15,98	Oligochète
Sinapis alba	Sverdrup et al, 2003	6,2	1	2,8	0,04816	163	89,01	54,78	54,78	EC50	14 j		1000	545,45	335,69	335,69	423,00	260,33	260,33	Macrophyte
Trifolium pratense	Sverdrup et al, 2003	6,2	1	2,8	0,04816	163	89,01	54,78	54,78	EC50	14 j		530	289,09	177,92	177,92				Macrophyte
Lolium perenne	Sverdrup et al, 2003	6,2	1	2,8	0,04816	163	89,01	54,78	54,78	EC50	14 j		880	480,00	295,41	295,41				Macrophyte
																geomean	45,52	28,01	28,01	
																	4,55	2,80	2,80	
																I, II	15,17	9,34	9,34	
																III, IV	30,34	18,67	18,67	
																V	45,52	28,01	28,01	
Processus (tox. chronique)																				
Bactéries du sol - nitrification	Sverdrup et al, 2002	6,2	1	2,8	0,04816	163	89,01	54,78	54,78	NOEC	28 j		72	39,27	24,17	24,17	39,27	24,17	24,17	Bactéries
													geomean	39,27	24,17	24,17	39,27	24,17	24,17	
																	3,93	2,42	2,42	
																I, II	13,09	8,06	8,06	
																III, IV	26,18	16,11	16,11	
																V	39,27	24,17	24,17	
AQUATIQUES													(mg/l)							
Eau douce (tox. chronique)																				
Cyanophyte sp.	Verschueren Handbook, 1994						89,01	54,78	54,78	NOEC		data combiné	0,085				Cyanobactérie			
Pseudokirchneriella subcapitata	Vindimian et al, 2000 cité par Inéris, 2005						89,01	54,78	54,78	EC10	3 j		0,082				algue verte			
Pseudokirchneriella subcapitata	Finger et al, 1985						89,01	54,78	54,78	NOEC	14 j		3,33				algue verte			
Chlorophyte sp.	Verschueren Handbook, 1994						89,01	54,78	54,78	NOEC			1,7				algue verte			
Chara sp.	Finger et al, 1985						89,01	54,78	54,78	NOEC	21 j		35				algue verte - macrophyte			
Macrophytes sp.	Verschueren Handbook, 1994						89,01	54,78	54,78	NOEC			14				macrophyte			
Ceriodaphnia dubia	Vindimian et al, 2000 cité par Inéris, 2005						89,01	54,78	54,78	EC10	7 j		0,025				crustacé			
Daphnia magna	Finger et al, 1985						89,01	54,78	54,78	NOEC	21 j		0,125				crustacé - branchiopode			
Branchiopode sp.	Verschueren Handbook, 1994						89,01	54,78	54,78	NOEC			0,063				crustacé - branchiopode			
Dreissena polymorpha	Roper et al, 1997						89,01	54,78	54,78	NOEL	34 j		0,01				mollusque - bivalves			
Lepomis macrochirus	Finger et al, 1985						89,01	54,78	54,78	NOEC	30 j		0,125				poisson			
Chironomus riparius	Finger et al, 1985						89,01	54,78	54,78	NOEC	30 j		0,29				insecte - diptère			
Marines (tox.chronique)																				
Lytechinus anamesus	Pillai et al, 2003						89,01	54,78	54,78	NOEL	gts		0,1				échinoderme			

						(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
HC 5	0,004		Kp std (l/kg)			0,36	0,22	
HC 20	0,041	I	II, III, IV	V	I, II	**3,65**	**2,25**	2,25
HC 40	0,166	89,01	54,78	54,78	III, IV	14,78	**9,09**	9,09
HC 50	0,297				V	26,44	16,27	**16,27**

Eau douce (tox. aiguë)																				
Pseudokirchneriella subcapitata	Finger et al, 1985						89,01	54,78	54,78	EC50	4 j	ata combiné	3,4				algue verte			
Chara sp.	Finger et al, 1985						89,01	54,78	54,78	EC50	21 j		20,3				algue verte - macrophyte			
Daphnia magna	Vindimian et al, 2000 cité par Inéris, 2005						89,01	54,78	54,78	LC50	2 j		0,408				crustacé - branchiopode			
Daphnia magna	Mayer et al, 1986						89,01	54,78	54,78	EC50	2 j		0,43				crustacé - branchiopode			
Daphnia pulex	Smith et al, 1988						89,01	54,78	54,78	EC50	2 j		0,212				crustacé - branchiopode			
Diporeia sp.	Candrum et a, 2003						89,01	54,78	54,78	LC50	28 j		90,2				crustacé - amphipode			
Gammarus pseudoimnaeus	Finger et al, 1985						89,01	54,78	54,78	LC50	4 j		0,6				crustacé - amphipode			
Hyalella azteca	Lee et al, 2001						89,01	54,78	54,78	LC50	16 j		0,366				crustacé			
Pleuroceridae sp.	Finger et al, 1985						89,01	54,78	54,78	LC50	4 j		5,6				mollusque - gastéropode			
Lepomis macrochirus	Mayer et al, 1986						89,01	54,78	54,78	LC50	4 j		0,76				poisson			
Oncorhynchus mykiss	Kennedy et al, 1992						89,01	54,78	54,78	LC50	4 j		2				poisson			
Oncorhynchus mykiss	Finger et al, 1985						89,01	54,78	54,78	LC50	4 j		0,00082				poisson			
Pimephales promelas	Finger et al, 1985						89,01	54,78	54,78	LC50	4 j		100				poisson			
Chironomus plumosus	Mayer et al, 1986						89,01	54,78	54,78	EC50	2 j		2,35				insecte - diptère			
Chironomus riparius	Finger et al, 1985						89,01	54,78	54,78	EC50	2 j		2,35				insecte - diptère			
Aedes aegypti	Kagan et al, 1987						89,01	54,78	54,78	LC50	1 h		2,7				insecte - diptère			
Hexagenia bilineata	Finger et al, 1985						89,01	54,78	54,78	LC50	5 j		5,8				insecte			
Marines (tox.aiguë)																				
Dunaliella bioculata	Heldel et al, 1984						89,01	54,78	54,78	EC50	3 j		15,5				algue verte			
Lytechinus anamesus	Pillai et al, 2003						89,01	54,78	54,78	EC50	gts		1,26				échinoderme			
Othona davisae	Barata et al, 2005						89,01	54,78	54,78	EC50	2 j		1,80				crustacé - copépode			
Artemia salina	Kagan et al, 1987						89,01	54,78	54,78	LC50	8 h		3,00				crustacé - branchiopode			
Neanthes arenaceodentata	Neff et al, 1976						89,01	54,78	54,78	LC50	4 j		1,00				annélide - oligochète			

(Facteur 10 puisque données de toxicité aiguë (EC50))

						(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
HC 5	0,003		Kp std (l/kg)			0,29	0,18	
HC 20	0,027	I	II, III, IV	V	I, II	**2,43**	**1,50**	1,50
HC 40	0,103	89,01	54,78	54,78	III, IV	9,15	**5,63**	5,63
HC 50	0,178				V	15,84	9,75	**9,75**

Calcul de VS_E et VI_E — Phénanthrène

Type d'usage		I	II	III	IV	V
Calcul de VS_E						
Valeurs de HC:	Espèces	8,88	5,46	11,92	11,92	16,41
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP method	-	-	-	-	-
	Chaîne trophique	-	-	-	-	-
	VS_E	**8,9**	**5,5**	**11,9**	**11,9**	**16,4**
Calcul de VI_E						
Valeurs de HC:	Espèces	26,67	16,41	-	-	-
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP method	-	-	-	-	-
	Chaîne trophique	-	-	-	-	-
	VI_E	**26,7**	**16,4**	**59,6**	**59,6**	**164,1**

Phénanthrène - Seuils génériques

Koc =	16982	l/kg
pKa =	/	

Ajustement par Kp (Kp aj = Kp estimé pour propr. horizon A des sols standards)

Données	Source	pH exp	f_{nd}	%MO exp.	f_{oc}	Kp exp.	Kp std (l/kg)			Effet	Temps	Paramètre	Rés. exp.	Données aj.			Tax/proc			
			-			(l/kg)	I	II, III, IV	V				(mg/kg)	I	II, III, IV	V				
TERRESTRES																				
Espèces	néant																			
Processus	néant																			
AQUATIQUES													(mg/l)							
Eau douce (tox.aiguë)																				
crus	Verbruggen et al., 2001						256,7	158,0	158,0	L(E)C50	données combinées:		0,7200							
crus	Verbruggen et al., 2001						256,7	158,0	158,0	L(E)C50			0,4100							
pisc	Verbruggen et al., 2001						256,7	158,0	158,0	L(E)C50			0,2500							
pisc	Verbruggen et al., 2001						256,7	158,0	158,0	L(E)C50			0,0300							
alg	Montizaan et al., 1989						256,7	158,0	158,0	L(E)C50			0,9000							
alg	Montizaan et al., 1989						256,7	158,0	158,0	L(E)C50			0,9000							
mol	Montizaan et al., 1989						256,7	158,0	158,0	L(E)C50			0,5000							
ins	Montizaan et al., 1989						256,7	158,0	158,0	L(E)C50			0,5000							
ins	Montizaan et al., 1989						256,7	158,0	158,0	L(E)C50			0,5000							
Marines (tox. aiguë)																				
alg	Montizaan et al., 1989						256,7	158,0	158,0	L(E)C50			0,5000							
ann	Verbruggen et al., 2001						256,7	158,0	158,0	L(E)C50			0,6000							
crus	Verbruggen et al., 2001						256,7	158,0	158,0	L(E)C50			0,5900							

(Facteur 10 puisque données de toxicité aiguë (EC50))

										(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
HC 5 **/10**	0,0090		**Kp std** (l/kg)					2,32	1,43	
HC 20 **/10**	0,0206	I	II, III, IV	V	I, II	**5,29**	**3,26**	3,26
HC 40 **/10**	0,0347	256,7	158,0	158,0	III, IV	8,90	**5,48**	5,48
HC 50 **/10**	0,0430				V	11,03	6,79	**6,79**

Eau douce (tox.chronique)																				
mac	Verbruggen et al., 2001						256,7	158,0	158,0	NOEC	données combinées:		0,6000							
crus	Verbruggen et al., 2001						256,7	158,0	158,0	NOEC			0,0320							
crus	Verbruggen et al., 2001						256,7	158,0	158,0	NOEC			0,0600							
pisc	Verbruggen et al., 2001						256,7	158,0	158,0	NOEC			0,0420							
alg	Montizaan et al., 1989						256,7	158,0	158,0	NOEC			0,6000							
pisc	Montizaan et al., 1989						256,7	158,0	158,0	NOEC			0,0300							
Marines (tox. chronique)																				
crus	Verbruggen et al., 2001						256,7	158,0	158,0	NOEC			0,1500							

										(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
HC 5	0,0100		**Kp std** (l/kg)					2,58	1,59	
HC 20	0,0346	I	II, III, IV	V	I, II	**8,88**	**5,46**	5,46
HC 40	0,0754	256,7	158,0	158,0	III, IV	19,36	**11,92**	11,92
HC 50	0,1039				V	26,67	16,41	**16,41**

Calcul de VS_E et VI_E — Anthracène

Type d'usage		I	II	III	IV	V
Calcul de VS_E						
Valeurs de HC:	Espèces	0,29	0,18	0,74	0,74	1,33
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP method	-	-	-	-	-
	Chaîne trophique	-	-	-	-	-
	VS_E	**0,3**	**0,2**	**0,7**	**0,7**	**1,3**
Calcul de VI_E						
Valeurs de HC:	Espèces	2,17	1,33	-	-	-
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP method	-	-	-	-	-
	Chaîne trophique	-	-	-	-	-
	VI_E	**2,2**	**1,3**	**3,7**	**3,7**	**13,3**

ANTHRACENE - Données brutes

Koc =	19952,6 l/kg
pKa =	/

Ajustement par Kp (Kp aj = Kp estimé pour propr. horizon A des sols standards)

Données	Source	pH exp	f_{rd} -	%MO exp.	f_{oc}	Kp exp. (l/kg)	Kp std (l/kg) I	Kp std (l/kg) II, III, IV	Kp std (l/kg) V	Effet	Temps	Paramètre	Rés. exp. (mg/kg)	Données aj. I	Données aj. II, III, IV	Données aj. V	Données aj./esp I	Données aj./esp II, III, IV	Données aj./esp V	Tax/proc
TERRESTRES																				
Espèces (tox. chronique)																				
Folsomia fimetaria	Sverdrup et al, 2002 (arg : 13%)	6,2	1	2,8	0,016279	325	301,61	185,61	185,61	EC10	21 j	reproduction	5	4,64	2,86	2,86	4,64	2,86	2,86	Collemboles
Eisenia fetida	Contreras-Ramos et al, 2006	6,58	1	18	0,104651	2088	301,61	185,61	185,61	NOEL	77 j	croissance	1000	144,44	88,89	88,89	144,44	88,89	88,89	Oligochète
																geomean	25,90	15,94	15,94	
																	2,59	1,59	1,59	
																I, II	**8,63**	**5,31**	5,31	
																III, IV	17,26	**10,62**	10,62	
																V	25,90	15,94	**15,94**	
Espèces (tox. aigue)																				
Avena sativa	Mitchell et al, 1988	5,5	1	2	0,011628	232	301,61	185,61	185,61	EC50	32 j	croissance	30	39,00	24,00	24,00	191,06	117,58	117,58	Macrophyte
Cucumis sativus	Mitchell et al, 1988	5,5	1	2	0,011628	232	301,61	185,61	185,61	EC50	32j	croissance	720	936,00	576,01	576,01				Macrophyte
Folsomia fimetaria	Sverdrup et al, 2002 (arg : 13%)	6,2	1	2,8	0,016279	325	301,61	185,61	185,61	LC50	21 j	mortalité	67	62,21	38,29	38,29	62,21	38,29	38,29	Collemboles
																geomean	109,03	67,09	67,09	
																	10,90	6,71	6,71	
																I, II	**36,34**	**22,36**	22,36	
																III, IV	72,68	**44,73**	44,73	
																V	109,03	67,09	**67,09**	
AQUATIQUES													(mg/l)							
Eau douce (tox. chronique)												data combinée								
Scenedesmus subspicatus	Djomo et al, 2004						301,61	185,61	185,61	NOEC	7 j	population	0,003			algue verte				
Selenastrum capricornutum	Gala et al, 1992						301,61	185,61	185,61	NOEC	22 h		0,003			algue verte				
Ceriodaphnia dubia	Vindimian, 2000 cité par Inéris 2005						301,61	185,61	185,61	EC10	7 j		0,0034			crustacé - branchiopode				
Daphnia magna	Foran et al, 1991 cité par Inéris 2005						301,61	185,61	185,61	NOEC	21 j		0,0006			crustacé - branchiopode				
Dreissena polymorpha	Roper et al, 1997						301,61	185,61	185,61	NOEL	34 j	accumulation	0,01			mollusque - bivalves				
Pimephales promelas	Hall, 1993						301,61	185,61	185,61	NOEL	35 j	morphologie	0,0064			poisson				
Lemna gibba	Gensemer et al, 1998						301,61	185,61	185,61	NOEL	8 j	biochimie	2			macrophyte				
Marines (tox.chronique)																				
Paleomonetes pugio	Lee et al, 2002						301,61	185,61	185,61	NOEL	28 h	génome	0,003			crustacé				
																		(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
												HC 5	0,00010		**Kp std** (l/kg)			0,03	0,02	
												HC 20	0,00097	I	II, III, IV	V	I, II	**0,29**	**0,18**	0,18
												HC 40	0,00400	301,61	185,61	185,61	III, IV	1,21	**0,74**	0,74
												HC 50	0,00718				V	2,17	1,33	**1,33**
Eau douce (tox. aiguë)												data combinée								
Pseudokirchneriella subcapitata	Gala et al, 1992						301,61	185,61	185,61	EC50	1 j	physiologie	0,0033			algue verte				
Chlorella fusca vacuolata	Altenburger et al, 2004						301,61	185,61	185,61	EC50	1 j	population	0,5			algue verte				
Selenastrum capricornutum	Gala et al, 1994						301,61	185,61	185,61	EC50	1 j		0,016			algue verte				
Daphnia magna	Munoz et al, 1993 cité par Inéris 2005						301,61	185,61	185,61	LC51	2 j		0,095			crustacé - branchiopode				
Hyalella azteca	Hatch, 1999						301,61	185,61	185,61	LC50	10 j	mortalité	0,0056			crustacé				
Utterbackia imbecillis	Weinstein et al, 2001						301,61	185,61	185,61	LC50	1 j	mortalité	0,0019			mollusque - bivalves				
Aedes aegypti	Oris et al, 1984						301,61	185,61	185,61	LC50	1 j	mortalité	0,027			insecte - diptère				
Chironomus tentans	Hatch, 1999						301,61	185,61	185,61	LC50	10 j	mortalité	0,006			insecte - diptère				
Lemna gibba	Mallakin et al, 1999						301,61	185,61	185,61	EC50	7 j	population	0,3			macrophyte				
Rana pipiens	Kagan et al, 1987						301,61	185,61	185,61	LC50	1 j	mortalité	0,11			batracien				
Marines (tox.aiguë)																				
Mysidopsis bahia	Pelletier et al, 1997						301,61	185,61	185,61	LC50	2 j	mortalité	0,0036			crustacé				
Mulinia lateralis	Pelletier et al, 1997						301,61	185,61	185,61	LC50	4 j	mortalité	0,069			mollusque - bivalves				
Nereis arenaceodentata	Emery et al, 1996 cité par Inéris 2005									EC50	4 j		0,051			annélide				
																		(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
												(Facteur 10 puisque données de toxicité aiguë (EC50))								
												HC 5 /10	0,00011		**Kp std** (l/kg)			0,03	0,02	
												HC 20 /10	0,00059	I	II, III, IV	V	I, II	**0,18**	**0,11**	0,11
												HC 40 /10	0,00165	301,61	185,61	185,61	III, IV	0,50	**0,31**	0,31
												HC 50 /10	0,00254				V	0,77	0,47	**0,47**

Calcul de VS_E et VI_E — Fluoranthène

Type d'usage		I	II	III	IV	V
Calcul de VS_E						
Valeurs de HC:	Espèces	8,43	5,19	25,10	25,10	47,49
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP method	-	-	-	-	-
	Chaîne trophique	-	-	-	-	-
	VS_E	**8,4**	**5,2**	**25,1**	**25,1**	**47,5**
Calcul de VI_E						
Valeurs de HC:	Espèces	70,13	43,16	43,16	-	-
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP method	-	-	-	-	-
	Chaîne trophique	-	-	-	-	-
	VI_E	**77,2**	**47,5**	**125,5**	**125,5**	**474,9**

Fluoranthène - Seuils génériques

Koc =	151356 l/kg
pKa =	/

Ajustement par Kp (Kp aj = Kp estimé pour propr. horizon A des sols standards)

Données	Source	pH exp	f_{nd}	%MO exp.	f_{oc}	Kp exp.	Kp std (l/kg)			Effet	Temps	Paramètre	Rés. exp.	Données aj.			Tax/proc
			-			(l/kg)	I	II, III, IV	V				(mg/kg)	I	II, III, IV	V	
TERRESTRES																	
Espèces	néant																
Processus	néant																
AQUATIQUES													(mg/l)				
Eau douce (tox.aiguë)																	
alg	Montizaan et al., 1989						2287,9	1408	1408	L(E)C50	données combinées:		54				
crus	Montizaan et al., 1989						2287,9	1408	1408	L(E)C50			1,13				
ins	Montizaan et al., 1989						2287,9	1408	1408	L(E)C50			0,011				
ins	Montizaan et al., 1989						2287,9	1408	1408	L(E)C50			0,05				
ins	Montizaan et al., 1989						2287,9	1408	1408	L(E)C50			0,04				
fish	Montizaan et al., 1989						2287,9	1408	1408	L(E)C50			4				
fish	Montizaan et al., 1989						2287,9	1408	1408	L(E)C50			0,14				
amph	Montizaan et al., 1989						2287,9	1408	1408	L(E)C50			0,09				
Marines (tox. aiguë)																	
alg	Montizaan et al., 1989						2287,9	1408	1408	L(E)C50			45				
ann	Montizaan et al., 1989						2287,9	1408	1408	L(E)C50			0,5				
crus	Montizaan et al., 1989						2287,9	1408	1408	L(E)C50			0,04				
crus	Montizaan et al., 1989						2287,9	1408	1408	L(E)C50			0,04				
ann	Verbruggen et al., 2001						2287,9	1408	1408	L(E)C50			0,3				

(Facteur 10 puisque données de toxicité aiguë (EC50))

						(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
HC 5 **/10**	0,0003	**Kp std** (l/kg)				0,73	0,45	
HC 20 **/10**	0,0037	I	II, III, IV	V	I, II	**8,43**	**5,19**	5,19
HC 40 **/10**	0,0178	2287,9	1408	1408	III, IV	40,63	**25,01**	25,01
HC 50 **/10**	0,0337				V	77,17	47,49	**47,49**

Eau douce (tox.chronique)											
mac	Verbruggen et al., 2001	2287,9	1408	1408	NOEC	données combinées:	0,2000				
pisc	Verbruggen et al., 2001	2287,9	1408	1408	NOEC		0,0120				
Marines (tox. chronique)	Montizaan et al., 1989	2287,9	1408	1408	NOEC		0,0120				

						(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
geomean	0,0307							
HC 5	0,0031	**Kp std** (l/kg)				7,01	4,32	
HC 20	0,0102	I	II, III, IV	V	I, II	**23,38**	**14,39**	14,39
HC 40	0,0204	2287,9	1408	1408	III, IV	46,75	**28,77**	28,77
HC 50	0,0307				V	70,13	43,16	**43,16**

Calcul de VS_E et VI_E Pyrène

Type d'usage		I	II	III	IV	V
Calcul de VS_E						
Valeurs de HC:	Espèces	1,43	0,88	3,58	3,58	6,41
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP methoc	58,30	35,80	112,60	112,60	112,40
	Chaîne trophique	-	-	-	-	-
	VS_E	**1,4**	**0,9**	**3,6**	**3,6**	**6,4**
Calcul de VI_E						
Valeurs de HC:	Espèces	10,42	6,41	-	-	-
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP methoc	292,30	179,90	-	-	-
	Chaîne trophique	-	-	-	-	-
	VI_E	**10,4**	**6,4**	**17,9**	**17,9**	**64,1**

PYRENE - Seuils génériques

Koc = 67608,3 l/kg
pKa = /

Ajustement par Kp (Kp aj = Kp estimé pour propr. horizon A des sols standards)

Données	Source	pH exp	f_{rd} -	%MO exp.	f_{oc}	Kp exp. (l/kg)	Kp std (l/kg) I	Kp std (l/kg) II, III, IV	Kp std (l/kg) V	Effet	Temps	Paramètre	Rés. exp. (mg/kg)	Données aj. I	Données aj. II, III, IV	Données aj. V	Données aj./esp I	Données aj./esp II, III, IV	Données aj./esp V	Tax/proc
TERRESTRES																				
Espèces (tox. chronique)																				
Folsomia candida	Herbert et al, 2004	6	1	10	0,05814	3931	1021,99	628,91	628,91	MATC	21 j	reproduction	*10*	2,60	1,60	1,60	4,91	3,02	3,02	Collembole
Folsomia fimetaria	Sverdrup et al, 2001	6,2	1	2,8	0,016279	1101	1021,99	628,91	628,91	EC10	21 j	reproduction	*10*	9,29	5,71	5,71				Collembole
Enchytraeus crypticus	Sverdrup et al, 2002 (arg : 13%)	6,2	1	2,8	0,016279	1101	1021,99	628,91	628,91	NOEC	21 j	reproduction	*18*	16,71	10,29	10,29	21,22	13,06	13,06	Oligochète
Eisenia veneta	Sverdrup et al, 2002 (arg : 13%)	6,2	1	2,8	0,016279	1101	1021,99	628,91	628,91	NOEC	21 j	croissance	*29*	26,93	16,57	16,57				Oligochète
Sinapis alba	Sverdrup et al, 2003	6,2	1	2,8	0,016279	1101	1021,99	628,91	628,91	EC20	14 j	seed emergence	*810*	752,15	462,85	462,85	197,77	121,70	121,70	Macrophyte
Trifolium pratense	Sverdrup et al, 2003	6,2	1	2,8	0,016279	1101	1021,99	628,91	628,91	EC20	14 j	seed emergence	*56*	52,00	32,00	32,00				Macrophyte
																geomean	27,42	16,87	16,87	
																	2,74	1,69	1,69	
																I, II	**9,14**	**5,62**	5,62	
																III, IV	18,28	**11,25**	11,25	
																V	27,42	16,87	**16,87**	
Espèces (tox. aigue)																				
Sinapis alba	Sverdrup et al, 2003	6,2	1	2,8	0,016279	1101	1021,99	628,91	628,91	EC50	14 j	seed emergence	1000	928,58	571,42	571,42	800,22	492,44	492,44	Macrophyte
Trifolium pratense	Sverdrup et al, 2003	6,2	1	2,8	0,016279	1101	1021,99	628,91	628,91	EC50	14 j	seed emergence	640	594,29	365,71	365,71				Macrophyte
Lolium perenne	Sverdrup et al, 2003	6,2	1	2,8	0,016279	1101	1021,99	628,91	628,91	EC50	14 j	seed emergence	1000	928,58	571,42	571,42				Macrophyte
																geomean	800,22	492,44	492,44	
																	80,02	49,24	49,24	
																I, II	**266,74**	**164,15**	164,15	
																III, IV	533,48	**328,29**	328,29	
																V	800,22	492,44	**492,44**	
Processus (tox. chronique)																				
Bactéries du sol	Sverdrup et al, 2002	6,2	1	2,8	0,016279	1101	1021,99	628,91	628,91	NOEC	28 j	nitrification	79	73,36	45,14	45,14	73,36	45,14	45,14	Bactéries
													geomean	73,36	45,14	45,14	73,36	45,14	45,14	
																	7,34	4,51	4,51	
																I, II	**24,45**	**15,05**	15,05	
																III, IV	48,90	**30,10**	30,10	
																V	73,36	45,14	**45,14**	
AQUATIQUES													(mg/l)							
Eau douce (tox. chronique)												data combinée								
Scenedesmus subspicatus	Djomo et al, 2004						1021,99	628,91	628,91	NOEC	7 j	population	1,44			algue verte				
Pseudokirchneriella subcapitata	Vindimian et al, 2000 cité par Inéris 2005						1021,99	628,91	628,91	EC10	3 j	croissance	1,2			algue verte				
Ceriodaphnia dubia	Vindimian et al, 2000 cité par Inéris 2005						1021,99	628,91	628,91	EC10	7 j		2,1			crustacé				
Daphnia magna	Pagnout et al, 2006						1021,99	628,91	628,91	EC20	2 j	intoxication tissus	39			crustacé - branchiopode				
Dreissena polymorpha	Roper et al, 1997						1021,99	628,91	628,91	LOEL	34 j	accumulation	0,01			mollusque - bivalves				
Marines (tox.chronique)																				
Lytechinus anamesus	Pillai et al, 2003						1021,99	628,91	628,91	LOEL	gts	developpement	1			échinoderme				
																	(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)	
												HC 5	0,009		Kp std (l/kg)		9,20	5,66		
												HC 20	0,110	I	II, III, IV	V	**112,42**	**69,18**	69,18	
												HC 40	0,546	1021,99	628,91	628,91	558,01	**343,38**	343,38	
												HC 50	1,060				1083,31	666,64	**666,64**	
Eau douce (tox. aiguë)												data combinée								
Pseudokirchneriella subcapitata	Pagnout et al, 2006						1021,99	628,91	628,91	EC50	3 j	intoxication tissus	894			algue verte				
Chlorella fusca vacuolata	Altenburger et al, 2004						1021,99	628,91	628,91	EC50	1 j	population	0,049			algue verte				
Scenedesmus subspicatus	Djomo et al, 2004						1021,99	628,91	628,91	EC50	7j	population	18,72			algue verte				
Daphnia magna	Vindimian et al, 2000 cité par Inéris 2005						1021,99	628,91	628,91	LC50	2 j		24,6			crustacé - branchiopode				
Daphnia magna	Kagan et al, 1987						1021,99	628,91	628,91	LC50	2 h	mortalité	0,004			crustacé - branchiopode				
Diporeia sp.	Landrum et al, 2003						1021,99	628,91	628,91	LC50	28 j	mortalité	0,016			crustacé - amphipode				
Gammarus pulex	Boxall et al, 1997						1021,99	628,91	628,91	LC50	14 j	mortalité	0,027			crustacé - amphipode				
Hyalella azteca	Lee et al, 2001						1021,99	628,91	628,91	LC50	16 j	mortalité	0,055			crustacé				
Utterbackia imbecillis	Weinstein et al, 2001						1021,99	628,91	628,91	LC50	1 j	mortalité	0,027			mollusque - bivalves				
Oncorhynchus mykiss	Kennedy et al, 1992						1021,99	628,91	628,91	LC50	2 j	mortalité	2			poisson				
Pimephales promelas	Oris, 1987						1021,99	628,91	628,91	LT50	3 h	mortalité	0,026			poisson				
Culex quinquefasciatus	Borovsky et al, 1987						1021,99	628,91	628,91	LC50	1 j	mortalité	0,037			insecte - diptère				
Aedes taeniorhynchus	Borovsky et al, 1987						1021,99	628,91	628,91	LC50	1 j	mortalité	0,06			insecte - diptère				
Aedes aegypti	Kagan et al, 1985						1021,99	628,91	628,91	LC50	1 h	mortalité	0,02			insecte - diptère				
Lemna gibba	Huang et al, 1995						1021,99	628,91	628,91	IC50	8 j	croissance	1			macrophyte				
Rana pipiens	Kagan et al, 1987						1021,99	628,91	628,91	LC50	1 j	mortalité	0,14			batracien				
Marines (tox.aiguë)																				
Lytechinus anamesus	Pillai et al, 2003						1021,99	628,91	628,91	EC50	gts	developpement	1,86			échinoderme				
Oithona davisae	Barata et al, 2005						1021,99	628,91	628,91	EC50	2 j	intoxication tissus	0,107			crustacé - copépode				
Artemia salina	Diamond et al, 2000						1021,99	628,91	628,91	LT50	6 h	mortalité	0,05			crustacé - branchiopode				
Mulinia lateralis	Pelletier et al, 1997						1021,99	628,91	628,91	LC50	4 j	mortalité	0,002			mollusque - bivalves				
Mytilus edulis	Donkin et al, 1989						1021,99	628,91	628,91	EC50	1,5 h	feeding behabior	0,04			mollusque - bivalves				
																	(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)	
												(Facteur 10 puisque données de toxicité aiguë (EC50))					0,15	0,09		
												HC 5	0,0002		Kp std (l/kg)					
												HC 20	0,0014	I	II, III, IV	V	I, II	**1,43**	**0,88**	0,88
												HC 40	0,0057	1021,99	628,91	628,91	III, IV	5,83	**3,58**	3,58
												HC 50	0,0102				V	10,42	6,41	**6,41**

Calcul de VS_E et VI_E — Benzo(a)anthracène

Type d'usage		I	II	III	IV	V
Calcul de VS_E						
Valeurs de HC:	Espèces	0,22	0,13	0,27	0,27	0,40
	Espèces aqu.	3,11	1,91	3,82	3,82	5,74
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP method	-	-	-	-	-
	Chaîne trophique	-	-	-	-	-
	VS_E (1)	**0,82**	**0,50**	**1,01**	**1,01**	**1,52**
Calcul de VI_E						
Valeurs de HC:	Espèces terr.	0,65	0,40	-	-	-
	Espèces aqu.	9,32	5,74	-	-	-
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP method	-	-	-	-	-
	Chaîne trophique	-	-	-	-	-
	VI_E (1)	**2,46**	**1,52**	**5,05**	**5,05**	**15,15**

(1) Exceptionellement, les valeurs sont la moyenne géométrique des résultats obtenus pour les espèces terrestre (1 donnée de tox chronique) et aquatique (1 donnée de tox aiguë)

Benzo(a)anthracène - Seuils génériques

Koc =	616595	l/kg
pKa =	/	

Ajustement par Kp (Kp aj = Kp estimé pour propr. horizon A des sols standards)

Données	Source	pH exp	f_{nd}	%MO exp.	f_{oc}	Kp exp. (l/kg)	Kp std (l/kg) I	Kp std (l/kg) II, III, IV	Kp std (l/kg) V	Effet	Temps	Paramètre	Rés. exp. (mg/kg)	Données aj. I	Données aj. II, III, IV	Données aj. V	Tax/proc
			-														
TERRESTRES																	
Espèces																	
Oniscus assellus	Van Brummelen et al., sub, cité par De Brui		1	***30***	**0,174419**	107546	9321,00	5736,00	5736,00	NOEC	47 sem	Female fres	7,5	0,65	0,40	0,40	crus (isop)
				En réalité MO=90%													
Processus	néant			*Plafond à 30% pour la correction*													
													geomean	0,65	0,40	0,40	

	0,065	0,040	0,040
I, II	**0,217**	**0,133**	0,133
III, IV	0,433	**0,267**	0,267
V	0,650	0,400	**0,400**

AQUATIQUES													(mg/l)				
Marines (tox. chronique)	néant																
Eau douce (tox. chronique)	néant																
Marines (tox. aiguë)	néant																
Eau douce (tox. aiguë)																	
crus	Verbruggen et al., 2001						9321,00	5736,00	5736,00	L(E)C50			0,01				

geom./**10** 0,0010 (mg/kg) (mg/kg) (mg/kg)

(Facteur 10 puisque ce sont des données de toxicité aiguë (EC50))

		Kp std (l/kg) I	Kp std (l/kg) II, III, IV	Kp std (l/kg) V				
	0,0001					0,93	0,57	
I, II	0,0003				I, II	**3,11**	**1,91**	1,91
III, IV	0,0007	9321,00	5736,00	5736,00	III, IV	6,21	**3,82**	3,82
V	0,0010				V	9,32	5,74	**5,74**

Calcul de VS_E et VI_E — Chrysène

Type d'usage		I	II	III	IV	V
Calcul de VS_E						
Valeurs de HC:	Espèces	-	-	-	-	-
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP method	4,79	2,95	4,89	4,89	6,02
	Chaîne trophique	-	-	-	-	-
	VS_E	**4,8**	**3,0**	**4,9**	**4,9**	**6,0**
Calcul de VI_E						
Valeurs de HC:	Espèces	-	-	-	-	-
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP method	9,78	6,02	-	-	-
	Chaîne trophique	-	-	-	-	-
	VI_E	**9,8**	**6,0**	**24,5**	**24,5**	**60,2**

Chrysène - Seuils génériques

Koc =	524807	l/kg
pKa =	/	

Ajustement par Kp (Kp aj = Kp estimé pour propr. horizon A des sols standards)

Données	Source	pH exp	f_{nd}	%MO exp.	f_{oc}	Kp exp. (l/kg)	Kp std (l/kg) I	II, III, IV	V	Effet	Temps	Paramètre	Rés. exp. (mg/kg)	Données aj. I	II, III, IV	V	Tax/proc
			-														
TERRESTRES																	
Espèces																	
Processus	néant																
AQUATIQUES													(mg/l)				
Marines (tox. chronique)	néant																
Eau douce (tox. chronique)	néant																
Marines (tox. aiguë)																	
crus	Montizaan et al., 1989						7933,00	4882,00	4882,00	L(E)C50	données combinées		3				
Eau douce (tox. aiguë)																	
crus	Montizaan et al., 1989						7933,00	4882,00	4882,00	L(E)C50			1,9				
ins	Montizaan et al., 1989						7933,00	4882,00	4882,00	L(E)C50			1,7				

													geom./**10**	0,2132			
													(Facteur 10 puisque ce sont des données de toxicité aiguë (L(E)C50))				
														0,0213			
													I, II	0,0711	I	II, III, IV	V
													III, IV	0,1421	7933,00	4882,00	4882,00
													V	0,2132			

(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
169,13	104,08	
I, II **563,76**	**346,94**	346,94
III, IV 1127,51	**693,87**	693,87
V 1691,27	1040,81	**1040,81**

QSAR																	
alg	Verbruggen et al., 2001						7933,00	4882,00	4882,00	NOEC			0,0069				
coel	Verbruggen et al., 2001						7933,00	4882,00	4882,00	NOEC			0,0210				
moll	Verbruggen et al., 2001						7933,00	4882,00	4882,00	NOEC			0,0190				
crus	Verbruggen et al., 2001						7933,00	4882,00	4882,00	NOEC			0,0490				
crus	Verbruggen et al., 2001						7933,00	4882,00	4882,00	NOEC			0,0041				
ins	Verbruggen et al., 2001						7933,00	4882,00	4882,00	NOEC			0,0046				
ins	Verbruggen et al., 2001						7933,00	4882,00	4882,00	NOEC			0,0240				
pisc	Verbruggen et al., 2001						7933,00	4882,00	4882,00	NOEC			0,0090				
amph	Verbruggen et al., 2001						7933,00	4882,00	4882,00	NOEC			0,0230				
amph	Verbruggen et al., 2001						7933,00	4882,00	4882,00	NOEC			0,0036				
amph	Verbruggen et al., 2001						7933,00	4882,00	4882,00	NOEC			0,0220				

													(Facteur 10 puisque absence de données exp. permettant de confirmer un mode d'action narcotique)				
													HC 5 **/10**	0,0003			
													HC 20 **/10**	0,0006	I	II, III, IV	V
													HC 40 **/10**	0,0010	7933,00	4882,00	4882,00
													HC 50 **/10**	0,0012			

(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
	2,17	1,33
I, II	**4,79**	**2,95**	2,95
III, IV	7,95	**4,89**	4,89
V	9,78	6,02	**6,02**

Calcul de VS_E et VI_E — Benzo(b)fluoranthène

Type d'usage		I	II	III	IV	V
Calcul de VS_E						
Valeurs de HC:	Espèces	-	-	-	-	-
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP method	0,69	0,43	0,86	0,86	1,28
	Chaîne trophique	-	-	-	-	-
	VS_E	**0,7**	**0,4**	**0,9**	**0,9**	**1,3**
Calcul de VI_E						
Valeurs de HC:	Espèces	-	-	-	-	-
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP method	2,08	1,28	-	-	-
	Chaîne trophique	-	-	-	-	-
	VI_E	**2,1**	**1,3**	**4,3**	**4,3**	**12,8**

Benzo(b)fluoranthène - Seuils génériques

Koc =	218776,2 l/kg
pKa =	/

Ajustement par Kp (Kp aj = Kp estimé pour propr. horizon A des sols standards)

Données	Source	pH exp	f_{nd}	%MO exp.	f_{oc}	Kp exp.	Kp std (l/kg)			Effet	Temps	Paramètre	Rés. exp.	Données aj.			Tax/proc
			-			(l/kg)	I	II, III, IV	V				(mg/kg)	I	II, III, IV	V	
TERRESTRES																	
Espèces	néant																
Processus	néant																
AQUATIQUES													(mg/l)				
Marines (tox. chronique)	néant																
Eau douce (tox. chronique)	néant																
Marines (tox. aiguë)	néant																
Eau douce (tox. aiguë)	néant																
QSAR																	
alg	Verbruggen et al., 2001						3303,5	2034,6	2034,6	NOEC			0,0082				
arthr	Verbruggen et al., 2001						3303,5	2034,6	2034,6	NOEC			0,0049				
arthr	Verbruggen et al., 2001						3303,5	2034,6	2034,6	NOEC			0,0055				
pisc	Verbruggen et al., 2002						3303,5	2034,6	2034,6	NOEC			0,0106				
amph	Verbruggen et al., 2003						3303,5	2034,6	2034,6	NOEC			0,0043				

geom./**10** 0,00063 (mg/kg) (mg/kg) (mg/kg)

(Facteur 10 puisque absence de données exp. permettant de confirmer un mode d'action narcotic

NB: seul cinq QSAR donnent des valeurs < 10 fois la solubilité

			Kp std (l/kg)					
	0,0001					0,21	0,13	
I, II	0,0002	I	II, III, IV	V	I, II	**0,69**	**0,43**	0,43
III, IV	0,0004	3303,5	2034,6	2034,6	III, IV	1,39	**0,86**	0,86
V	0,0006				V	2,08	1,28	**1,28**

Calcul de VS_E et VI_E — Benzo(k)fluoranthène

Type d'usage		I	II	III	IV	V
Calcul de VS_E						
Valeurs de HC:	Espèces	-	-	-	-	-
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP method	2,50	1,60	3,10	3,10	4,70
	Chaîne trophique	-	-	-	-	-
	VS_E	**2,5**	**1,6**	**3,1**	**3,1**	**4,7**
Calcul de VI_E						
Valeurs de HC:	Espèces	-	-	-	-	-
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP method	7,60	4,70	-	-	-
	Chaîne trophique	-	-	-	-	-
	VI_E	**7,6**	**4,7**	**-**	-	-

BENZO(K)FLUORANTHENE - Seuils génériques

Koc =	1737800 l/kg
pKa =	/

Ajustement par Kp (Kp aj = Kp estimé pour propr. horizon A des sols standards)

Données	Source	pH exp	f_{nd} -	%MO exp.	f_{oc}	Kp exp. (l/kg)	Kp std (l/kg) I	Kp std (l/kg) II, III, IV	Kp std (l/kg) V	Effet	Temps	Paramètre	Rés. exp. (mg/kg)	Données aj. I	Données aj. II, III, IV	Données aj. V	Données aj./esp I	Données aj./esp II, III, IV	Données aj./esp V	Tax/proc
TERRESTRES																				
Espèces (tox. chronique)																				
Folsomia fimetaria	Sverdrup et al, 2002	6,2	1	2,8	0,04816	83692	26269	16166	16166	EC10	21 j		*560*	175,77	108,17	108,17	175,77	108,17	108,17	Collembole
																geomean	175,77	108,17	108,17	
																	17,58	10,82	10,82	
																I, II	**58,59**	**36,06**	36,06	
																III, IV	117,18	**72,11**	72,11	
																V	175,77	108,17	**108,17**	
Espèces (tox. aigue)																				
Folsomia fimetaria	Sverdrup et al, 2002	6,2	1	2,8	0,04816	83692	26269	16166	16166	LC50	21 j		560	175,77	108,17	108,17	175,77	108,17	108,17	Collembole
																geomean	175,77	108,17	108,17	
																	17,58	10,82	10,82	
																I, II	**58,59**	**36,06**	36,06	
																III, IV	117,18	**72,11**	72,11	
																V	175,77	108,17	**108,17**	
AQUATIQUES													(mg/l)							
Eau douce (tox. chronique)																				
Pseudokirchneriella subcapitata	Vindimian et al, 2000 in Inéris 2005						26269	16166	16166	EC10	3 j	croissance	0,0001			algue verte				
Ceriodaphnia dubia	Vindimian et al, 2000 in Inéris 2005						26269	16166	16166	EC10	7 j	croissance	0,00011			crustacé - branchiopode				
Brachydanio rerio	Kalf 1995, in Verbruggen 201						26269	16166	16166	NOEC	42 j	croissance	0,00039			poisson				
Marines (tox.chronique)																				
												geomean	0,0002					(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
												HC 5	0,00002		**Kp std** (l/kg)			0,43	0,26	
												HC 20	0,00005	I	II, III, IV	V	I, II	**1,42**	**0,88**	0,88
												HC 40	0,00011	26269,07	16165,58	16165,58	III, IV	2,85	**1,75**	1,75
												HC 50	0,00016				V	4,27	2,63	**2,63**
Eau douce (tox. aiguë)																				
Daphnia magna	Newsted, 1987						26269	16166	16166	LT50	13 h	mortalité	0,0014			crustacé - branchiopode				
Daphnia magna	Vindimian et al, 2000 in Inéris 2005						26269	16166	16166	LC50	48 h	mortalité	0,0011			crustacé - branchiopode				
Marines (tox.aiguë)																				
												geomean	0,0012					(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
												(Facteur 10 puisque données de toxicité aiguë (EC50))								
												HC 5 /10	0,000012		**Kp std** (l/kg)			0,33	0,20	
												HC 20 /10	0,000041	I	II, III, IV	V	I, II	**1,09**	**0,67**	0,67
												HC 40 /10	0,000083	26269,07	16165,58	16165,58	III, IV	2,17	**1,34**	1,34
												HC 50 /10	0,000124				V	3,26	2,01	**2,01**
QSAR													(mg/l)							
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						26269,07	16165,58	16165,58	NOEC			0,00382							
crus	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						26269,07	16165,58	16165,58	NOEC			0,00223							
ins	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						26269,07	16165,58	16165,58	NOEC			0,00241							
pisc	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						26269,07	16165,58	16165,58	NOEC			0,00545							
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						26269,07	16165,58	16165,58	NOEC			0,00187							
												geomean	0,002912							
												(facteur /10 puisque pas de données sur effet narcose)						(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
												HC 5	0,00003		**Kp std** (l/kg)			0,8	0,5	
												HC 20	0,00010	I	II, III, IV	V	I, II	**2,5**	**1,6**	1,6
												HC 40	0,00019	26269,07	16165,58	16165,58	III, IV	5,1	**3,1**	3,1
												HC 50	0,00029				V	7,6	4,7	**4,7**

Calcul de VS_E et VI_E — Benzo(a)pyrène

Type d'usage		I	II	III	IV	V
Calcul de VS_E						
Valeurs de HC:	Espèces terr.	1,68	1,03	2,06	2,06	3,09
	Processus terr.	5,94	3,65	7,31	7,31	10,96
	Espèces aqu. (tox chron.)	5,91	3,64	7,27	7,27	10,91
	Espèces aqu. (tox. aig.)	0,31	0,19	0,38	0,38	0,57
	VS_E (1)	**0,7**	**0,4**	**0,9**	**0,9**	**1,3**
Calcul de VI_E						
Valeurs de HC:	Espèces terr.	5,03	3,10	-	-	-
	Processus terr.	17,81	10,96	-	-	-
	Espèces aqu. (tox chron.)	17,73	10,91	-	-	-
	Espèces aqu. (tox. aig.)	0,93	0,57	-	-	-
	VI_E (1)	**2,2**	**1,3**	**4,4**	**4,4**	**13,3**

(1) Exceptionnellement, valeurs obtenues en prenant la moyenne géométriques des données les plus contraignantes relatives aux esp/proc terrestres d'une part et esp. aquatiques d'autre part.
Justifié par la forte incertitude sur les deux types de valeurs (terr.: sol à 90% de MO, aqu.: données aiguës)

Benzo(a)pyrène - Seuils génériques

Koc =	660693,4 l/kg
pKa =	/

Ajustement par Kp (Kp aj = Kp estimé pour propr. horizon A des sols standards)

Données	Source	pH exp	f_{nd}	%MO exp.	f_{oc}	Kp exp.	Kp std (l/kg)			Effet	Temps	Paramètre	Rés. exp.	Données aj.			Données aj./esp			Tax/proc
			-			(l/kg)	I	II, III, IV	V				(mg/kg)	I	II, III, IV	V	I	II, III, IV	V	
TERRESTRES																				
Espèces																				
Microorganismes	Park et al., 1990, cité par Jensen & Folker-H		1	**0,86**	**0,005**	3303	9987,20	6146,00	6146,00	NOEC	196 j	nombre	33	99,77	61,40	61,40	99,77	61,40	61,40	indéf.
Enchytraeus crypticus	Achazi et al., 1995, cité par De Bruijn et al.,		1	**3,9**	**0,022674**	14981	9987,20	6146,00	6146,00	NOEC	30 j	reprod	3,4	2,27	1,39	1,39	2,27	1,39	1,39	ann
Eisenia foetida	Achazi et al., 1995, cité par De Bruijn et al.,		1	**3,9**	**0,022674**	14981	9987,20	6146,00	6146,00	NOEC	28 j	survie/repro	1	0,67	0,41	0,41	0,67	0,41	0,41	ann
Oniscus assellus	Van Brummelen & Stuijfzand, 1993, cité par		1	***30***	**0,174419**	115237	9987,20	6146,00	6146,00	NOEC	9 sem	croiss	32	2,77	1,71	1,71	8,70	5,35	5,35	crus
Oniscus assellus	Van Brummelen, 1994, cité par Jensen & Fo		1	***30***	**0,174419**	115237	9987,20	6146,00	6146,00	NOEC	24 sem	croiss	315	27,30	16,80	16,80				
Porcellio scaber	Van Brummelen & Stuijfzand, 1993, cité par		1	***30***	**0,174419**	115237	9987,20	6146,00	6146,00	NOEC	9 sem	croiss	32	2,77	1,71	1,71	2,45	1,51	1,51	crus
Porcellio scaber	Van Straalen & Verweij, 1991, cité par De B		1	***30***	**0,174419**	115237	9987,20	6146,00	6146,00	NOEC	4 sem	croiss	25	2,17	1,33	1,33				
				En réalité MO=90%																
				Plafond à 30% pour la correction												geomean	5,03	3,09	3,09	

	0,50	0,31	0,31
I, II	**1,68**	**1,03**	1,03
III, IV	3,35	**2,06**	2,06
V	5,03	3,09	**3,09**

Processus																				
Respiration, Déhydrogénase	Eschenbach et al., 1991, cité par Jensen &		1	**1,46**	**0,008488**	5608	9987,20	6146,00	6146,00	NOEC	10 j	activité	10	17,81	10,96	10,96				
													geomean	17,81	10,96	10,96				

	1,781	1,096	1,096
I, II	**5,936**	**3,653**	3,653
III, IV	11,872	**7,306**	7,306
V	17,808	10,959	**10,959**

AQUATIQUES													(mg/l)							
Marines (tox. chronique)																				
Strongylocentrotus purpuratus	Hose et al., 1983, cité par Jensen & Folker-H						9987,20	6146,00	6146,00		données combinées		0,0005							
Eau douce (tox. chronique)																				
pisc	Verbruggen et al., 2001						9987,20	6146,00	6146,00	NOEC			0,0063							
												geomean	0,0018					(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)

	0,0002		**Kp std** (l/kg)				1,77	1,09	
I, II	0,0006	I	II, III, IV	V	I, II	**5,91**	**3,64**	3,64
III, IV	0,0012	9987,20	6146,00	6146,00	III, IV	11,82	**7,27**	7,27
V	0,0018				V	17,73	10,91	**10,91**

Marines (tox. aiguë)	néant																			
Eau douce (tox. aiguë)																				
alg	Verbruggen et al., 2001						9987,20	6146,00	6146,00	L(E)C50			0,005							
alg	Verbruggen et al., 2001						9987,20	6146,00	6146,00	L(E)C50			0,015							
crus	Verbruggen et al., 2001						9987,20	6146,00	6146,00	L(E)C50			0,005							
ins	Montizaan et al., 1989						9987,20	6146,00	6146,00	L(E)C50			0,000002							
												geom./**10**	0,0001					(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)

(Facteur 10 puisque ce sont des données de toxicité aiguë (EC50))

	0,00001		**Kp std** (l/kg)				0,09	0,06	
I, II	0,00003	I	II, III, IV	V	I, II	**0,31**	**0,19**	0,19
III, IV	0,00006	9987,20	6146,00	6146,00	III, IV	0,62	**0,38**	0,38
V	0,00009				V	0,93	0,57	**0,57**

Calcul de VS_E et VI_E — Dibenzo(ah)anthracène

Type d'usage		I	II	III	IV	V
Calcul de VS_E						
Valeurs de HC:	Espèces	-	-	-	-	-
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP method	0,80	0,50	1,00	1,00	1,40
	Chaîne trophique	-	-	-	-	-
	VS_E	**0,8**	**0,5**	**1,0**	**1,0**	**1,4**
Calcul de VI_E						
Valeurs de HC:	Espèces	-	-	-	-	-
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP method	2,30	1,40	-	-	-
	Chaîne trophique	-	-	-	-	-
	VI_E	**2,3**	**1,4**	**5,0**	**5,0**	**14,0**

DIBENZO(AH)ANTRHACENE - Données brutes

Koc =	1380384	l/kg
pKa =	/	

Ajustement par Kp (Kp aj = Kp estimé pour propr. horizon A des sols standards)

Données	Source	pH exp	f_{rd}	%MO exp.	f_{oc}	Kp exp. (l/kg)	Kp std (l/kg) I	Kp std (l/kg) II, III, IV	Kp std (l/kg) V	Effet	Temps	Paramètre	Rés. exp. (mg/kg)	Données aj. I	Données aj. II, III, IV	Données aj. V	Données aj./esp I	Données aj./esp II, III, IV	Données aj./esp V	Tax/proc
			-																	
TERRESTRES																				
Espèces (tox. chronique)																				
																geomean	-	-	-	
																	-	-	-	
																I, II	-	-	-	
																III, IV	-	-	-	
																V	-	-	-	
AQUATIQUES													(mg/l)							
Eau douce (tox. chronique)												data combinée								
Marines (tox.chronique)																				
																	(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)	
												HC 5	-		**Kp std** (l/kg)			-	-	
												HC 20	-	I	II, III, IV	V	I, II	-	-	-
												HC 40	-	20866,27	12840,78	12840,78	III, IV	-	-	-
												HC 50	-				V	-	-	-
Eau douce (tox. aiguë)												data combinée								
Daphnia magna	Newsted et al, 1987						20866,27	12840,78	12840,78	LT50	3 h	mortalité	0,0004			crustacé - branchiopode				
Marines (tox.aiguë)																				
Neanthes arenacedentata	Verschueren, 1994						20866,27	12840,78	12840,78	LC50	4 j	mortalité	1			annélide - oligochète				
												geomean	0,02							
																	(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)	
												(Facteur 10 puisque données de toxicité aiguë (EC50))								
												HC 5 /10	0,0002		**Kp std** (l/kg)			4,17	2,57	
												HC 20 /10	0,0007	I	II, III, IV	V	I, II	**13,91**	**8,56**	8,56
												HC 40 /10	0,0013	20866,27	12840,78	12840,78	III, IV	27,82	**17,12**	17,12
												HC 50 /10	0,0020				V	41,73	25,68	**25,68**
QSAR													(mg/l)							
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						20866,27	12840,78	12840,78	NOEC			0,0083							
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						20866,27	12840,78	12840,78	NOEC			0,0004							
coel	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						20866,27	12840,78	12840,78	NOEC			0,0019							
moll	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						20866,27	12840,78	12840,78	NOEC			0,0018							
crus	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						20866,27	12840,78	12840,78	NOEC			0,0057							
crus	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						20866,27	12840,78	12840,78	NOEC			0,0002							
ins	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						20866,27	12840,78	12840,78	NOEC			0,0002							
ins	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						20866,27	12840,78	12840,78	NOEC			0,0022							
pisc	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						20866,27	12840,78	12840,78	NOEC			0,0008							
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						20866,27	12840,78	12840,78	NOEC			0,002							
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						20866,27	12840,78	12840,78	NOEC			0,0002							
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						20866,27	12840,78	12840,78	NOEC			0,0018							
																	(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)	
												(facteur /10 puisque pas de données sur effet narcose)								
												HC 5	0,00001		**Kp std** (l/kg)			0,3	0,2	
												HC 20	0,00004	I	II, III, IV	V	I, II	**0,8**	**0,5**	0,5
												HC 40	0,00008	20866,27	12840,78	12840,78	III, IV	1,7	**1,0**	1,0
												HC 50	0,00011				V	2,3	1,4	**1,4**

Calcul de VS_E et VI_E — Benzo(ghi)perylène

Type d'usage		I	II	III	IV	V
Calcul de VS_E						
Valeurs de HC:	Espèces	-	-	-	-	-
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP method	2,48	1,52	3,05	3,05	4,57
	Chaîne trophique	-	-			
	VS_E	**2,5**	**1,5**	**3,1**	**3,1**	**4,6**
Calcul de VI_E						
Valeurs de HC:	Espèces	-	-	-	-	-
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP method	7,43	4,57	-	-	-
	Chaîne trophique	-	-	-	-	-
	VI_E	**7,4**	**4,6**	**15,3**	**15,3**	**45,7**

Benzo(ghi)perylène - Seuils génériques

Koc =	2691535 l/kg
pKa =	/

Ajustement par Kp (Kp aj = Kp estimé pour propr. horizon A des sols standards)

Données	Source	pH exp	f_{nd}	%MO exp.	f_{oc}	Kp exp.	Kp std (l/kg)			Effet	Temps	Paramètre	Rés. exp.	Données aj.			Tax/proc
			-			(l/kg)	I	II, III, IV	V				(mg/kg)	I	II, III, IV	V	
TERRESTRES																	
Espèces	néant																
Processus	néant																
AQUATIQUES													(mg/l)				
Marines (tox. chronique)	néant																
Eau douce (tox. chronique)	néant																
Marines (tox. aiguë)	néant																
Eau douce (tox. aiguë)	néant																
QSAR																	
crus	Verbruggen et al., 2001						40686,0	25037,5	25037,5	NOEC			0,0019				
ins	Verbruggen et al., 2001						40686,0	25037,5	25037,5	NOEC			0,0020				
amph	Verbruggen et al., 2001						40686,0	25037,5	25037,5	NOEC			0,0016				

geom./**10** 0,00018

(Facteur 10 puisque absence de données exp. permettant de confirmer un mode d'action narcotic

NB: seul trois QSAR donnent des valeurs < 10 fois la solubilité

						(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
	0,0000	**Kp std** (l/kg)				0,74	0,46	
I, II	0,0001	I	II, III, IV	V	I, II	**2,48**	**1,52**	1,52
III, IV	0,0001	40686,0	25037,5	25037,5	III, IV	4,95	**3,05**	3,05
V	0,0002				V	7,43	4,57	**4,57**

Calcul de VS_E et VI_E — Indeno(1,2,3 -cd)pyrène

Type d'usage		I	II	III	IV	V
Calcul de VS_E						
Valeurs de HC:	Espèces	-	-	-	-	-
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP method	0,98	0,60	1,16	1,16	1,49
	Chaîne trophique	-	-			
	VS_E	**1,0**	**0,6**	**1,2**	**1,2**	**1,5**
Calcul de VI_E						
Valeurs de HC:	Espèces	-	-	-	-	-
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP method	2,42	1,49	-	-	-
	Chaîne trophique	-	-	-	-	-
	VI_E	**2,4**	**1,5**	**5,8**	**5,8**	**14,9**

Indeno(1,2,3 -cd)pyrène - Seuils génériques

Koc =	1047129 l/kg
pKa =	/

Ajustement par Kp (Kp aj = Kp estimé pour propr. horizon A des sols standards)

Données	Source	pH exp	f_{nd}	%MO exp.	f_{oc}	Kp exp.	Kp std (l/kg)			Effet	Temps	Paramètre	Rés. exp.	Données aj.			Tax/proc
			-			(l/kg)	I	II, III, IV	V				(mg/kg)	I	II, III, IV	V	
TERRESTRES																	
Espèces	néant																
Processus	néant																
AQUATIQUES													(mg/l)				
Marines (tox. chronique)	néant																
Eau douce (tox. chronique)	néant																
Marines (tox. aiguë)	néant																
Eau douce (tox. aiguë)	néant																
QSAR													(mg/l)				
alg	Verbruggen et al., 2001						15828,7	9740,7	9740,7	NOEC			0,0007				
coel	Verbruggen et al., 2001						15828,7	9740,7	9740,7	NOEC			0,0030				
mol	Verbruggen et al., 2001						15828,7	9740,7	9740,7	NOEC			0,0028				
crus	Verbruggen et al., 2001						15828,7	9740,7	9740,7	NOEC			0,0087				
crus	Verbruggen et al., 2001						15828,7	9740,7	9740,7	NOEC			0,0004				
ins	Verbruggen et al., 2001						15828,7	9740,7	9740,7	NOEC			0,0004				
ins	Verbruggen et al., 2001						15828,7	9740,7	9740,7	NOEC			0,0036				
pisc	Verbruggen et al., 2001						15828,7	9740,7	9740,7	NOEC			0,0013				
amph	Verbruggen et al., 2001						15828,7	9740,7	9740,7	NOEC			0,0032				
amph	Verbruggen et al., 2001						15828,7	9740,7	9740,7	NOEC			0,0003				
amph	Verbruggen et al., 2001						15828,7	9740,7	9740,7	NOEC			0,0029				

(Facteur 10 puisque absence de données exp. permettant de confirmer un mode d'action narcotic

		Kp std (l/kg)				(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
HC 5 **/10**	0,0000					0,36	0,22	
HC 20 **/10**	0,0001	I	II, III, IV	V	I, II	**0,98**	**0,60**	0,60
HC 40 **/10**	0,0001	15828,7	9740,7	9740,7	III, IV	1,88	**1,16**	1,16
HC 50 **/10**	0,0002				V	2,42	1,49	**1,49**

Calcul de VS_E et VI_E — Dichlorométhane (chlorure de méthylène)

Type d'usage		I	II	III	IV	V
Calcul de VS_E						
Valeurs de HC:	Espèces	2,95	1,77	3,68	3,68	4,98
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP method	16,10	9,70	20,30	20,30	27,60
	Chaîne trophique	-	-	-	-	-
	VS_E	**3,0**	**1,8**	**3,7**	**3,7**	**5,0**
Calcul de VI_E						
Valeurs de HC:	Espèces	8,30	4,98	-	-	-
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP method	45,90	27,60	-	-	-
	Chaîne trophique	-	-	-	-	-
	VI_E	**8,3**	**5,0**	**18,4**	**18,4**	**49,8**

DICHLOROMETHANE - Seuils génériques

Koc =	16,60 l/kg
pKa =	/

Ajustement par Kp (Kp aj = Kp estimé pour propr. horizon A des sols standards)

AQUATIQUES

Eau douce (tox. chronique)													(mg/l)									
												data combinée										
Microcystis aeruginosa	Bringmann et al, 1978		0,25	0,15	0,15	NOEC	nr	population grow th	275	LOEC=550 (NOEC=LOEC	Cyanobactérie											
Scenedesmus quadricauda	Bringmann et al, 1978		0,25	0,15	0,15	NOEC	nr	population grow th	725	LOEC=1450 (NOEC=LOE	algue verte											
Chlorococcales sp.	Krebs, 1991		0,25	0,15	0,15	EC10	1 j	assimilation	700		algue verte											
Pseudokirchneriella subcapitata	EPA, 1978		0,25	0,15	0,15	NOEC	4 j	Chorophylle	56		algue verte											
Rana catesbeiana	Birge et al, 1980		0,25	0,15	0,15	LC10	8 j	effets multiples	0,98		batracien											
Danio rerio	Roderer, 1990		0,25	0,15	0,15	NOEC	14 j	comportement	65,5		poisson											
Marines (tox.chronique)																						
Cyprinodon variegatus	Heitmuller et al, 1981		0,25	0,15	0,15	NOEC	4 j	mortalité	130		poisson											

																				(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
												HC 5	1,68		**Kp std** (l/kg)					0,42	0,25	
												HC 20	14,14	I	II, III, IV	V		I, II		**3,54**	**2,12**	2,12
												HC 40	54,03	0,25	0,15	0,15		III, IV		13,51	**8,10**	8,10
												HC 50	94,08					V		23,52	14,11	**14,11**

Eau douce (tox. aiguë)																						
												data combinée										
Chlamydomonas angulosa	Hutchinson et al, 1980		0,25	0,15	0,15	EC50	3h	photosynthèse	1477,8		algue verte											
Chlorococcales sp.	Deutsche Gewass. Mitteil., 1991		0,25	0,15	0,15	EC50	1 j	assimilation	1000		algue verte											
Chlorella vulgaris	Hutchinson et al, 1980		0,25	0,15	0,15	EC50	3 h	photosynthèse	2293,1		algue verte											
Brachionus calyciflorus	Calleja et al, 1994		0,25	0,15	0,15	LC50	1 j	mortalité	2021,3		rotifère											
Daphnia magna	Abernethy et al, 1986		0,25	0,15	0,15	EC50	2 j	intoxication immob.	135,8		crustacé - branchiopode											
Daphnia magna	LeBlanc et al, 1990		0,25	0,15	0,15	LC50	2 j	mortalité	220		crustacé - branchiopode											
Carassius auratus	Jensen, 1978		0,25	0,15	0,15	LC50	1 j	mortalité	420		poisson											
Pimephales promelas	Alexander, 1978		0,25	0,15	0,15	EC50	4 j	intoxication immob.	99		poisson											
Danio rerio	Roderer, 1990		0,25	0,15	0,15	LC50	4 j	mortalité	254		poisson											
Lepomis macrochirus	Buccafusco et al, 1981		0,25	0,15	0,15	LC50	4 j	mortalité	220		poisson											
Oryzias latipes	Tsuji et al, 1986		0,25	0,15	0,15	LC50	2 j	mortalité	1005,4		poisson											
Leuciscus idus melanotus	Juhnke et al, 1978		0,25	0,15	0,15	LC50	2 j	mortalité	524,5		poisson											
Rana catesbeiana	Birge et al, 1980		0,25	0,15	0,15	EC50	8 j	effets multiples	17,78		batracien											
Lemna minor	Merlin et al, 1992		0,25	0,15	0,15	EC50	21 j	croissance	2000		macrophytes											
Marines (tox.aiguë)																						
Palaemonetes pugio	Burton at al, 1990		0,25	0,15	0,15	LC50	2 j	mortalité	108,5		crustacé											
Americamysis bahia	EPA, 1978		0,25	0,15	0,15	LC50	4 j	mortalité	256		crustacé											
Artemia salina	Sanchez-Fortun et al, 1997		0,25	0,15	0,15	LC50	1 j	mortalité	101,18		crustacé - branchiopode											
Cyprinodon variegatus	Heitmuller et al, 1981		0,25	0,15	0,15	LC50	4 j	mortalité	330		poisson											
Fundulus heteroclitus	Burton et al, 1990		0,25	0,15	0,15	LC50	2 j	mortalité	97		poisson											

																				(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
												(Facteur 10 puisque données de toxicité aiguë (EC50))										
												HC 5	3,69		**Kp std** (l/kg)					0,92	0,55	
												HC 20	11,80	I	II, III, IV	V		I, II		**2,95**	**1,77**	1,77
												HC 40	24,54	0,25	0,15	0,15		III, IV		6,14	**3,68**	3,68
												HC 50	33,21					V		8,30	4,98	**4,98**

QSAR													(mg/kg)									
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,25	0,15	0,15	NOEC			4112,08													
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,25	0,15	0,15	NOEC			125,62													
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,25	0,15	0,15	NOEC			338,11													
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,25	0,15	0,15	NOEC			362,29													
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,25	0,15	0,15	NOEC			406,50													
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,25	0,15	0,15	NOEC			278,01													
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,25	0,15	0,15	NOEC			93,12													
fung	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,25	0,15	0,15	NOEC			4018,47													
prot	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,25	0,15	0,15	NOEC			445,72													
coel	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,25	0,15	0,15	NOEC			63,69													
moll	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,25	0,15	0,15	NOEC			59,44													
crus	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,25	0,15	0,15	NOEC			65,17													
crus	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,25	0,15	0,15	NOEC			84,93													
ins	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,25	0,15	0,15	NOEC			160,90													
ins	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,25	0,15	0,15	NOEC			74,83													
pisc	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,25	0,15	0,15	NOEC			31,01													
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,25	0,15	0,15	NOEC			86,91													
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,25	0,15	0,15	NOEC			124,90													
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,25	0,15	0,15	NOEC			103,29													

																				(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
												HC 5	19,94		**Kp std** (l/kg)					5,0	3,0	
												HC 20	64,57	I	II, III, IV	V		I, II		**16,1**	**9,7**	9,7
												HC 40	135,32	0,25	0,15	0,15		III, IV		33,8	**20,3**	20,3
												HC 50	183,73					V		45,9	27,6	**27,6**

Calcul de VS_E et VI_E — Trichlorométhane (chloroforme)

Type d'usage		I	II	III	IV	V
Calcul de VS_E						
Valeurs de HC:	Espèces	4,11	2,56	8,49	8,49	13,94
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP method	14,20	8,90	19,50	19,50	27,10
	Chaîne trophique	-	-	-	-	-
	VS_E	**4,1**	**2,6**	**8,5**	**8,5**	**13,9**
Calcul de VI_E						
Valeurs de HC:	Espèces	22,37	13,94	-	-	-
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP method	43,50	27,10	-	-	-
	Chaîne trophique	-	-	-	-	-
	VI_E	**22,4**	**13,9**	**42,5**	**42,5**	**139,4**

TRICHLOROMETHANE - Seuils génériques

Koc =	45,71	l/kg
pKa =	/	

Ajustement par Kp (Kp aj = Kp estimé pour propr. horizon A des sols standards)

AQUATIQUES

								(mg/l)		
Eau douce (tox. chronique)							data combinée			
Microcystis aeruginosa	Bringmann et al, 1978	0,69	0,43	0,43	NOEC	nr	population growth	92,5	LOEC=185 (NOEC=LOEC/2)	Cyanobactérie
Scenedesmus quadricauda	Bringmann et al, 1978	0,69	0,43	0,43	NOEC	nr	population growth	550	LOEC=1100 (NOEC=LOEC/2)	algue verte
Haematococcus pluvialis	Knie et al, 1983	0,69	0,43	0,43	EC10	nr	population growth	440		algue verte
Chlamydomonas reinhardii	Brack et al, 1994 (cité par Inéris, 2005)	0,69	0,43	0,43	EC10	3 j	nr	3,61		algue verte
Chlorococcales sp.	Krebs, 1991	0,69	0,43	0,43	EC10	1 j	assimilation	300		algue verte
Skeletonema costatum	Cowgill et al, 1989	0,69	0,43	0,43	NOEC	5 j	Biomasse	216		Diatomée
Daphnia magna	Kuehn et al, 1989	0,69	0,43	0,43	NOEC	21 j	mortalité	6,3		crustacé - branchiopode
Ceriodaphnia dubia	Cowgill et al, 1991	0,69	0,43	0,43	NOEC	10 j	mortalité	3,4		crustacé - branchiopode
Dreissena polymorpha	Matthias et al, 1994	0,69	0,43	0,43	NOEC	10'	comportement	16,5	LOEC=33 (NOEC=LOEC/2)	
Rana pipiens	Birge et al, 1980	0,69	0,43	0,43	LC10	9 j	effets multiples	0,38		batracien
Lepomis macrochirus	Bentley et al, 1979	0,69	0,43	0,43	NOEC	4 j	mortalité	86,6		poisson
Danio rerio	Roderer, 1990	0,69	0,43	0,43	NOEC	14 j	comportement	6,1		poisson
Oryzias latipes	Schell, 1987	0,69	0,43	0,43	NOEC	10 j	mortalité	122		poisson
Oncorhynchus mykiss	Bentley et al, 1979	0,69	0,43	0,43	NOEC	4 j	mortalité	31,75		poisson
Marines (tox.chronique)										
Panaeus duorarum	Bentley et al, 1979	0,69	0,43	0,43	NOEC	4	mortalité	32		crustacé - décapodes

		Kp std (l/kg)				(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)	
HC 5	0,89					0,61	0,38		
HC 20	5,95	I	II, III, IV	V	I, II	**4,11**	**2,56**	2,56	
HC 40	19,75	0,69	0,43	0,43	III, IV	13,63	**8,49**	8,49	
HC 50	32,42				V	22,37	13,94	**13,94**	

Eau douce (tox. aiguë)							data combinée			
Chlamydomonas angulosa	Hutchinson et al, 1980	0,69	0,43	0,43	EC50	3h	photosynthèse	382,02		algue verte
Chlamydomonas reinhardii	Brack et al, 1994 (cité par Inéris, 2005)	0,69	0,43	0,43	EC50	3 j	nr	13,3		algue verte
Chlorococcales sp.	Krebs, 1985	0,69	0,43	0,43	EC50	1 j	assimilation	500		algue verte
Chlorella vulgaris	Hutchinson et al, 1980	0,69	0,43	0,43	EC50	3 h	photosynthèse	405,89		algue verte
Scenedesmus subspicatus	Kuehn, 1990	0,69	0,43	0,43	EC50	2 j	assimilation	560		algue verte
Skeletonema costatum	Cowgill et al, 1989	0,69	0,43	0,43	EC50	5 j	biomasse	437		Diatomée
Brachionus calyciflorus	Schell, 1991	0,69	0,43	0,43	LC50	1 h	mortalité	2		rotifère
Brachionus plicatilis	Schell, 1991	0,69	0,43	0,43	LC50	1 h	mortalité	2,4		rotifère
Daphnia magna	Cowgill et al, 1991	0,69	0,43	0,43	EC50	10 j	reproduction	135,8		crustacé - branchiopode
Ceriodaphnia dubia	Cowgill et al, 1991	0,69	0,43	0,43	LC50	9 j	mortalité	235		crustacé - branchiopode
Streptocephalus proboscideus	Calleja et al, 1994	0,69	0,43	0,43	LC50	1 j	mortalité	771,19		crustacé - branchiopode
Helisoma trivolvis	Horne et al, 1983	0,69	0,43	0,43	LC50	4 j	mortalité	232,4		mollusque - gastéropode
Chironomus riparius	Horne et al, 1983	0,69	0,43	0,43	LC50	2 j	mortalité	84,34		insecte - diptères
Tallaperla maria	Horne et al, 1983	0,69	0,43	0,43	LC50	4 j	mortalité	134,21		insecte - plecoptères
Carassius auratus	Cherkin et al, 1964	0,69	0,43	0,43	EC50	1 h	intoxication immob.	131,04		poisson
Cyprinus carpio	Mattice et al, 1981	0,69	0,43	0,43	LC50	5 j	mortalité	97		poisson
Pimephales promelas	EPA ECOTOX	0,69	0,43	0,43	LC50	4 j	mortalité	100,89	geomean	poisson
Ictalurus punctatus	Bean et al, 1981	0,69	0,43	0,43	LC50	4 j	mortalité	75		poisson
Danio rerio	Roderer, 1990	0,69	0,43	0,43	LC50	4 j	mortalité	121		poisson
Micropterus salmoides	Bean et al, 1981	0,69	0,43	0,43	LC50	4 j	mortalité	51,04		poisson
Lepomis macrochirus	Black et al, 1980	0,69	0,43	0,43	LC50	7 j	mortalité	2,03		poisson
Oncorhynchus mykiss	Black et al, 1980	0,69	0,43	0,43	LC50	28 j	mortalité	1,24		poisson
Oryzias latipes	Schell, 1987	0,69	0,43	0,43	LC50	10 j	mortalité	215		poisson
Leuciscus idus melanotus	Juhnke et al, 1978	0,69	0,43	0,43	LC50	2 j	mortalité	175,9		poisson
Bufo woodhousei	Birge et al, 1980	0,69	0,43	0,43	EC50	7 j	effets multiples	35,14		batracien
Pseudacris crucifer	Birge et al, 1980	0,69	0,43	0,43	EC50	7 j	effets multiples	0,27		batracien
Rana palustris	Birge et al, 1980	0,69	0,43	0,43	EC50	8 j	effets multiples	20,55		batracien
Rana pipiens	Birge et al, 1980	0,69	0,43	0,43	EC50	9 j	effets multiples	4,16		batracien
Marines (tox.aiguë)										
Panaeus duorarum	Bentley et al, 1979	0,69	0,43	0,43	LC50	4	mortalité	81,5		crustacé - décapodes
Artemia salina	Foster et al, 1985	0,69	0,43	0,43	EC50	1 j	intoxication immob.	32,69		crustacé - branchiopode

HC 5	1,72
HC 20	10,65
HC 40	33,60
HC 50	54,03

(Facteur 10 puisque données de toxicité aiguë (EC50))

		Kp std (l/kg)				(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
HC 5 **/10**	**0,17**					0,12	0,07	
HC 20 **/10**	**1,07**	I	II, III, IV	V	I, II	**0,73**	**0,46**	0,46
HC 40 **/10**	**3,36**	0,69	0,43	0,43	III, IV	2,32	**1,44**	1,44
HC 50 **/10**	**5,40**				V	3,73	2,32	**2,32**

QSAR						(mg/l)
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,69	0,43	0,43	NOEC	1484,33
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,69	0,43	0,43	NOEC	61,11
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,69	0,43	0,43	NOEC	164,49
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,69	0,43	0,43	NOEC	164,94
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,69	0,43	0,43	NOEC	173,19
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,69	0,43	0,43	NOEC	93,91
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,69	0,43	0,43	NOEC	24,94
fung	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,69	0,43	0,43	NOEC	1550
prot	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,69	0,43	0,43	NOEC	166,32
coel	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,69	0,43	0,43	NOEC	21,51
moll	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,69	0,43	0,43	NOEC	20,08
crus	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,69	0,43	0,43	NOEC	25,14
crus	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,69	0,43	0,43	NOEC	21,29
ins	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,69	0,43	0,43	NOEC	37,12
ins	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,69	0,43	0,43	NOEC	25,28
pisc	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,69	0,43	0,43	NOEC	10,30
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,69	0,43	0,43	NOEC	28,40
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,69	0,43	0,43	NOEC	28,82
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,69	0,43	0,43	NOEC	32,65

		Kp std (l/kg)				(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
HC 5	5,89					4,1	2,5	
HC 20	20,65	I	II, III, IV	V	I, II	**14,2**	**8,9**	8,9
HC 40	45,45	0,69	0,43	0,43	III, IV	31,4	**19,5**	19,5
HC 50	62,99				V	43,5	27,1	**27,1**

Calcul de VS_E et VI_E — Tétrachlorométhane (tétrachlorure de carbone)

Type d'usage		I	II	III	IV	V
Calcul de VS_E						
Valeurs de HC:	Espèces	0,45	0,28	1,99	1,99	4,49
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP method	3,70	2,30	5,50	5,50	7,80
	Chaîne trophique	-	-	-	-	-
	VS_E	**0,5**	**0,3**	**2,0**	**2,0**	**4,5**
Calcul de VI_E						
Valeurs de HC:	Espèces	7,34	4,49	-	-	-
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP method	12,80	7,80	-	-	-
	Chaîne trophique	-	-	-	-	-
	VI_E	**7,3**	**4,5**	**10,0**	**10,0**	**44,9**

TETRACHLOROMETHANE - Seuils génériques

Koc =	56,23	l/kg
pKa =	/	

Ajustement par Kp (Kp aj = Kp estimé pour propr. horizon A des sols standards)

AQUATIQUES

											(mg/l)						
Eau douce (tox. chronique)										data combinée							
Microcystis aeruginosa	Bringmann et al, 1978	0,85	0,52	0,52	NOEC	8 j	croissance pop.	52,5	LOEC=105 (NOEC=LOEC)	cyanobactérie							
Escherichia coli	Yamamoto et al, 1988	0,85	0,52	0,52	EC10	1 h	croissance	3700		bactéries							
Pseudomonas putida	Bringmann et al, 1976 (cité par De Jong, 207)	0,85	0,52	0,52	NOEC	16 h	croissance	30		bactéries							
Chlamydomonas reinhardii	Brack et al, 1994 (cité par De Jong, 2007)	0,85	0,52	0,52	EC10	3 j	biomasse	0,0717		algue verte							
Entosiphon sulcatum	Bringmann et al, 1979	0,85	0,52	0,52	NOEC	nr	croissance	770		protozoaire							
Daphnia magna	Nite database (cité par De Jong, 2007)	0,85	0,52	0,52	NOEC	21 j	reproduction	0,41		crustacé - branchiopode							
Brachydanio rerio	Roderer, 1990	0,85	0,52	0,52	NOEC	14 j	comportement	2,5		poisson							
Pimephales promelas	Kimball, 1978	0,85	0,52	0,52	NOEC	7 j	mortalité	37,1		poisson							
Lepomis macrochirus	Dawson et al, 1977	0,85	0,52	0,52	LC10	4 j	mortalité	63		poisson							
Rana catesbeiana	Birge et al, 1980	0,85	0,52	0,52	LC10	8 j	effets multiples	0,113		amphibien							
Rana palustris	Birge et al, 1980	0,85	0,52	0,52	LC10	8 j	effets multiples	0,436		amphibien							
Marines (tox.chronique)																	
Cypronodon variegatus	Mayer et al, 1994	0,85	0,52	0,52	NOEC	nr	mortalité	4,5		poisson							

						(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
HC 5	0,024		**Kp std** (l/kg)			0,02	0,01	
HC 20	0,535	I	II, III, IV	V	I, II	**0,45**	**0,28**	0,28
HC 40	3,826	0,85	0,52	0,52	III, IV	3,25	**1,99**	1,99
HC 50	8,631				V	7,34	4,49	**4,49**

Eau douce (tox. aiguë)										data combinée							
Vibrio fischeri	Kaiser et al, 1995	0,85	0,52	0,52	EC50	30'	croissance	34		bactéries							
Escherichia coli	Yamamoto et al, 1988	0,85	0,52	0,52	EC50	1 h	croissance	8700		bactéries							
Nitrosomonas sp.	Blum et al, 1991 (cité par De Jong, 2007)	0,85	0,52	0,52	EC50	1 j	ammonia use	51		bactéries							
Nitrobacter sp.		0,85	0,52	0,52	EC50	1 j	nitrite use	527		bactéries							
Chlamydomonas reinhardii	Brack et al, 1994 (cité par De Jong, 2007)	0,85	0,52	0,52	EC50	3 j	biomasse	0,246		algue verte							
Selenastrum capricornutum	Nite, 2007	0,85	0,52	0,52	EC50	3 j	biomasse	0,89		algue verte							
Scenedesmus subspicatus	Freitag et al, 1994	0,85	0,52	0,52	EC50	3 j	inhib. croissance	21		algue verte							
Tetrahymena pyriformis	Yoshioka et al, 1985	0,85	0,52	0,52	EC50	1 j	prolifération	830		protozoaire - cilié							
Brachionus calyciflorus	Calleja et al, 1994	0,85	0,52	0,52	LC50	1 j	mortalité	5799		rotifère							
Daphnia magna	De Jong et al, 2007	0,85	0,52	0,52	EC50	2 j	immobilité	19,98	geomean	crustacé - branchiopode							
Moina macrocopa	Yoshioka et al, 1986	0,85	0,52	0,52	LC50	3 h	mortalité	2,3		crustacé - branchiopode							
Gammarus pseudolimneaus	Brooke, 1987	0,85	0,52	0,52	LC50	4 j	mortalité	11,1		crustacé - amphipode							
Dugesia japonica	Yoshioka et al, 1986	0,85	0,52	0,52	LC50	7 j	mortalité	0,2		platyhelminthes - turbellarié							
Pimephales promelas	EPA ECOTOX	0,85	0,52	0,52	LC50	4 j	mortalité	29,9	geomean	poisson							
Poecilia reticulata	Könemann, 1981	0,85	0,52	0,52	LC50	14 j	mortalité	67		poisson							
Brachydanio rerio	Roderer, 1990	0,85	0,52	0,52	LC50	4 j	mortalité	24,3		poisson							
Lepomis macrochirus	De Jong et al, 2007	0,85	0,52	0,52	LC50	4 j	mortalité	55,23	geomean	poisson							
Oryzias latipes	Schell, 1987	0,85	0,52	0,52	LC50	10 j	mortalité	96		poisson							
Leuciscus idus melanotus	De Jong et al, 2007	0,85	0,52	0,52	LC50	2 j	mortalité	72,3	geomean	poisson							
Bufo woodhousei	Birge et al, 1980	0,85	0,52	0,52	EC50	7 j	effets multiples	2,83		amphibien							
Rana catesbeiana	Birge et al, 1980	0,85	0,52	0,52	EC50	7 j	effets multiples	0,9		amphibien							
Rana palustris	Birge et al, 1980	0,85	0,52	0,52	EC50	7 j	effets multiples	2,37		amphibien							
Marines (tox.aiguë)																	
Artemia salina	Foster et al, 1984	0,85	0,52	0,52	EC50	1 j	immobilité	30,40		crustacé - branchiopode							
Menidia beryllina	Dawson et al, 1977	0,85	0,52	0,52	LC50	4 j	mortalité	146,00		poisson							
Limanda limanda	Pearson, 1975, cité par Inéris, 2005	0,85	0,52	0,52	CE50	4 j	mortalité	50,00		poisson							

(Facteur 10 puisque données de toxicité aiguë (EC50))

						(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
HC 5	0,028		**Kp std** (l/kg)			0,02	0,01	
HC 20	0,314	I	II, III, IV	V	I, II	**0,27**	**0,16**	0,16
HC 40	1,426	0,85	0,52	0,52	III, IV	1,21	**0,74**	0,74
HC 50	2,667				V	2,27	1,39	**1,39**

QSAR						(mg/l)	
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,85	0,52	0,52	NOEC	377,06	
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,85	0,52	0,52	NOEC	22,17	
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,85	0,52	0,52	NOEC	59,68	
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,85	0,52	0,52	NOEC	55,29	
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,85	0,52	0,52	NOEC	53,63	
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,85	0,52	0,52	NOEC	22,04	
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,85	0,52	0,52	NOEC	4,44	
fung	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,85	0,52	0,52	NOEC	426,20	
prot	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,85	0,52	0,52	NOEC	43,96	
coel	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,85	0,52	0,52	NOEC	5,05	
moll	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,85	0,52	0,52	NOEC	4,71	
crus	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,85	0,52	0,52	NOEC	6,91	
crus	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,85	0,52	0,52	NOEC	3,50	
ins	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,85	0,52	0,52	NOEC	5,52	
ins	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,85	0,52	0,52	NOEC	5,93	
pisc	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,85	0,52	0,52	NOEC	2,37	
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,85	0,52	0,52	NOEC	6,41	
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,85	0,52	0,52	NOEC	4,29	
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,85	0,52	0,52	NOEC	7,08	

						(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
HC 5	1,11		**Kp std** (l/kg)			0,9	0,6	
HC 20	4,41	I	II, III, IV	V	I, II	**3,7**	**2,3**	2,3
HC 40	10,51	0,85	0,52	0,52	III, IV	8,9	**5,5**	5,5
HC 50	15,05				V	12,8	7,8	**7,8**

Calcul de VS_E et VI_E — Tétrachloroéthène (PCE)

Type d'usage		I	II	III	IV	V
Calcul de VS_E						
Valeurs de HC:	Espèces	0,83	0,51	1,21	1,21	1,73
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP method	5,70	3,50	8,90	8,90	13,00
	Chaîne trophique	-	-	-	-	-
	VS_E	**0,8**	**0,5**	**1,2**	**1,2**	**1,7**
Calcul de VI_E						
Valeurs de HC:	Espèces	2,80	1,73	-	-	-
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP method	21,10	13,00	-	-	-
	Chaîne trophique	-	-	-	-	-
	VI_E	**2,8**	**1,7**	**6,1**	**6,1**	**17,3**

TETRACHLOROETHENE - Seuils génériques

Koc = 263,03 l/kg
pKa = /

Ajustement par Kp (Kp aj = Kp estimé pour propr. horizon A des sols standards)

Données	Source	pH exp	f_{rd} -	%MO exp.	f_{oc}	Kp exp. (l/kg)	Kp std (l/kg) I	Kp std (l/kg) II, III, IV	Kp std (l/kg) V	Effet	Temps	Paramètre	Rés. exp. (mg/kg)	Données aj. I	Données aj. II, III, IV	Données aj. V	Données aj./esp I	Données aj./esp II, III, IV	Données aj./esp V	Tax/proc
TERRESTRES																				
Espèces (tox. chronique)																				
Eisenia fetida	Vonk et al, 1986	6	1	10	0,05814	15	3,98	2,45	2,45	NOEC	28 j	apparition de vers	*24*	6,25	3,85	3,85	30,63	18,85	18,85	annélide
Eisenia fetida	Römbke et al, 1991	6	1	10	0,05814	15	3,98	2,45	2,45	NOEC	14 j	mortalité	*577*	150,17	92,44	92,44				annélide
																geomean	30,63	18,85	18,85	
																	3,06	1,89	1,89	
																I, II	**10,21**	**6,28**	6,28	
																III, IV	20,42	**12,57**	12,57	
																V	30,63	18,85	**18,85**	
Espèces (tox. aigue)																				
Eisenia fetida	Vonk et al, 1986	6	1	10	0,05814	15	3,98	2,45	2,45	LC50	14 j	mortalité	179	46,59	28,68	28,68	51,57	31,75	31,75	annélide
Eisenia fetida	Römbke et al, 1991	6	1	10	0,05814	15	3,98	2,45	2,45	LC50	14 j	mortalité	945	245,95	151,40	151,40				annélide
Eisenia fetida	Van de Plassche et al, 1986	6	1	10	0,05814	15	3,98	2,45	2,45	LC50	14 j	mortalité	46	11,97	7,37	7,37				annélide
																geomean	51,57	31,75	31,75	
																	5,16	3,17	3,17	
																I, II	**17,19**	**10,58**	10,58	
																III, IV	34,38	**21,16**	21,16	
																V	51,57	31,75	**31,75**	
AQUATIQUES													(mg/l)							
Eau douce (tox. chronique)												data combinée								
Chlamydomonas reinhardii	Brack et al, 1994 (cité par Inéris, 2005)						3,98	2,45	2,45	EC10	3 j	Biomasse	1,77			algue verte				
Daphnia magna	Hahn et al, 1989						3,98	2,45	2,45	NOEC	21 j	reproduction	0,4			crustacé - branchiopode				
Brachydanio rerio	Roderer, 1990						3,98	2,45	2,45	NOEC	14 j	comportement	0,6			poisson				
Oryzias latipes	Schell, 1987						3,98	2,45	2,45	NOEC	10 j	mortalité	17			poisson				
Jordanella floridae	Smith et al, 1991						3,98	2,45	2,45	NOEC	28 j	survie	1,99			poisson				
Marines (tox.chronique)																				
Cypronodon variegatus	Heitmulller et al, 1981						3,98	2,45	2,45	NOEC	4 j	mortalité	29			poisson				
																		(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
												HC 5	0,116		**Kp std** (l/kg)			0,46	0,28	
												HC 20	0,618	I	II, III, IV	V	I, II	**2,46**	**1,51**	1,51
												HC 40	1,770	3,98	2,45	2,45	III, IV	7,04	**4,34**	4,34
												HC 50	2,733				V	10,88	6,70	**6,70**
Eau douce (tox. aiguë)												data combinée								
Photobacterium phosphoreum	Bazin et al, 1987 (cité par ECB, 2004)						3,98	2,45	2,45	EC50	10 '	nr	68			bactéries				
Nitrosomonas sp.	Blum et al, 1991 (cité par Inéris, 2006)						3,98	2,45	2,45	EC50	1 j	nr	112			bactéries				
Chlamydomonas reinhardii	Brack et al, 1994 (cité par Inéris, 2005)						3,98	2,45	2,45	EC50	3 j	biomasse	3,64			algue verte				
Tetrahymena pyriformis	Yoshioka et al, 1985						3,98	2,45	2,45	EC50	1 j	croissance	100			protozoaire - cilié				
Daphnia magna	Richter et al, 1983						3,98	2,45	2,45	EC50	2 j	immobilité	7,98	geomean		crustacé - branchiopode				
Moina macrocopa	Yoshioka et al, 1986						3,98	2,45	2,45	LC50	3 h	mortalité	1,8			crustacé - branchiopode				
Gammarus annulatus	Horne et al, 1983						3,98	2,45	2,45	LC50	4 j	mortalité	9,1			crustacé - amphipode				
Gammarus minus	Horne et al, 1983						3,98	2,45	2,45	LC50	4 j	mortalité	28,6			crustacé - amphipode				
Physa heterostropha	Horne et al, 1983						3,98	2,45	2,45	LC50	4 j	mortalité	93,4			mollusque - gastéropode				
Dugesia japonica	Yoshioka et al, 1986						3,98	2,45	2,45	EC50	7 j	mortalité	1,12	geomean		platyhelminthes - turbellarié				
Tanytarsus dissimilis	Call et al, 1979						3,98	2,45	2,45	EC50	2 j	mortalité	7			insecte				
Tallaperla maria	Horne et al, 1983						3,98	2,45	2,45	LC50	4 j	mortalité	3,6			insecte				
Pimephales promelas	Walbridge et al, 1983						3,98	2,45	2,45	LC50	4 j	mortalité	13,4			poisson				
Brachydanio rerio	Roderer, 1990						3,98	2,45	2,45	LC50	4 j	mortalité	9,3			poisson				
Jordanella floridae	Smith et al, 1991						3,98	2,45	2,45	LC50	4 j	mortalité	5,81	geomean		poisson				
Lepomis macrochirus	Buccafusco et al, 1981						3,98	2,45	2,45	LC50	4 j	mortalité	13			poisson				
Oncorhynchus mykiss	Ahmad et al, 1984						3,98	2,45	2,45	LC50	32 j	mortalité	1,4			poisson				
Oryzias latipes	Schell, 1987						3,98	2,45	2,45	LC50	10 j	mortalité	25			poisson				
Marines (tox.aiguë)																				
Heterosigma akashiwo	Wang et al, 1996						3,98	2,45	2,45	EC50	3 j	croissance	0,2			algue verte				
Phaeodactylum tricornutum	Pearson, 1975, cité par Inéris, 2006						3,98	2,45	2,45	EC50	nr	carbon uptake	10,5			diatomée				
Skeletonema costatum	Wang et al, 1996						3,98	2,45	2,45	EC50	3 j	photosynthèse	0,2			diatomée				
Neanthes arenaceodentata	Horne et al, 1983						3,98	2,45	2,45	LC50	4 j	mortalité	1,3			annélide - oligochète				
Acartia tonsa	Horne et al, 1983						3,98	2,45	2,45	LC50	4 j	mortalité	13,2			crustacé - copépode				
Artemia salina	Sánchez-Fortun et al, 1997						3,98	2,45	2,45	LC50	1 j	mortalité	3,7			crustacé - branchiopode				
Eliminius modestus	Pearson, 1975						3,98	2,45	2,45	LC50	2 j	mortalité	3,5			crustacé - maxillopodes				
Mysidopsis bahia	EPA, 1978						3,98	2,45	2,45	LC50	4 j	mortalité	10,2			crustacé - branchiopode				
Crangon septemspinosa	Horne et al, 1983						3,98	2,45	2,45	LC50	4 j	mortalité	17,4			crustacé - décapodes				
Palaemonetes pugio	Horne et al, 1983						3,98	2,45	2,45	LC50	4 j	mortalité	1,3			crustacé - décapodes				
Limanda limanda	Pearson, 1975, cité par Inéris, 2006						3,98	2,45	2,45	LC50	4 j	mortalité	5,00			poisson				
Menidia beryllina	Horne et al, 1983						3,98	2,45	2,45	LC50	4 j	mortalité	28,10			poisson				
Cypronodon variegatus	Horne et al, 1983						3,98	2,45	2,45	LC50	4 j	mortalité	9,8			poisson				
Pleuronectiformes sp.	Pearson et al, 1975						3,98	2,45	2,45	LC50	4 j	mortalité	5			poisson				
																		(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
												(Facteur 10 puisque données de toxicité aiguë (EC50))								
												HC 5	0,053		**Kp std** (l/kg)			0,21	0,13	
												HC 20	0,208	I	II, III, IV	V	I, II	**0,83**	**0,51**	0,51
												HC 40	0,493	3,98	2,45	2,45	III, IV	1,96	**1,21**	1,21
												HC 50	0,704				V	2,80	1,73	**1,73**
QSAR													(mg/l)							
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						3,98	2,45	2,45	NOEC			138,57							
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						3,98	2,45	2,45	NOEC			10,32							
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						3,98	2,45	2,45	NOEC			27,78							
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						3,98	2,45	2,45	NOEC			24,42							
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						3,98	2,45	2,45	NOEC			22,47							
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						3,98	2,45	2,45	NOEC			7,69							
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						3,98	2,45	2,45	NOEC			1,29							
fung	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						3,98	2,45	2,45	NOEC			165,07							
prot	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						3,98	2,45	2,45	NOEC			16,58							
coel	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						3,98	2,45	2,45	NOEC			1,76							
moll	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						3,98	2,45	2,45	NOEC			1,64							
crus	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						3,98	2,45	2,45	NOEC			2,68							
crus	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						3,98	2,45	2,45	NOEC			0,96							
ins	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						3,98	2,45	2,45	NOEC			1,42							
ins	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						3,98	2,45	2,45	NOEC			2,07							
pisc	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						3,98	2,45	2,45	NOEC			0,82							
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						3,98	2,45	2,45	NOEC			2,18							
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						3,98	2,45	2,45	NOEC			1,11							
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						3,98	2,45	2,45	NOEC			2,34							
																		(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
												HC 5	0,325		**Kp std** (l/kg)			1,3	0,8	
												HC 20	1,426	I	II, III, IV	V	I, II	**5,7**	**3,5**	3,5
												HC 40	3,615	3,98	2,45	2,45	III, IV	14,4	**8,9**	8,9
												HC 50	5,311				V	21,1	13,0	**13,0**

Calcul de VS_E et VI_E — Trichloroéthène

Type d'usage		I	II	III	IV	V
Calcul de VS_E						
Valeurs de HC:	Espèces	3,14	1,93	6,21	6,21	10,08
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP method	10,40	6,40	14,90	14,90	21,12
	Chaîne trophique	-	-	-	-	-
	VS_E	**3,1**	**1,9**	**6,2**	**6,2**	**10,1**
Calcul de VI_E						
Valeurs de HC:	Espèces	16,39	10,08	-	-	-
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP method	34,40	21,20	-	-	-
	Chaîne trophique	-	-	-	-	-
	VI_E	**16,4**	**10,1**	**31,1**	**31,1**	**100,8**

Trichloroethène - Seuils génériques

Koc =	114,82 l/kg
pKa =	/

Ajustement par Kp (Kp aj = Kp estimé pour propr. horizon A des sols standards)

AQUATIQUES

Eau douce (tox. chronique)									(mg/l)			
								data combinée				
Microcystis aeruginosa	Bringmann et al, 1978	1,74	1,07	1,07	NOEC	nr	croissance pop.	31,5	LOEC=63 (NOEC=LOEC/2)	cyanobactérie		
Chlamydomonas reinhardii	Brack et al, 1994 (cité par Inéris, 2005)	1,74	1,07	1,07	EC10	3 j	Biomasse	12,3		algue verte		
Chlorococcales sp.	Krebs, 1985	1,74	1,07	1,07	EC10	1 j	assimilation	230		algue verte		
Scenedesmus subspicatus	Scheubel, 2001	1,74	1,07	1,07	EC10	4 j	proliférat. cellulaire	52,97	geomean	algue verte		
Daphnia magna	Scheubel, 2001	1,74	1,07	1,07	NOEC	21 j	reproduction	2,3		crustacé - branchiopode		
Dreissena polymorpha	Matthias et al, 1994	1,74	1,07	1,07	NOEC	10 '	comportement	4,6	LOEC=8,12 (NOEC=LOEC/2)	mollusque - bivalves		
Brachydanio rerio	Scheubel, 2001	1,74	1,07	1,07	NOEC	14 j	comportement	3,1		poisson		
Oryzias latipes	Schell, 1987	1,74	1,07	1,07	NOEC	10 j	mortalité	40		poisson		
Jordanella floridae	Smith et al, 1991 (cité par Inéris, 2005	1,74	1,07	1,07	NOEC	28 j	mortalité	5,76		poisson		
Xenopus laevis	Fort et al, 1993	1,74	1,07	1,07	NOEC	4 j	croissance	14,5	LOEC=29 (NOEC=LOEC/2)	amphibien		
Marines (tox.chronique)												
Dunaliella tertiolecta	De Jong et al, 2007	1,74	1,07	1,07	NOEC	nr	mortalité	0,1		algue verte		

						(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
HC 5	0,28		**Kp std** (l/kg)			0,49	0,30	
HC 20	1,81	I	II, III, IV	V	I, II	**3,14**	**1,93**	1,93
HC 40	5,81	1,74	1,07	1,07	III, IV	10,11	**6,21**	6,21
HC 50	9,42				V	16,39	10,08	**10,08**

Eau douce (tox. aiguë)												
								data combinée				
Photobacterium phosphoreum	De Zwart et al, 1983 (cité par ECB, 2004)	1,74	1,07	1,07	EC50	15'	nr	115		bactéries		
Nitrosomonas sp.	Blum et al, 1991 (cité par ECB, 2004)	1,74	1,07	1,07	EC50	1 j	nr	0,81		bactéries		
Chlamydomonas reinhardii	Brack et al, 1994 (cité par Inéris, 2005)	1,74	1,07	1,07	EC50	3 j	biomasse	36,5		algue verte		
Chlorococcales sp.	Krebs, 1985	1,74	1,07	1,07	EC50	1 j	assimilation	530		algue verte		
Scenedesmus abundans	Geyer et al, 1985	1,74	1,07	1,07	EC50	4 j	croissance	450		algue verte		
Tetrahymena pyriformis	Yoshioka et al, 1985	1,74	1,07	1,07	EC50	1 j	croissance	410		protozoaïre - cilié		
Hydra oligactis	Slooff, 1983	1,74	1,07	1,07	LC50	2 j	mortalité	75		cnidaire - hydridae		
Daphnia magna	Abernethy et al, 1986	1,74	1,07	1,07	EC50	2 j	immobilité	7,76		crustacé - branchiopode		
Daphnia cucullata	Canton et al, 1978	1,74	1,07	1,07	LC50	2 j	mortalité	57	geomean	crustacé - branchiopode		
Daphnia pulex	Canton et al, 1978	1,74	1,07	1,07	LC50	2 j	mortalité	44,6	geomean	crustacé - branchiopode		
Moina macrocopa	Yoshioka et al, 1986	1,74	1,07	1,07	LC50	3 h	mortalité	2,3		crustacé - branchiopode		
Gammarus pulex	Slooff, 1983	1,74	1,07	1,07	LC50	2 j	mortalité	24		crustacé - amphipode		
Asellus aquaticus	Slooff, 1983	1,74	1,07	1,07	LC50	2 j	mortalité	30		crustacé - isopode		
Lymnaea stagnalis	Slooff, 1983	1,74	1,07	1,07	LC50	2 j	mortalité	56		mollusque - gastéropode		
Dugesia japonica	Yoshioka et al, 1986	1,74	1,07	1,07	LC50	7 j	mortalité	1,7		platyhelminthes - turbellarié		
Erpobdella octoculata	Slooff, 1983	1,74	1,07	1,07	LC50	2 j	mortalité	75		annélides - clitellate		
Aedes aegypti	Slooff, 1983	1,74	1,07	1,07	LC50	2 j	mortalité	48		insecte		
Chironomus riparius	Slooff, 1983	1,74	1,07	1,07	LC50	2 j	mortalité	64		insecte		
Cloeon dipterum	Slooff, 1983	1,74	1,07	1,07	LC50	2 j	mortalité	42		insecte		
Culex pipiens	Slooff, 1983	1,74	1,07	1,07	LC50	2 j	mortalité	55		insecte		
Ischnura elegans	Slooff, 1983	1,74	1,07	1,07	LC50	2 j	mortalité	49		insecte		
Nemoura cinerea	Slooff, 1983	1,74	1,07	1,07	LC50	2 j	mortalité	70		insecte		
Pimephales promelas	Alexander et al, 1978	1,74	1,07	1,07	EC50	4 j	immobilité	21,9		poisson		
Brachydanio rerio	Slooff, 1979	1,74	1,07	1,07	LC50	2	mortalité	60		poisson		
Jordanella floridae	Smith et al, 1991	1,74	1,07	1,07	LC50	4 j	mortalité	3,1		poisson		
Lepomis macrochirus	Buccafusco et al, 1981	1,74	1,07	1,07	LC50	4 j	mortalité	45		poisson		
Oncorhynchus mykiss	Slooff et al, 1983	1,74	1,07	1,07	LC50	2 j	mortalité	42		poisson		
Oryzias latipes	Schell, 1987	1,74	1,07	1,07	LC50	10 j	mortalité	82		poisson		
Leuciscus idus melanotus	Juhnke et al, 1978	1,74	1,07	1,07	LC50	2 j	mortalité	166,16	geomean	poisson		
Xenopus laevis	Fort et al, 1993	1,74	1,07	1,07	EC50	4 j	développement	36		amphibien		
Ambystoma mexicanum	Slooff et al, 1980	1,74	1,07	1,07	LC50	2 j	mortalité	48		amphibien		
Marines (tox.aiguë)												
Phaeodactylum tricornutum	Pearson, 1975, cité par ECB, 2004	1,74	1,07	1,07	EC50	nr	carbon uptake	8		diatomée		
Skeletonema costatum	Ward et al, 1986	1,74	1,07	1,07	EC50	4j	croissance	119,37	geomean	diatomée		
Eliminius modestus	Pearson, 1975	1,74	1,07	1,07	LC50	2 j	mortalité	20		crustacé - maxillopodes		
Mysidopsis bahia	Ward et al, 1986	1,74	1,07	1,07	LC50	4 j	mortalité	19,44	geomean	crustacé - branchiopode		
Limanda limanda	Pearson, 1975, cité par De Jong, 2007	1,74	1,07	1,07	LC50	4 j	mortalité	16,00		poisson		
Cypronodon variegatus	Ward et al, 1986	1,74	1,07	1,07	LC50	4 j	mortalité	71,75		poisson		

(Facteur 10 puisque données de toxicité aiguë (EC50))

						(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
HC 5	0,35		**Kp std** (l/kg)			0,61	0,38	
HC 20	1,22	I	II, III, IV	V	I, II	**2,13**	**1,31**	1,31
HC 40	2,68	1,74	1,07	1,07	III, IV	4,66	**2,87**	2,87
HC 50	3,70				V	6,44	3,96	**3,96**

QSAR						(mg/l)	
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	1,74	1,07	1,07	NOEC	488,34	
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	1,74	1,07	1,07	NOEC	26,21	
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	1,74	1,07	1,07	NOEC	70,55	
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	1,74	1,07	1,07	NOEC	66,70	
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	1,74	1,07	1,07	NOEC	66,03	
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	1,74	1,07	1,07	NOEC	29,13	
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	1,74	1,07	1,07	NOEC	6,29	
fung	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	1,74	1,07	1,07	NOEC	540,91	
prot	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	1,74	1,07	1,07	NOEC	56,35	
coel	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	1,74	1,07	1,07	NOEC	6,67	
moll	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	1,74	1,07	1,07	NOEC	6,23	
crus	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	1,74	1,07	1,07	NOEC	8,77	
crus	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	1,74	1,07	1,07	NOEC	5,06	
ins	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	1,74	1,07	1,07	NOEC	8,20	
ins	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	1,74	1,07	1,07	NOEC	7,84	
pisc	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	1,74	1,07	1,07	NOEC	3,15	
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	1,74	1,07	1,07	NOEC	8,55	
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	1,74	1,07	1,07	NOEC	6,37	
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	1,74	1,07	1,07	NOEC	9,55	

						(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
HC 5	1,56		**Kp std** (l/kg)			2,7	1,7	
HC 20	5,99	I	II, III, IV	V	I, II	**10,4**	**6,4**	6,4
HC 40	13,95	1,74	1,07	1,07	III, IV	24,3	**14,9**	14,9
HC 50	19,80				V	34,4	21,2	**21,2**

Calcul de VS_E et VI_E — Cis-1,2-dichloroéthène

Type d'usage		I	II	III	IV	V
Calcul de VS_E						
Valeurs de HC:	Espèces	4,46	2,72	5,45	5,45	8,17
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP method	11,40	6,90	15,20	15,20	20,90
	Chaîne trophique	-	-	-	-	-
	VS_E	**4,5**	**2,7**	**5,5**	**5,5**	**8,2**
Calcul de VI_E						
Valeurs de HC:	Espèces	13,37	8,17	-	-	-
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP method	34,30	20,90	-	-	-
	Chaîne trophique	-	-	-	-	-
	VI_E	**13,4**	**8,2**	**27,3**	**27,3**	**81,7**

Cis-1,2-DICHLOROETHENE - Seuils génériques

Koc =	35,48	l/kg
pKa =	/	

Ajustement par Kp (Kp aj = Kp estimé pour propr. horizon A des sols standards)

AQUATIQUES

													(mg/l)										
Eau douce (tox. chronique)												data combinée											
Pimephales promelas	Great Lakes Environment Center, 2005			0,54	0,33	0,33	NOEC	1 j	mortalité	100	cis		poisson										
Marines (tox.chronique)																							
									geomean	100									(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)		
									HC 5	10,0			**Kp std** (l/kg)						5,40	3,30			
									HC 20	33,3	I	II, III, IV	V				I, II		**18,00**	**11,00**	11,00		
									HC 40	66,7	0,54	0,33	0,33				III, IV		36,00	**22,00**	22,00		
									HC 50	100,0							V		54,00	33,00	**33,00**		
Eau douce (tox. aiguë)												data combinée											
Nitrosomonas sp.	Blum et al, 1991 (cité par De Jong, 2007)			0,54	0,33	0,33	EC50	1 j	ammonia use	80	trans		bactéries										
Nitrobacter sp.	Tang et al, 1992			0,54	0,33	0,33	EC50	1 j	nitrite use	1777	trans		bactéries										
Daphnia magna	LeBlanc, 1980			0,54	0,33	0,33	LC50	2 j	mortalité	220	trans		crustacé										
Pimephales promelas	Kaiser et al, 1995			0,54	0,33	0,33	LC50	4 j	mortalité	207	cis		poisson										
Lepomis macrochirus	Buccafusco et al, 1981			0,54	0,33	0,33	LC50	4 j	mortalité	140	cis+trans		poisson										
Marines (tox.aiguë)																							
Vibrio fischeri	Sixt et al, 1995			0,54	0,33	0,33	EC50	30'	bioluminescence	1536	trans		bactéries										
Vibrio fischeri	De Jong, 2007			0,54	0,33	0,33	EC50	30'	bioluminescence	905	cis		crustacé										
Artemia salina	Sanchez-Fortun et al, 1997			0,54	0,33	0,33	LC50	1 j	mortalité	11,20	cis+trans		crustacé										
									geomean	248									(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)		
									geomean/10	24,8													
									HC 5	2,5			**Kp std** (l/kg)						1,34	0,82			
									HC 20	8,3	I	II, III, IV	V				I, II		**4,46**	**2,72**	2,72		
									HC 40	16,5	0,54	0,33	0,33				III, IV		8,91	**5,45**	5,45		
									HC 50	24,8							V		13,37	8,17	**8,17**		
QSAR										(mg/l)													
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)			0,54	0,33	0,33	NOEC			1483,55													
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)			0,54	0,33	0,33	NOEC			58,36													
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)			0,54	0,33	0,33	NOEC			157,07													
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)			0,54	0,33	0,33	NOEC			159,11													
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)			0,54	0,33	0,33	NOEC			168,77													
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)			0,54	0,33	0,33	NOEC			94,82													
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)			0,54	0,33	0,33	NOEC			26,09													
fung	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)			0,54	0,33	0,33	NOEC			1533,57													
prot	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)			0,54	0,33	0,33	NOEC			165,39													
coel	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)			0,54	0,33	0,33	NOEC			21,72													
moll	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)			0,54	0,33	0,33	NOEC			20,27													
crus	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)			0,54	0,33	0,33	NOEC			24,87													
crus	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)			0,54	0,33	0,33	NOEC			22,50													
ins	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)			0,54	0,33	0,33	NOEC			39,73													
ins	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)			0,54	0,33	0,33	NOEC			25,52													
pisc	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)			0,54	0,33	0,33	NOEC			10,43													
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)			0,54	0,33	0,33	NOEC			28,82													
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)			0,54	0,33	0,33	NOEC			30,84													
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)			0,54	0,33	0,33	NOEC			33,30									(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)		
									HC 5	6,09			**Kp std** (l/kg)						3,3	2,0			
									HC 20	21,05	I	II, III, IV	V				I, II		**11,4**	**6,9**	6,9		
									HC 40	45,95	0,54	0,33	0,33				III, IV		24,8	**15,2**	15,2		
									HC 50	63,46							V		34,3	20,9	**20,9**		

Calcul de VS_E et VI_E — Trans-1,2-dichloroéthène

Type d'usage		I	II	III	IV	V
Calcul de VS_E						
Valeurs de HC:	Espèces	6,52	4,04	8,09	8,09	12,13
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP method	14,40	8,90	19,60	19,60	27,10
	Chaîne trophique	-	-	-	-	-
	VS_E	**6,5**	**4,0**	**8,1**	**8,1**	**12,1**
Calcul de VI_E						
Valeurs de HC:	Espèces	19,56	12,13	-	-	-
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP method	43,70	27,10	-	-	-
	Chaîne trophique	-	-	-	-	-
	VI_E	**19,6**	**12,1**	**40,5**	**40,5**	**121,3**

Trans-1,2-DICHLOROETHENE - Seuils génériques

Koc =	52,48	l/kg
pKa =	/	

Ajustement par Kp (Kp aj = Kp estimé pour propr. horizon A des sols standards)

AQUATIQUES

												(mg/l)							
Eau douce (tox. chronique)										data combinée									
Pimephales promelas	Great Lakes Environment Center, 2005		0,79	0,49	0,49	NOEC	1 j	mortalité	100	cis		poisson							
Marines (tox.chronique)																			
								geomean	100							(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)	
								HC 5	10,0		**Kp std** (l/kg)					7,90	4,90		
								HC 20	33,3	I	II, III, IV	V		I, II		**26,33**	**16,33**	16,33	
								HC 40	66,7	0,79	0,49	0,49		III, IV		52,67	**32,67**	32,67	
								HC 50	100,0					V		79,00	49,00	**49,00**	
Eau douce (tox. aiguë)								data combinée											
Nitrosomonas sp.	Blum et al, 1991 (cité par De Jong, 2007)		0,79	0,49	0,49	EC50	1 j	ammonia use	80	trans		bactéries							
Nitrobacter sp.	Tang et al, 1992		0,79	0,49	0,49	EC50	1 j	nitrite use	1777	trans		bactéries							
Daphnia magna	LeBlanc, 1980		0,79	0,49	0,49	LC50	2 j	mortalité	220	trans		crustacé							
Pimephales promelas	Kaiser et al, 1995		0,79	0,49	0,49	LC50	4 j	mortalité	207	cis		poisson							
Lepomis macrochirus	Buccafusco et al, 1981		0,79	0,49	0,49	LC50	4 j	mortalité	140	cis+trans		poisson							
Marines (tox.aiguë)																			
Vibrio fischeri	Sixt et al, 1995		0,79	0,49	0,49	EC50	30'	bioluminescence	1536	trans		bactéries							
Vibrio fischeri	De Jong, 2007		0,79	0,49	0,49	EC50	30'	bioluminescence	905	cis		crustacé							
Artemia salina	Sanchez-Fortun et al, 1997		0,79	0,49	0,49	LC50	1 j	mortalité	11,20	cis+trans		crustacé							
								geomean	248							(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)	
								geomean/10	24,8										
								HC 5	2,5		**Kp std** (l/kg)					1,96	1,21		
								HC 20	8,3	I	II, III, IV	V		I, II		**6,52**	**4,04**	4,04	
								HC 40	16,5	0,79	0,49	0,49		III, IV		13,04	**8,09**	8,09	
								HC 50	24,8					V		19,56	12,13	**12,13**	

QSAR

												(mg/l)							
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,79	0,49	0,49	NOEC						1299,88							
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,79	0,49	0,49	NOEC						52,64							
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,79	0,49	0,49	NOEC						141,68							
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,79	0,49	0,49	NOEC						142,59							
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,79	0,49	0,49	NOEC						150,28							
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,79	0,49	0,49	NOEC						82,55							
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,79	0,49	0,49	NOEC						22,21							
fung	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,79	0,49	0,49	NOEC						1352,39							
prot	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,79	0,49	0,49	NOEC						145,38							
coel	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,79	0,49	0,49	NOEC						18,91							
moll	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,79	0,49	0,49	NOEC						17,65							
crus	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,79	0,49	0,49	NOEC						21,93							
crus	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,79	0,49	0,49	NOEC						19,02							
ins	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,79	0,49	0,49	NOEC						33,33							
ins	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,79	0,49	0,49	NOEC						22,22							
pisc	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,79	0,49	0,49	NOEC						9,07							
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,79	0,49	0,49	NOEC						25,01							
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,79	0,49	0,49	NOEC						25,87							
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)		0,79	0,49	0,49	NOEC						28,81							
																(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)	
								HC 5	5,23		**Kp std** (l/kg)					4,1	2,6		
								HC 20	18,22	I	II, III, IV	V		I, II		**14,4**	**8,9**	8,9	
								HC 40	39,98	0,79	0,49	0,49		III, IV		31,6	**19,6**	19,6	
								HC 50	55,32					V		43,7	27,1	**27,1**	

Calcul de VS_E et VI_E — Chloroéthène (chlorure de vinyle)

Type d'usage		I	II	III	IV	V
Calcul de VS_E						
Valeurs de HC:	Espèces					
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP method	15,00	9,30	19,80	19,80	27,10
	Chaîne trophique	-	-	-	-	-
	VS_E	**15,0**	**9,3**	**19,8**	**19,8**	**27,1**
Calcul de VI_E						
Valeurs de HC:	Espèces			-	-	-
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP method	43,80	27,10	-	-	-
	Chaîne trophique	-	-	-	-	-
	VI_E	**43,8**	**27,1**	**99,0**	**99,0**	**271,0**

CHLOROETHENE - Seuils génériques

Koc =	36,31	l/kg
S =	8800	mg/l

Ajustement par Kp (Kp aj = Kp estimé pour propr. horizon A des sols standards)

AQUATIQUES

Eau douce (tox. aiguë)

									(mg/l)			
								data combinée				
Tetrahymena pyriformis	Sauvant et al, 1995	0,55	0,34	0,34	EC50	9 h	proliferation rate	405			protozoaïre	
Micropterus salmoïdes	Hann et Jensen, 1974 repris par GDCh, 1989	0,55	0,34	0,34	LC50	96 h	mortalité	1100			poisson	
Lepomis macrochirus	Hann et Jensen, 1974 repris par GDCh, 1989	0,55	0,34	0,34	LC50	96 h	mortalité	1200			poisson	

(Facteur 10 puisque données de toxicité aiguë (EC50))

													(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
HC 5	235,5	HC 5 /10	23,6		**Kp std** (l/kg)						12,95	8,01	
HC 20	453,2	HC 20 /10	45,3	I	II, III, IV	V		I, II	**24,93**	**15,41**	15,41
HC 40	684,4	HC 40 /10	68,4	0,55	0,34	0,34		III, IV	37,64	**23,27**	23,27
HC 50	811,6	HC 50 /10	81,2					V	44,64	27,59	**27,59**

> 88000

QSAR

								(mg/l)							
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,55	0,34	0,34	NOEC			1817,52							
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,55	0,34	0,34	NOEC			62,10							
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,55	0,34	0,34	NOEC			167,14							
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,55	0,34	0,34	NOEC			174,69							
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,55	0,34	0,34	NOEC			191,20							
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,55	0,34	0,34	NOEC			119,86							
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,55	0,34	0,34	NOEC			36,80							
fung	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,55	0,34	0,34	NOEC			1820,87							
prot	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,55	0,34	0,34	NOEC			199,47							
coel	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,55	0,34	0,34	NOEC			27,46							
moll	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,55	0,34	0,34	NOEC			25,63							
crus	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,55	0,34	0,34	NOEC			29,53							
crus	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,55	0,34	0,34	NOEC			32,74							
ins	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,55	0,34	0,34	NOEC			60,13							
ins	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,55	0,34	0,34	NOEC			32,26							
pisc	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,55	0,34	0,34	NOEC			13,29							
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,55	0,34	0,34	NOEC			37,01							
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,55	0,34	0,34	NOEC			46,67							
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,55	0,34	0,34	NOEC			43,44					(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
						HC 5	8,230		**Kp std** (l/kg)				4,5	2,8	
						HC 20	27,350	I	II, III, IV	V		I, II	**15,0**	**9,3**	9,3
						HC 40	58,270	0,55	0,34	0,34		III, IV	32,0	**19,8**	19,8
						HC 50	79,658					V	43,8	27,1	**27,1**

Calcul de VS_E et VI_E 1,1,1-trichloroéthane

Type d'usage		I	II	III	IV	V
Calcul de VS_E						
Valeurs de HC:	Espèces	1,65	1,02	3,47	3,47	5,77
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP method	12,30	7,50	18,30	18,30	25,90
	Chaîne trophique	-	-	-	-	-
	VS_E	**1,7**	**1,0**	**3,5**	**3,5**	**5,8**
Calcul de VI_E						
Valeurs de HC:	Espèces	9,38	5,77	-	-	-
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP method	42,20	25,90	-	-	-
	Chaîne trophique	-	-	-	-	-
	VI_E	**9,4**	**5,8**	**17,4**	**17,4**	**57,7**

1,1,1-trichloroéthane - Seuils génériques

Koc = 109,65 l/kg
pKa = /

Ajustement par Kp (Kp aj = Kp estimé pour propr. horizon A des sols standards)

Données	Source	pH exp	f_{rd}	%MO exp.	f_{oc}	Kp exp. (l/kg)	Kp std (l/kg) I	II, III, IV	V	Effet	Temps	Paramètre	Rés. exp. (mg/l)	Données aj. I	II, III, IV	V	Données aj./esp I	II, III, IV	V	Tax/proc
TERRESTRES			-																	
Espèces (tox. chronique)																				
Brassica napus	Thompson et al, 1989	6,7	1	7,3	0,12556	13,768	1,66	1,02	1,02	EC10	14 j	croissance	10,84	1,31	0,80	0,80				plante sup.
Sorghum bicolor	Thompson et al, 1989	6,7	1	7,3	0,12556	13,768	1,66	1,02	1,02	EC10	14 j	croissance	41,02	4,95	3,04	3,04	2,54	1,56	1,56	plante sup.
																geomean	2,54	1,56	1,56	
																	0,25	0,16	0,16	
																I, II	0,85	0,52	0,52	
																III, IV	1,69	1,04	1,04	
																V	2,54	1,56	1,56	
Espèces (tox. aigue)																				
Lactuca sativa	Hulzebos et al, 1993	7,5	1	1,8	0,03096	3,395	1,66	1,02	1,02	EC50	21 j	croissance	32	15,65	9,61	9,61	6,65	4,08	4,08	plante sup.
Brassica napus	Thompson et al, 1989	6,7	1	7,3	0,12556	13,768	1,66	1,02	1,02	EC50	14 j	croissance	25,59	3,09	1,90	1,90				plante sup.
Sorghum bicolor	Thompson et al, 1989	6,7	1	7,3	0,12556	13,768	1,66	1,02	1,02	EC50	14 j	croissance	50,47	6,09	3,74	3,74				plante sup.
																geomean	6,65	4,08	4,08	
																	0,66	0,41	0,41	
																I, II	2,22	1,36	1,36	
																III, IV	4,43	2,72	2,72	
																V	6,65	4,08	4,08	
AQUATIQUES													(mg/l)							
Eau douce (tox. chronique)												data combinée								
Chlamydomonas reinhardii	Brack et al, 1994 (cité par De Jong, 2007)						1,66	1,02	1,02	EC10	3 j	Biomasse	0,213			algue verte				
Chlorococcales sp.	Krebs, 1991						1,66	1,02	1,02	EC10	1 j	assimilation	100			algue verte				
Daphnia magna	Thompson et al, 1989						1,66	1,02	1,02	NOEC	17 j	mortalité	1,3			crustacé - branchiopode				
Pimephales promelas	Alexander et al, 1978						1,66	1,02	1,02	LC10	4 j	mortalité	30,8			poisson				
Cyprinus carpio	Thompson et al, 1989						1,66	1,02	1,02	NOEC	14 j	croissance	7,7			poisson				
Brachydanio rerio	Roderer, 1990						1,66	1,02	1,02	NOEC	14 j	comportement	3,4			poisson				
Marines (tox.chronique)																				
Cypronodon variegatus	Heitmuller et al, 1981						1,66	1,02	1,02	NOEC	4 j	mortalité	43			poisson				
																		(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
												HC 5	0,152		Kp std (l/kg)			0,25	0,16	
												HC 20	1,167	I	II, III, IV	V	I, II	1,94	1,19	1,19
												HC 40	4,208	1,66	1,02	1,02	III, IV	6,99	4,29	4,29
												HC 50	7,155				V	11,88	7,30	7,30
Eau douce (tox. aiguë)												data combinée								
Nitrosomonas sp.	Blum et a, 1991, cité par De jong, 2007						1,66	1,02	1,02	EC50	1 j	ammonia use	2,78			bactéries				
Nitrobacter sp.	Tang et al, 1992, cité par De Jong, 2007						1,66	1,02	1,02	EC50	1 j	nitrite use	1653			bactéries				
Escherichia coli	Nendza et al, 1988, cité par De Jong, 2007						1,66	1,02	1,02	EC50	16 h	inhib. croissance	2028			bactérie				
Spirochaeta aurania	Pill et al, 1991, cité par De Jong, 2007						1,66	1,02	1,02	EC50	30 '	inhib. croissance	414			bactérie				
Chlamydomonas angulosa	Hutchinson et al, 1980						1,66	1,02	1,02	EC50	3h	photosynthèse	280,14			algue verte				
Chlamydomonas reinhardii	Brack et al, 1994 (cité par De Jong, 2007)						1,66	1,02	1,02	EC50	3 j	biomasse	0,536			algue verte				
Chlorococcales sp.	Krebs, 1985						1,66	1,02	1,02	EC50	1 j	assimilation	320			algue verte				
Chlorella vulgaris	Hutchinson et al, 1980						1,66	1,02	1,02	EC50	3 h	photosynthèse	153,41			algue verte				
Scenedesmus subspicatus	Freitag et al, 1994						1,66	1,02	1,02	EC50	3 j	croissance	813			algue verte				
Brachionus calyciflorus	Calleja et al, 1994, cité par De Jong, 2007						1,66	1,02	1,02	LC50	1 j	mortalité	2			rotifère				
Daphnia magna	Thompson et al, 1989						1,66	1,02	1,02	LC50	17 j	mortalité	5,4			crustacé - branchiopode				
Streptocephalus proboscideus	Calleja et al, 1994						1,66	1,02	1,02	LC50	1 j	mortalité	1314			crustacé - branchiopode				
Poecilia reticulata	Könemann, 1981						1,66	1,02	1,02	LC50	7 j	mortalité	133			poisson				
Pimephales promelas	Alexander et al, 1978						1,66	1,02	1,02	EC50	4 j	immobilité	11,1			poisson				
Brachydanio rerio	Roderer, 1990						1,66	1,02	1,02	LC50	4 j	mortalité	55			poisson				
Lepomis macrochirus	EPA ECOTOX, 2008						1,66	1,02	1,02	LC50	4 j	mortalité	64,62	geomean		poisson				
Oncorhynchus mykiss	Black et al, 1980						1,66	1,02	1,02	LC50	4 j	mortalité	52			poisson				
Oryzias latipes	Tsuji et al, 1986						1,66	1,02	1,02	LC50	2 j	mortalité	440			poisson				
Leuciscus idus melanotus	Juhnke et al, 1978						1,66	1,02	1,02	LC50	2 j	mortalité	123			poisson				
Marines (tox.aiguë)																				
Vibrio fischeri	Sixt et al, 1995						1,66	1,02	1,02	EC50	30 '	bioluminescence	8			bactérie				
Phaeodactylum tricornutum	Pearson, 1975, cité par De Jong, 2007						1,66	1,02	1,02	EC50	nr	carbon uptake	5			diatomée				
Elminius modestus	Pearson, 1975, cité par De Jong, 2007						1,66	1,02	1,02	LC50	2 j	mortalité	7,5			crustacé - maxillopodes				
Artemia salina	Sanchez-Fortun et al, 1997						1,66	1,02	1,02	EC50	1 j	mortalité	34,18	geomean		crustacé - branchiopode				
Mysidopsis bahia	EPA, 1978						1,66	1,02	1,02	LC50	4 j	mortalité	31,20			crustacé - branchiopode				
Limanda limanda	Pearson, 1975, cité par De Jong, 2007						1,66	1,02	1,02	LC50	4 j	mortalité	33,00			poisson				
Cypronodon variegatus	Heitmuller et al, 1981						1,66	1,02	1,02	LC50	4 j	mortalité	71			poisson				
												(Facteur 10 puisque données de toxicité aiguë (EC50))						(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
												HC 5	0,142		Kp std (l/kg)			0,24	0,14	
												HC 20	0,996	I	II, III, IV	V	I, II	1,65	1,02	1,02
												HC 40	3,402	1,66	1,02	1,02	III, IV	5,65	3,47	3,47
												HC 50	5,653				V	9,38	5,77	5,77
QSAR													(mg/l)							
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						1,66	1,02	1,02	NOEC			0,00							
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						1,66	1,02	1,02	NOEC			0,00							
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						1,66	1,02	1,02	NOEC			0,00							
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						1,66	1,02	1,02	NOEC			0,00							
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						1,66	1,02	1,02	NOEC			0,00							
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						1,66	1,02	1,02	NOEC			0,00							
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						1,66	1,02	1,02	NOEC			0,00							
fung	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						1,66	1,02	1,02	NOEC			0,00							
prot	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						1,66	1,02	1,02	NOEC			0,00							
coel	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						1,66	1,02	1,02	NOEC			0,00							
moll	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						1,66	1,02	1,02	NOEC			0,00							
crus	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						1,66	1,02	1,02	NOEC			0,00							
crus	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						1,66	1,02	1,02	NOEC			0,00							
ins	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						1,66	1,02	1,02	NOEC			0,00							
ins	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						1,66	1,02	1,02	NOEC			0,00							
pisc	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						1,66	1,02	1,02	NOEC			0,00							
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						1,66	1,02	1,02	NOEC			0,00							
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						1,66	1,02	1,02	NOEC			0,00							
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)						1,66	1,02	1,02	NOEC			0,00					(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
												HC 5	2,07		Kp std (l/kg)			3,4	2,1	
												HC 20	7,40	I	II, III, IV	V	I, II	12,3	7,5	7,5
												HC 40	17,99	1,66	1,02	1,02	III, IV	29,9	18,3	18,3
												HC 50	25,41				V	42,2	25,9	25,9

Calcul de VS_E et VI_E — 1,1,2-trichloroéthane

Type d'usage		I	II	III	IV	V
Calcul de VS_E						
Valeurs de HC:	Espèces	3,48	2,15	4,15	4,15	5,44
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP method	30,60	19,00	40,90	40,90	56,20
	Chaîne trophique	-	-	-	-	-
	VS_E	**3,5**	**2,2**	**4,2**	**4,2**	**5,4**
Calcul de VI_E						
Valeurs de HC:	Espèces	8,80	5,44	-	-	-
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP method	90,80	56,20	-	-	-
	Chaîne trophique	-	-	-	-	-
	VI_E	**8,8**	**5,4**	**20,8**	**20,8**	**54,4**

1,1,2-trichloroéthane - Seuils génériques

Koc =	50,12	l/kg
pKa =	/	

Ajustement par Kp (Kp aj = Kp estimé pour propr. horizon A des sols standards)

AQUATIQUES

Eau douce (tox. chronique)								data combinée	(mg/l)		
Chlamydomonas reinhardii	Brack et al, 1994 (cité par De Jong, 2007)	0,76	0,47	0,47	EC10	3 j	Biomasse	26,3		algue verte	
Daphnia magna	LeBlanc, 1980	0,76	0,47	0,47	NOEC	2 j	mortalité	1		crustacé - branchiopode	
Lymnea stagnalis	Adema et al, 1981	0,76	0,47	0,47	NOEC	16 j	morphologie	10		mollusque	
Pimephales promelas	Walbridge et al, 1983	0,76	0,47	0,47	NOEC	32 j	nr	6		poisson	
Oncorhynchus mykiss	Ahmad et al, 1984	0,76	0,47	0,47	NOEC	32 j	croissance	6		poisson	
Brachydanio rerio	Warne et al, 1999	0,76	0,47	0,47	NOEC	4 j	mortalité	30	LOEC=60 (NOEC=LOEC/2)	poisson	
Gambusia affinis	Warne et al, 1999	0,76	0,47	0,47	NOEC	4 j	mortalité	17	LOEC=34 (NOEC=LOEC/2)	poisson	
Macquaria ambigua	Warne et al, 1999	0,76	0,47	0,47	NOEC	4 j	mortalité	28,5	LOEC=57 (NOEC=LOEC/2)	poisson	
Melanotaenia duboulayi	Warne et al, 1999	0,76	0,47	0,47	NOEC	4 j	mortalité	24	LOEC=48 (NOEC=LOEC/2)	poisson	
Marines (tox.chronique)											
Ophryotrocha labronica	Rosengerg et al, 1975	0,76	0,47	0,47	LC10	15 j	éclosion	59		annélide	
Artemia salina	Adema et al, 1981	0,76	0,47	0,47	NOEC	21 j	reproduction	10		crustacé - branchiopode	
Pleuronectus platessa	Adema et al, 1981	0,76	0,47	0,47	NOEC	56 j	mortalité	3		poisson	

						(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
HC 5	1,61		**Kp std** (l/kg)			1,23	0,76	
HC 20	4,58	I	II, III, IV	V	I, II	**3,48**	**2,15**	2,15
HC 40	8,83	0,76	0,47	0,47	III, IV	6,71	**4,15**	4,15
HC 50	11,59				V	8,80	5,44	**5,44**

Eau douce (tox. aiguë)								data combinée			
Nitrosomonas sp.	Blum et a, 1991, cité par De jong, 2007	0,76	0,47	0,47	EC50	1 j	ammonia use	1,9		bactéries	
Nitrobacter sp.	Tang et al, 1992, cité par De Jong, 2007	0,76	0,47	0,47	EC50	1 j	nitrite use	490		bactéries	
Chlamydomonas reinhardii	Brack et al, 1994 (cité par De Jong, 2007)	0,76	0,47	0,47	EC50	3 j	biomasse	57		algue verte	
Chlorella pyrenoïdosa	Adema et al, 1981	0,76	0,47	0,47	EC50	4 j	inhib. croissance	170		algue verte	
Scenedesmus subspicatus	Behechti et al, 1995	0,76	0,47	0,47	EC50	4 j	croissance	181,84		algue verte	
Daphnia magna	Richter et al, 1983	0,76	0,47	0,47	EC50	28 j	immobilité	31		crustacé - branchiopode	
Ceriodaphnia dubia	Warne et al, 1999	0,76	0,47	0,47	EC50	2 j	immobilité	53,41	geomean	crustacé - branchiopode	
Lymnea stagnalis	Adema et al, 1981	0,76	0,47	0,47	EC50	16 j	morphologie	36		mollusque	
Dreissena polymorpha	Adema et al, 1981	0,76	0,47	0,47	LC50	14 j	mortalité	140		mollusque	
Chironomus riparius	Roghair et al, 1994	0,76	0,47	0,47	LC50	2 j	mortalité	147		insecte	
Poecilia reticulata	Adema et al, 1981, cité par De Jong, 2007	0,76	0,47	0,47	LC50	7 j	mortalité	43		poisson	
Jordanella floridae	Smith et al, 1991	0,76	0,47	0,47	EC50	28	mortalité	36,6		poisson	
Pimephales promelas	Geiger et al, 1985	0,76	0,47	0,47	LC50	4 j	mortalité	81,6		poisson	
Gobius minutus	Adema et al, 1981	0,76	0,47	0,47	LC50	7 j	mortalité	43		poisson	
Lepomis macrochirus	Buccafusco et al, 1981	0,76	0,47	0,47	LC50	4 j	mortalité	40		poisson	
Marines (tox.aiguë)											
Vibrio fischeri	Sixt et al, 1995	0,76	0,47	0,47	EC50	30 '	bioluminescence	176		bactérie	
Phaeodactylum tricornutum	Adema et al, 1981	0,76	0,47	0,47	EC50	4 j	croissance	60		diatomée	
Artemia salina	Adema et al, 1981	0,76	0,47	0,47	EC50	21 j	reproduction	15,00		crustacé - branchiopode	
Temora longcornis	Adema et al, 1981	0,76	0,47	0,47	LC50	4 j	mortalité	43,00		crustacé	
Crangon crangon	Adema et al, 1981	0,76	0,47	0,47	LC50	7 j	mortalité	42,00		crustacé	
Chaetogammarus marinus	Adema et al, 1981	0,76	0,47	0,47	LC50	21 j	mortalité	41,00		crustacé	
Mytilus edulis	Adema et al, 1981	0,76	0,47	0,47	LC50	14 j	mortalité	65		mollusque	
Ophryotrocha labronica	Rosengerg et al, 1975	0,76	0,47	0,47	LC50	15 j	éclosion	86,6		annélide	
Pleuronectes platessa	Adema et al, 1981	0,76	0,47	0,47	LC50	56 j	mortalité	5,5		poisson	

(Facteur 10 puisque données de toxicité aiguë (EC50))

						(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
HC 5	0,761		**Kp std** (l/kg)			0,58	0,36	
HC 20	2,107	I	II, III, IV	V	I, II	**1,60**	**0,99**	0,99
HC 40	3,999	0,76	0,47	0,47	III, IV	3,04	**1,88**	1,88
HC 50	5,212				V	3,96	2,45	**2,45**

QSAR						(mg/l)	
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,76	0,47	0,47	NOEC	0,00	
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,76	0,47	0,47	NOEC	0,00	
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,76	0,47	0,47	NOEC	0,00	
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,76	0,47	0,47	NOEC	0,00	
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,76	0,47	0,47	NOEC	0,00	
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,76	0,47	0,47	NOEC	0,00	
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,76	0,47	0,47	NOEC	0,00	
fung	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,76	0,47	0,47	NOEC	0,00	
prot	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,76	0,47	0,47	NOEC	0,00	
coel	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,76	0,47	0,47	NOEC	0,00	
moll	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,76	0,47	0,47	NOEC	0,00	
crus	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,76	0,47	0,47	NOEC	0,00	
crus	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,76	0,47	0,47	NOEC	0,00	
ins	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,76	0,47	0,47	NOEC	0,00	
ins	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,76	0,47	0,47	NOEC	0,00	
pisc	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,76	0,47	0,47	NOEC	0,00	
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,76	0,47	0,47	NOEC	0,00	
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,76	0,47	0,47	NOEC	0,00	
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,76	0,47	0,47	NOEC	0,00	

						(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
HC 5	11,89		**Kp std** (l/kg)			9,0	5,6	
HC 20	40,32	I	II, III, IV	V	I, II	**30,6**	**19,0**	19,0
HC 40	86,97	0,76	0,47	0,47	III, IV	66,1	**40,9**	40,9
HC 50	119,49				V	90,8	56,2	**56,2**

Calcul de VS_E et VI_E 1,2-dichloroéthane

Type d'usage		I	II	III	IV	V
Calcul de VS_E						
Valeurs de HC:	Espèces	5,25	3,24	8,91	8,91	13,54
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP method	22,50	13,90	29,50	29,50	40,30
	Chaîne trophique	-	-	-	-	-
	VS_E	**5,3**	**3,2**	**8,9**	**8,9**	**13,5**
Calcul de VI_E						
Valeurs de HC:	Espèces	21,94	13,54	-	-	-
	Processus	-	-	-	-	-
	QSAR/EP method	65,30	40,30	-	-	-
	Chaîne trophique	-	-	-	-	-
	VI_E	**21,9**	**13,5**	**44,6**	**44,6**	**135,4**

1,2-DICHLOROETHANE - Seuils génériques

Koc =	30,90	l/kg
pKa =	/	

Ajustement par Kp (Kp aj = Kp estimé pour propr. horizon A des sols standards)

AQUATIQUES

Eau douce (tox. chronique)																							
Microcystis aeruginosa	Bringmann et al, 1978	0,47	0,29	0,29	NOEC	nr	data combinée population growth	(mg/l) 52,5															cyanobactérie
Scenedesmus quadricauda	Bringmann et al, 1978	0,47	0,29	0,29	NOEC	nr	population growth	355															algue verte
Chlorococcales sp.	Krebs, 1991	0,47	0,29	0,29	EC10	1 j	assimilation	500															algue verte
Daphnia magna	Richter et al, 1983 (ciré par Inéris, 2006)	0,47	0,29	0,29	NOEC	28 j	?	11															crustacé - branchiopode
Danio rerio	Hahn et al, 1989	0,47	0,29	0,29	NOEC	14 j	Food consumpt.	1,82															poisson
Pimephales promelas	Benoit et al, 1982 (cité par Inéris, 206)	0,47	0,29	0,29	NOEC	32 j	?	29															poisson
Marines (tox.chronique)																							
Palaemon serratus	cité par Verschueren Handbook, 1996	0,47	0,29	0,29	NOEC	4 j	?	25															crustacé - décapodes
Cyprinodon variegatus	Heitmuller et al, 1981	0,47	0,29	0,29	NOEC	4 j	mortalité	130															poisson
Limanda limanda	cité par Verschueren Handbook, 1996	0,47	0,29	0,29	NOEC	4 j	?	60															poisson

																							(mg/kg) (mg/kg) (mg/kg)
							HC 5	2,24					**Kp std** (l/kg)						1,05	0,65		
							HC 20	11,17				I	II, III, IV		V		I, II		**5,25**	**3,24**	3,24
							HC 40	30,73				0,47	0,29		0,29		III, IV		14,44	**8,91**	8,91
							HC 50	46,69									V		21,94	13,54	**13,54**
Eau douce (tox. aiguë)																							
Haematococcus pluvialis	Knie et al, 1983	0,47	0,29	0,29	EC50	nr	data combinée population growth	130															algue verte
Scenedesmus subspicatus	Behechti et al, 1995	0,47	0,29	0,29	EC50	4 j	population growth	188															algue verte
Skeletonema costatum	EPA, 1978	0,47	0,29	0,29	EC50	4 j	photosynthèse	433															diatomée
Daphnia magna	Richter et al, 1983	0,47	0,29	0,29	EC50	2 j	intoxication immob.	170															crustacé - branchiopode
Gammarus fasciatus	Johnson et al, 1980	0,47	0,29	0,29	LC50	4 j	mortalité	100															crustacé - amphipode
Pteronarcys californicus	Mayer et al, 1986	0,47	0,29	0,29	LC50	4 j	mortalité	100															insecte
Pimephales promelas	Walbridge et al, 1983	0,47	0,29	0,29	LC50	4 j	mortalité	125,6															poisson
Lepomis macrochirus	Buccafusco et al, 1981	0,47	0,29	0,29	LC50	4 j	mortalité	430															poisson
Oncorhynchus mykiss	Mayer et al, 1986	0,47	0,29	0,29	LC50	4 j	mortalité	225															poisson
Oryzias latipes	Tsuji et al, 1986	0,47	0,29	0,29	LC50	2 j	mortalité	114,93															poisson
Leuciscus idus melanotus	Juhnke et al, 1978	0,47	0,29	0,29	LC50	2 j	mortalité	380,18															poisson
Marines (tox.aiguë)																							
Elminius modestus	Pearson et al, 1975	0,47	0,29	0,29	LC50	2 j	mortalité	186															crustacé - maxillopode
Americamysis bahia	EPA, 1978	0,47	0,29	0,29	LC50	4 j	mortalité	113															crustacé
Artemia salina	Sanchez-Fortun et al, 1997	0,47	0,29	0,29	LC50	1 j	mortalité	14,42															crustacé - branchiopode
Artemia salina	Foster et al, 1985	0,47	0,29	0,29	LC50	4 j	intoxication immob.	53,90															crustacé - branchiopode
Ophryotrocha labronica	Rosenberg et al, 1975	0,47	0,29	0,29	LC50	4 j	mortalité	600,00															annélide - polychète

																							(mg/kg) (mg/kg) (mg/kg)
							(Facteur 10 puisque données de toxicité aiguë (EC50))																
							HC 5	3,29					**Kp std** (l/kg)						1,55	0,95		
							HC 20	7,43				I	II, III, IV		V		I, II		**3,49**	**2,15**	2,15
							HC 40	12,41				0,47	0,29		0,29		III, IV		5,83	**3,60**	3,60
							HC 50	15,34									V		7,21	4,45	**4,45**
QSAR								(mg/l)															
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,47	0,29	0,29	NOEC			3159,52															
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,47	0,29	0,29	NOEC			105,74															
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,47	0,29	0,29	NOEC			284,59															
bact	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,47	0,29	0,29	NOEC			298,83															
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,47	0,29	0,29	NOEC			328,56															
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,47	0,29	0,29	NOEC			209,32															
alg	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,47	0,29	0,29	NOEC			65,32															
fung	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,47	0,29	0,29	NOEC			3150,80															
prot	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,47	0,29	0,29	NOEC			345,96															
coel	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,47	0,29	0,29	NOEC			47,95															
moll	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,47	0,29	0,29	NOEC			44,75															
crus	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,47	0,29	0,29	NOEC			51,10															
crus	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,47	0,29	0,29	NOEC			58,37															
ins	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,47	0,29	0,29	NOEC			107,83															
ins	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,47	0,29	0,29	NOEC			56,34															
pisc	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,47	0,29	0,29	NOEC			23,23															
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,47	0,29	0,29	NOEC			64,78															
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,47	0,29	0,29	NOEC			83,70															
amph	Calcul selon les QSAR du RIVM (cfr Traas, 2001)	0,47	0,29	0,29	NOEC			76,21															
																							(mg/kg) (mg/kg) (mg/kg)
							HC 5	14,49					**Kp std** (l/kg)						6,8	4,2		
							HC 20	47,95				I	II, III, IV		V		I, II		**22,5**	**13,9**	13,9
							HC 40	101,80				0,47	0,29		0,29		III, IV		47,8	**29,5**	29,5
							HC 50	138,97									V		65,3	40,3	**40,3**