

FICHE

DONNÉES  
TOXICOLOGIQUES  
ET ENVIRONNEMENTALES  
DES SUBSTANCES CHIMIQUES

(ID Modèle = 2077339)

# Phénanthrène

Ineris - 200845 - 2224225 - v1.0

18/01/2021

---

**Les fiches de données toxicologiques et environnementales présentent de manière synthétique les données physicochimiques, toxicologiques, écotoxicologiques, réglementaires et les méthodes d'analyse utilisables lors d'une évaluation des risques pour la santé et l'environnement. Les données disponibles dans ces fiches sont également utilisables dans les situations réelles qui font suite par exemple à un accident, ou d'absence de cadrage réglementaire.**

---

Responsable du programme : M. Bisson

Expert ayant participé à la rédaction :

M. Bisson – E. Boulvert – M. Dallet – C. Hulot – D. Oberson-Geneste – M. Marlière

Document vérifié par Sandrine ANDRES

Document approuvé le 18/01/2021 par MORIN ANNE

**Afin d'avoir une meilleure compréhension de cette fiche, les lecteurs sont invités à se référer à la méthodologie de renseignements.**

Veillez citer ce document de la manière suivante :

Institut national de l'environnement industriel et des risques, Phénanthrène, Verneuil-en-Halatte : Ineris - 200845 - v1.0, 18/01/2021.

Validation groupe d'experts : novembre 2018

Historique des révisions :

Version	Référence	Objet	Commentaires	Date
1	00DF251	Rédaction de la fiche		2000
2	00DF251	Révision partielle	Sections 2, 3, 4 et 5	2003
3	00DF251	Révision partielle	Sections 5 et 6	2005
4	DRC-10-109974-07011A	Révision partielle	Sections 3, 5 et 6	2010
5	Ineris - 200845 - 2224225 – v1	Révision complète de la fiche		2020

## Table des matières

Résumé .....	5
1 Généralités .....	8
1.1 Identification/caractérisation .....	8
1.2 Classification et autres identifications de dangers .....	8
1.3 Principes de production .....	8
1.4 Utilisations et restrictions d'usages .....	9
1.5 Principales sources d'exposition .....	9
2 Paramètres d'évaluation de l'exposition .....	12
2.1 Paramètres physico-chimiques .....	12
2.2 Comportement .....	13
2.2.1 Dans l'eau .....	13
2.2.2 Dans les sols .....	13
2.2.3 Dans l'air .....	13
2.3 Persistance .....	13
2.3.1 Dégradation abiotique .....	13
2.3.2 Biodégradation .....	13
2.4 Bio-accumulation et métabolisme .....	14
2.4.1 Organismes aquatiques .....	14
2.4.2 Organismes terrestres y compris les végétaux .....	14
3 Données toxicologiques .....	16
3.1 Devenir dans l'organisme .....	17
3.1.1 Études chez l'homme .....	17
3.1.2 Études chez l'animal .....	17
3.2 Toxicologie aiguë .....	18
3.2.1 Études chez l'homme .....	18
3.2.2 Études chez l'animal .....	19
3.3 Toxicologie chronique .....	19
3.3.1 Effets généraux (non cancérogènes – non reprotoxiques) .....	19
3.3.2 Effets cancérigènes .....	20
3.3.3 Caractère génotoxique .....	21
3.3.4 Effets sur la reproduction et le développement .....	21
3.4 Valeurs toxicologiques de référence .....	22
3.4.1 Valeurs toxicologiques de référence pour des effets à seuil .....	22
3.4.2 Valeurs toxicologiques de référence pour des effets sans seuil .....	23
3.4.3 Synthèse des valeurs toxicologiques de référence retenues par l'Ineris .....	25
4 Données écotoxicologiques .....	26
4.1 Organismes aquatiques .....	26
4.1.1 Paramètres d'écotoxicité aiguë .....	26
4.1.2 Paramètres d'écotoxicité chronique .....	27
4.1.3 Valeurs seuil pour la protection des organismes aquatiques (colonne d'eau) .....	28
4.1.4 Valeurs seuil pour la protection des organismes benthiques .....	28

4.2	Organismes terrestres .....	29
4.2.1	Paramètres d'écotoxicité aiguë .....	29
4.2.2	Paramètres d'écotoxicité chronique .....	29
4.2.3	Valeurs seuil pour la protection des organismes du sol .....	29
4.3	Organismes prédateurs .....	29
5	Valeurs sanitaires et environnementales .....	30
5.1	Valeurs utilisées en milieu de travail .....	30
5.2	Valeurs utilisées pour la population générale.....	31
5.3	Valeurs de référence pour la surveillance des écosystèmes .....	31
5.3.1	Compartiment aquatique .....	31
5.3.2	Empoisonnement secondaire (prédateurs) .....	31
6	Méthodes de détection et de quantification dans l'environnement .....	32
7	Bibliographie .....	33

# Résumé

## Généralités – Principales Utilisations

Le phénanthrène est un hydrocarbure aromatique polycyclique (HAP), il est présent dans l'huile d'anthracène obtenue par distillation du goudron de houille. Il est recueilli dans le filtrat de résidus d'anthracène cristallisé ou dans la fraction légère de distillation de l'anthracène brut.

On l'utilise dans la production de colorants, d'explosifs, de produits pharmaceutiques ; c'est une base utilisée pour synthétiser d'autres produits chimiques (9,10-phénanthrénequinone, acide 2,2 diphénique) dont certains sont, par exemple, utilisés pour la fabrication de conducteurs électriques utilisés dans les batteries et les cellules photovoltaïques. Il est produit de façon non-intentionnelle lors d'une mauvaise combustion des hydrocarbures, du bois ou du charbon (inserts, foyers fermés faiblement alimentés en air). On en trouve aussi dans la fumée de tabac, les échappements de moteur Diesel ou à essence, dans les viandes grillées au charbon de bois (barbecue), dans les huiles moteur usagées, etc...

## Classification et autres identifications de dangers

Le phénanthrène ne bénéficie pas d'une classification harmonisée.

## Données toxicologiques

### ▪ Toxicocinétique

Aucune donnée concernant l'absorption et le devenir du phénanthrène seul dans l'organisme humain n'est disponible. Cependant il semblerait que comme tous les HAP, le phénanthrène pénètre dans l'organisme par voie pulmonaire, orale ou cutanée. Plusieurs métabolites ont été identifiés dans les urines de salariés exposés à des mélanges de HAP.

Chez l'animal, le phénanthrène est absorbé par voie intestinale, par voie cutanée (entre 80 et 90 %) et par instillation intra-trachéale (non quantifiée). Le phénanthrène est métabolisé sous forme de 9,10-dihydrodiol phénanthrène, de 3,4-dihydrodiol phénanthrène, de 1,2-dihydrodiol phénanthrène et de traces d'hydroxy-phénanthrène. C'est un très faible ligand de l'AhR, récepteur spécifique des HAP (affinité non quantifiable) et des cytochromes P450.

### ▪ Toxicité aiguë

Aucune donnée sur la toxicité aiguë du phénanthrène seul chez l'homme n'a été identifiée.

Peu de données existent chez l'animal. Les seules études réalisées montrent la faible toxicité aiguë du phénanthrène. L'administration de phénanthrène par voie orale chez des rats augmente l'activité de la carboxylase de la muqueuse intestinale et le taux d'aldéhyde déshydrogénase cytosolique. Les autres voies d'exposition n'ont pas été étudiées.

### ▪ Toxicité chronique

#### - Effets systémiques

Aucune donnée sur la toxicité chronique du phénanthrène seul n'est disponible chez l'homme ou l'animal.

#### - Effets cancérigènes

Aucune donnée sur l'effet cancérigène du phénanthrène seul chez l'homme n'est disponible quel que soit le mode d'absorption de la molécule. Les données disponibles chez les animaux, sont insuffisantes pour pouvoir juger du caractère cancérigène du phénanthrène. Le phénanthrène n'a pas fait l'objet d'un examen par l'Union Européenne, l'IARC le classe dans le Groupe 3 (ne peut être classé pour sa cancérogénicité pour l'homme).

Les quelques résultats disponibles parfois contradictoires ne permettent pas de conclure sur la génotoxicité du phénanthrène. Le phénanthrène n'a pas été examiné au niveau européen.

#### - Effets sur la reproduction et le développement

Aucune donnée n'est disponible concernant les effets sur la reproduction et le développement chez l'homme ou l'animal.

- Choix de VTR

Type d'effet	Substances chimiques (n°CAS)	Voie d'exposition (durée)	Facteur d'incertitude	Valeur de référence	Source, année de révision de VTR	Date de choix
A seuil	Phénanthrène (85-01-8)	Orale	-	$4 \cdot 10^{-2} \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$	RIVM, 2001	2018
Sans seuil		Inhalation	-	$\text{ERU}_i = 6 \cdot 10^{-7} (\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3})^{-1}$	Ineris, 2018	2018
		Orale	-	$\text{ERU}_0 = 10^{-3} (\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{j}^{-1})^{-1}$	Ineris, 2018	2018

Dans cette fiche, seul le phénanthrène est considéré, la toxicité du phénanthrène en mélange avec d'autres hydrocarbures aromatiques polycycliques est donc exclue. Cependant, il s'agit le plus souvent de co-expositions à plusieurs HAP. Certains HAP disposent d'une fiche de données toxicologiques<sup>(1)</sup> cependant il nous est apparu nécessaire de proposer également une fiche « choix de VTR » regroupant les valeurs disponibles pour chacun d'eux<sup>(2)</sup>.

Rappelons que dans le concept de facteur d'équivalence toxique (FET) permettant d'établir une valeur toxicologique pour des effets cancérogènes induits par un mélange de HAP, le BaP est la substance de référence à laquelle un potentiel toxique de valeur 1 est arbitrairement donné.

Même si à ce jour il n'existe pas de VTR pour des expositions cutanées, cette voie d'exposition peut ne pas être négligeable.

## Devenir environnemental et données écotoxicologiques

- Devenir environnemental

- Comportement

Le phénanthrène est très peu soluble dans l'eau. Son adsorption relativement importante le rend peu mobile dans le sol. La volatilisation du phénanthrène est faible.

- Persistance

Dégradation abiotique : Aucune donnée expérimentale sur l'hydrolyse du phénanthrène n'a été trouvée. Cependant, compte tenu de sa structure moléculaire, l'hydrolyse ne semble pas être une voie de dégradation.

Biodégradation : Les rares données expérimentales trouvées concernent des essais en milieu aqueux et montrent une faible dégradation du phénanthrène : 54 % de dégradation après 4 semaines et une demi-vie de 64 à 800 jours en milieu aqueux non adapté. Par conséquent, même si le phénanthrène peut se dégrader partiellement en milieux aqueux dans certaines conditions, il n'est pas considéré comme facilement biodégradable. Dans les eaux de surface une demi-vie de 150 jours est proposée par la Commission Européenne.

Accumulation dans les sédiments : Plusieurs essais visant à déterminer des valeurs de Koc ont été menés. La moyenne de ces valeurs est de  $21\,380 \text{ L} \cdot \text{kg}^{-1}$ , ce qui est cohérent avec la valeur estimée par les QSAR :  $28\,840 \text{ L} \cdot \text{kg}^{-1}$ .

- Bioaccumulation

Dans certains essais de bioaccumulation, les mesures de concentrations sont effectuées grâce à un traçage de la substance au carbone 14. L'utilisation de la radioactivité ne permettant pas de distinguer la substance elle-même de ses métabolites, les BCF n'ont été retenus que s'ils s'accompagnaient d'une confirmation par chromatographie.

(1) Acénaphène, Anthracène, Benzo(b)fluoranthène, Benzo(g,h,i)perylène, Benzo(k)fluoranthène, Chrysène, Dibenz(a,h)anthracène, Fluoranthène, Fluorène, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Phénanthrène, Pyrène

(2) Acénaphène, Acénaphthylène Anthracène, Benz(a)anthracène, Benzo(b)fluoranthène, Benzo(g,h,i)perylène, Benzo(k)fluoranthène, Chrysène, Coronène, Cyclopenta(c,d)pyrène, Dibenz(a,c)anthracène, Dibenz(a,h)anthracène, Fluoranthène, Fluorène, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Naphtalène, Phénanthrène, Pyrène

Crustacés : *Crangon septemspinosa* (marin) : BCF = 210.

Oligochètes : *Stylodrilus heringianus* : BCF = 5 055.

Mollusques : *Mya arenaria* (marin) : BCF = 1 280, *Mytilus edulis* (marin) : BCF = 1 240.

Poissons : *Cyprinodon variegatus* (marin) : BCF = 810. *Cyprinodon variegatus* (marin) : BCF = 2 229.  
*Pimephales promelas* : BCF = 6760 et 3388.

Nous proposons de retenir la valeur de 5 055 obtenue sur l'oligochète. L'accumulation de phénanthrène dans les organismes aquatiques à partir de l'eau est considérée comme importante.

#### ▪ Écotoxicité aquatique

- Organismes de la colonne d'eau
  - Écotoxicité aiguë

Les données disponibles concernant la toxicité aiguë du phénanthrène pour le milieu aquatique indiquent que le crustacé marin *Mysidopsis bahia* est l'espèce la plus sensible parmi celles testées, avec une valeur de CL<sub>50</sub> de 0,0177 mg.L<sup>-1</sup>. Pour les poissons et les algues, les plus faibles valeurs de CE<sub>50</sub> sont de 0,15 mg.L<sup>-1</sup> et 0,94 mg.L<sup>-1</sup>, respectivement.

La plus faible valeur de CL<sub>50</sub> pour les invertébrés benthiques est de 3,683 mg.kg<sup>-1</sup>.

- Écotoxicité chronique

Concernant la toxicité chronique du phénanthrène, les données disponibles pour les organismes aquatiques fournissent des valeurs de NOEC comprises entre 0,0134 mg.L<sup>-1</sup> (*Ceriodaphnia dubia*) et 0,13 mg.L<sup>-1</sup> (*Anabaena flos aquae*). La toxicité chronique sur *Mysidopsis bahia* n'a pas été testée.

- Organismes benthiques
  - Ecotoxicité aiguë

Seuls des résultats d'essais aigus sont disponibles. La plus faible valeur de CL<sub>50</sub> pour les invertébrés benthiques est de 3,683 mg.kg<sup>-1</sup> (*Rhepoxynius abronius*).

- Ecotoxicité chronique

Aucune donnée disponible.

#### ▪ Écotoxicité pour les organismes terrestres, y compris les prédateurs

- Écotoxicité aiguë

Les données disponibles concernant la toxicité aiguë du phénanthrène pour le compartiment terrestre présentent des valeurs d'EC<sub>50</sub> de 120 mg.kg<sup>-1</sup> de poids sec (*Folsoma candida*) à 240 mg.kg<sup>-1</sup> de poids sec (*Eisenia foetida*).

- Écotoxicité chronique

La seule donnée disponible concernant la toxicité chronique pour les organismes terrestres est une NOEC, elle est déterminée à 75 mg.kg<sup>-1</sup> (*Folsoma candida*).

#### ▪ PNEC

En l'absence de valeurs réglementaires, les valeurs seuils suivantes sont proposées par l'Ineris

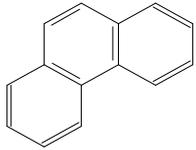
Substances chimiques (n°CAS)	Compartiment	Facteur d'extrapolation	Valeur de PNEC	Unité	
Phénanthrène (85-01-8)	PNEC <sub>eau douce</sub>	10	1,34	µg.L <sup>-1</sup>	
	PNEC <sub>eau marine</sub>	100	0,134	µg.L <sup>-1</sup>	
	PNEC <sub>sed eau douce</sub>		1000	3,68	µg.kg <sup>-1</sup> sed humide
				9,6	µg.kg <sup>-1</sup> sed sec
	PNEC <sub>sed eau marine</sub>		1000	3,68	µg.kg <sup>-1</sup> sed humide
				9,6	µg.kg <sup>-1</sup> sed sec
PNEC <sub>sol</sub>		100	750	µg.kg <sup>-1</sup> de sol sec	
PNEC <sub>orale</sub>		Aucune donnée disponible		µg.kg <sup>-1</sup> de nourriture	

# 1 Généralités

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) sont généralement présents sous forme de mélange. Cependant, en raison de l'approche substance par substance recommandée en évaluation des risques sanitaires, certains HAP disposent d'une fiche de données toxicologiques<sup>(3)</sup>. Néanmoins, il nous est apparu nécessaire de proposer également une fiche « choix de VTR » regroupant les valeurs disponibles pour chacun d'eux<sup>(4)</sup>.

## 1.1 Identification/caractérisation

Tableau 1 : Nom et principaux synonymes du phénanthrène, numéros d'identification

Substance chimique	N° CAS	N° EINECS	Synonyme	Force physique (*)
<p>C<sub>14</sub>H<sub>10</sub></p> 	85-01-8	201-581-5	Phenantrin	solide cristallisé cristaux monocliniques incolores brillants

(\*) dans les conditions ambiantes habituelles

## 1.2 Classification et autres identifications de dangers

Il n'y a pas de classification harmonisée pour le phénanthrène selon le règlement européen relatif à la classification et l'étiquetage des substances et mélanges (Règlement CLP (CE) n° 1272/2008).

Il existe des propositions consensuelles d'autoclassification par les industriels pour les critères suivants :

Acute tox 4; H302 (Nocif en cas d'ingestion) - Aquatic acute 1; H400 (Très toxique pour les organismes aquatiques) - Aquatic chronic 1; H410 (Très toxique pour les organismes aquatiques, entraîne des effets néfastes à long terme)

Mais il existe également des propositions ponctuelles d'autoclassification sur d'autres critères :

Skin irrit 2; H315 (Provoque une irritation cutanée) - Skin sens 1; H317 (Peut provoquer une allergie cutanée) - Carc 2; H351 (Susceptible de provoquer le cancer) - Eye Irrit 2; H319 (Provoque une sévère irritation des yeux) - STOT SE3; H335 (Peut irriter les voies respiratoires : poumons)

Ces propositions n'ont fait l'objet d'une vérification.

## 1.3 Principes de production

Le phénanthrène est présent dans l'huile d'anthracène obtenue par distillation du goudron de houille. Il est recueilli dans le filtrat de résidus d'anthracène cristallisé ou dans la fraction légère de distillation de l'anthracène brut.

<sup>(3)</sup> Acénaphène, Anthracène, Benzo(b)fluoranthène, Benzo(g,h,i)perylène, Benzo(k)fluoranthène, Chrysène, Dibenz(a,h)anthracène, Fluoranthène, Fluorène, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Phénanthrène, Pyrène

<sup>(4)</sup> Acénaphène, Acénaphthylène Anthracène, Benz(a)anthracène, Benzo(b)fluoranthène, Benzo(g,h,i)perylène, Benzo(k)fluoranthène, Chrysène, Coronène, Cyclopenta(c,d)pyrène, Dibenz(a,c)anthracène, Dibenz(a,h)anthracène, Fluoranthène, Fluorène, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Naphtalène, Phénanthrène, Pyrène

## 1.4 Utilisations et restrictions d'usages

Le phénanthrène est utilisé dans les industries des matières colorantes, dans les explosifs et dans les produits pharmaceutiques. Il sert de base pour la production d'autres substances chimiques (9,10-phénanthrénequinone, acide 2,2 diphénique), et entre dans la composition de substances conductrices d'électricité utilisées dans les batteries et les cellules solaires.

### Restrictions d'usage et principaux textes réglementaires pour le phénanthrène

- Le phénanthrène a été inclus en 2019 dans la substance extrêmement préoccupante (SVHC).
- Les HAP sont inscrits sur la Liste OSPAR de produits chimiques devant faire l'objet de mesures prioritaires.
- Fait partie de la liste des substances pertinentes à surveiller (SPAS) dans les eaux de surface et les sédiments (Annexe II de l'arrêté du 7 août 2015 modifiant l'arrêté du 25 janvier 2010 établissant le programme de surveillance de l'état des eaux).
- Directive n° 2004/107/CE du 15/12/04 concernant l'arsenic, le cadmium, le mercure, le nickel et les hydrocarbures aromatiques polycycliques dans l'air ambiant.

## 1.5 Principales sources d'exposition

La présence de phénanthrène dans l'environnement provient le plus souvent de la combustion incomplète de certains composés organiques tels que le bois et les combustibles fossiles. Il est détecté dans la fumée de cigarette, les échappements de moteur diesel ou essence, dans les viandes grillées au charbon de bois, dans les huiles de moteur usagées, etc...

### Concentrations ubiquitaires

Tableau 2 : Concentrations habituellement retrouvées dans les milieux en l'absence de source connue en phénanthrène

Milieu	Concentrations ou gamme de concentrations	Référence														
<b>Air</b>																
Air intérieur	\	\														
Air ambiant	Pas de données génériques. Données ponctuelles et locales de mesures auprès du réseau des Associations Agréées de Surveillance de la Qualité de l'Air (AASQA)	Sites Internet des 13 AASQA de Métropole et des 5 AASQA en DOM, accessibles depuis le portail ATMO France ( <a href="https://atmo-france.org/la-carte-des-aasqa/">https://atmo-france.org/la-carte-des-aasqa/</a> )														
<b>Eau</b>																
Eau de surface	Données locales de mesures disponibles sur la base Naïades, pour les eaux et les matières en suspension dans les eaux.	Base de données « Naïades » sur la qualité des eaux de surface ( <a href="http://www.naiades.eaufrance.fr/">http://www.naiades.eaufrance.fr/</a> )														
Eau de surface [Cours d'eau]	<p><b>France Métropolitaine</b>, concentration moyenne par point de mesure en phénanthrène, de 2007 à 2009 (n = 1 885 échantillons*) :</p> <table border="1"> <thead> <tr> <th>Gamme de concentrations moyennes</th> <th>Fréquence</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Pas de classification possible</td> <td>0,7 %</td> </tr> <tr> <td>Pas de quantification</td> <td>31 %</td> </tr> <tr> <td>Moins de 0,02 µg.L<sup>-1</sup></td> <td>64 %</td> </tr> <tr> <td>Entre 0,02 et 0,05 µg.L<sup>-1</sup></td> <td>3 %</td> </tr> <tr> <td>Entre 0,05 et 0,1 µg.L<sup>-1</sup></td> <td>0,7 %</td> </tr> <tr> <td>Plus de 0,1 µg.L<sup>-1</sup></td> <td>0,5 %</td> </tr> </tbody> </table> <p><b>Ces résultats sont accompagnés, dans la publication, d'une carte de France Métropolitaine avec la localisation des points de mesure selon la gamme de concentrations moyennes.</b></p>	Gamme de concentrations moyennes	Fréquence	Pas de classification possible	0,7 %	Pas de quantification	31 %	Moins de 0,02 µg.L <sup>-1</sup>	64 %	Entre 0,02 et 0,05 µg.L <sup>-1</sup>	3 %	Entre 0,05 et 0,1 µg.L <sup>-1</sup>	0,7 %	Plus de 0,1 µg.L <sup>-1</sup>	0,5 %	Commissariat général au développement durable, 2011a
Gamme de concentrations moyennes	Fréquence															
Pas de classification possible	0,7 %															
Pas de quantification	31 %															
Moins de 0,02 µg.L <sup>-1</sup>	64 %															
Entre 0,02 et 0,05 µg.L <sup>-1</sup>	3 %															
Entre 0,05 et 0,1 µg.L <sup>-1</sup>	0,7 %															
Plus de 0,1 µg.L <sup>-1</sup>	0,5 %															

Milieu	Concentrations ou gamme de concentrations	Référence														
Eau souterraine	Données locales de mesures disponibles sur la base ADES	Base de données « ADES » sur la qualité des eaux souterraines ( <a href="http://www.ades.eaufrance.fr/">http://www.ades.eaufrance.fr/</a> )														
	<b>France Métropolitaine</b> , concentration moyenne par point de mesure en phénanthrène, de 2007 à 2009 (n = 860 échantillons*) :	Commissariat général au développement durable, 2011a														
	<table border="1"> <thead> <tr> <th>Gamme de concentrations moyennes</th> <th>Fréquence</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Pas de quantification</td> <td>89,0 %</td> </tr> <tr> <td>Moins de 0,05 µg.L<sup>-1</sup></td> <td>10,8 %</td> </tr> <tr> <td>Entre 0,05 et 0,1 µg.L<sup>-1</sup></td> <td>0,1 %</td> </tr> <tr> <td>Entre 0,1 et 0,5 µg.L<sup>-1</sup></td> <td>0,1 %</td> </tr> <tr> <td>Plus de 0,5 µg.L<sup>-1</sup></td> <td>0 %</td> </tr> </tbody> </table>		Gamme de concentrations moyennes	Fréquence	Pas de quantification	89,0 %	Moins de 0,05 µg.L <sup>-1</sup>	10,8 %	Entre 0,05 et 0,1 µg.L <sup>-1</sup>	0,1 %	Entre 0,1 et 0,5 µg.L <sup>-1</sup>	0,1 %	Plus de 0,5 µg.L <sup>-1</sup>	0 %		
	Gamme de concentrations moyennes		Fréquence													
	Pas de quantification		89,0 %													
Moins de 0,05 µg.L <sup>-1</sup>	10,8 %															
Entre 0,05 et 0,1 µg.L <sup>-1</sup>	0,1 %															
Entre 0,1 et 0,5 µg.L <sup>-1</sup>	0,1 %															
Plus de 0,5 µg.L <sup>-1</sup>	0 %															
<b>Ces résultats sont accompagnés, dans la publication, d'une carte de France Métropolitaine avec la localisation des points de mesure selon la gamme de concentrations moyennes.</b>																
<b>Sédiment</b>																
Sédiment [continent]	<b>France Métropolitaine</b> , concentration moyenne par point de mesure en phénanthrène, de 2007 à 2009 (n = 860 échantillons*) :	Commissariat général au développement durable, 2011a														
	<table border="1"> <thead> <tr> <th>Gamme de concentrations moyennes</th> <th>Fréquence</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Pas de quantification</td> <td>89,0 %</td> </tr> <tr> <td>Moins de 0,05 µg.L<sup>-1</sup></td> <td>10,8 %</td> </tr> <tr> <td>Entre 0,05 et 0,1 µg.L<sup>-1</sup></td> <td>0,1 %</td> </tr> <tr> <td>Entre 0,1 et 0,5 µg.L<sup>-1</sup></td> <td>0,1 %</td> </tr> <tr> <td>Plus de 0,5 µg.L<sup>-1</sup></td> <td>0 %</td> </tr> </tbody> </table>		Gamme de concentrations moyennes	Fréquence	Pas de quantification	89,0 %	Moins de 0,05 µg.L <sup>-1</sup>	10,8 %	Entre 0,05 et 0,1 µg.L <sup>-1</sup>	0,1 %	Entre 0,1 et 0,5 µg.L <sup>-1</sup>	0,1 %	Plus de 0,5 µg.L <sup>-1</sup>	0 %		
	Gamme de concentrations moyennes		Fréquence													
	Pas de quantification		89,0 %													
	Moins de 0,05 µg.L <sup>-1</sup>		10,8 %													
Entre 0,05 et 0,1 µg.L <sup>-1</sup>	0,1 %															
Entre 0,1 et 0,5 µg.L <sup>-1</sup>	0,1 %															
Plus de 0,5 µg.L <sup>-1</sup>	0 %															
<b>Ces résultats sont accompagnés, dans la publication, d'une carte de France Métropolitaine avec la localisation des points de mesure selon la gamme de concentrations moyennes.</b>																
Sédiment [littoral]	Données locales de mesures disponibles sur la base Quadrigé de l'IFREMER – Réseau de suivi de la contamination chimique ROCCHSED	Base Quadrigé via SURVAL ( <a href="https://wwz.ifremer.fr/surval/">https://wwz.ifremer.fr/surval/</a> )														
Sédiment [cours d'eau]	<b>France Métropolitaine</b> , concentration moyenne par point de mesure en phénanthrène, de 2007 à 2009 (n = 1 946 échantillons*) :	Commissariat général au développement durable, 2011a														
	<table border="1"> <thead> <tr> <th>Gamme de concentrations moyennes</th> <th>Fréquence</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Pas de quantification</td> <td>26 %</td> </tr> <tr> <td>Moins de 1 000 µg.kg<sup>-1</sup></td> <td>69 %</td> </tr> <tr> <td>Entre 1 000 et 3 000 µg.kg<sup>-1</sup></td> <td>4 %</td> </tr> <tr> <td>Entre 3 000 et 5 000 µg.kg<sup>-1</sup></td> <td>0,4 %</td> </tr> <tr> <td>Entre 5 000 et 15 000 µg.kg<sup>-1</sup></td> <td>0,5 %</td> </tr> <tr> <td>Plus de 15 000 µg.kg<sup>-1</sup></td> <td>0,1 %</td> </tr> </tbody> </table>		Gamme de concentrations moyennes	Fréquence	Pas de quantification	26 %	Moins de 1 000 µg.kg <sup>-1</sup>	69 %	Entre 1 000 et 3 000 µg.kg <sup>-1</sup>	4 %	Entre 3 000 et 5 000 µg.kg <sup>-1</sup>	0,4 %	Entre 5 000 et 15 000 µg.kg <sup>-1</sup>	0,5 %	Plus de 15 000 µg.kg <sup>-1</sup>	0,1 %
	Gamme de concentrations moyennes		Fréquence													
	Pas de quantification		26 %													
	Moins de 1 000 µg.kg <sup>-1</sup>		69 %													
	Entre 1 000 et 3 000 µg.kg <sup>-1</sup>		4 %													
	Entre 3 000 et 5 000 µg.kg <sup>-1</sup>		0,4 %													
Entre 5 000 et 15 000 µg.kg <sup>-1</sup>	0,5 %															
Plus de 15 000 µg.kg <sup>-1</sup>	0,1 %															
<b>Ces résultats sont accompagnés, dans la publication, d'une carte de France Métropolitaine avec la localisation des points de mesure selon la gamme de concentrations moyennes.</b>																

Milieu	Concentrations ou gamme de concentrations	Référence																				
<b>Sol</b>																						
Fonds Pédogéochimiques Anthropisés (FPGA) urbains**	Données locales de mesures d'échantillons de sols de surface prélevés en milieu urbain dans les agglomérations en France Métropolitaine	Base de Données des analyses de Sols Urbains français, dite BDSolU ( <a href="http://www.bdsolu.fr">http://www.bdsolu.fr</a> )																				
Réseau de Mesure de la Qualité des Sols (RMQS)	<p><b>France Métropolitaine et Outre-Mer</b> (n = 2 203 échantillons, dont 45,6 % &lt; LQ de 0,01 = mg.kg<sup>-1</sup>) :</p> <table border="1"> <thead> <tr> <th>Distribution</th> <th>Concentration (mg.kg<sup>-1</sup>)</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Minimum</td> <td>&lt; LQ</td> </tr> <tr> <td>10<sup>ème</sup> percentile</td> <td>&lt; LQ</td> </tr> <tr> <td>25<sup>ème</sup> percentile</td> <td>&lt; LQ</td> </tr> <tr> <td>50<sup>ème</sup> percentile</td> <td>0,011</td> </tr> <tr> <td>75<sup>ème</sup> percentile</td> <td>0,020</td> </tr> <tr> <td>90<sup>ème</sup> percentile</td> <td>0,037</td> </tr> <tr> <td>95<sup>ème</sup> percentile</td> <td>0,059</td> </tr> <tr> <td>99<sup>ème</sup> percentile</td> <td>0,163</td> </tr> <tr> <td>Maximum</td> <td>3,47</td> </tr> </tbody> </table> <p>Le programme du RMQS est basé sur 2 200 sites d'échantillonnage répartis de façon systématique selon une grille de mailles de dimensions 16 x 16 km, représentatifs des sols français et leurs usages. Il s'agit majoritairement de sols agricoles ou forestiers et dans une moindre part de sols urbains : 40 % de terres agricoles arables avec succession cultures, 25 % de prairies permanentes, 27 % de surfaces boisées, 8% divers (terres agricoles avec cultures pérennes type vignes, milieux naturels, parcs et jardins urbains, friches).</p>	Distribution	Concentration (mg.kg <sup>-1</sup> )	Minimum	< LQ	10 <sup>ème</sup> percentile	< LQ	25 <sup>ème</sup> percentile	< LQ	50 <sup>ème</sup> percentile	0,011	75 <sup>ème</sup> percentile	0,020	90 <sup>ème</sup> percentile	0,037	95 <sup>ème</sup> percentile	0,059	99 <sup>ème</sup> percentile	0,163	Maximum	3,47	Données Inra Infosol dans le cadre du GIS Sol, Groupement d'Intérêt Scientifique sur les Sols (éléments cités en annexe du guide ADEME 2018)
Distribution	Concentration (mg.kg <sup>-1</sup> )																					
Minimum	< LQ																					
10 <sup>ème</sup> percentile	< LQ																					
25 <sup>ème</sup> percentile	< LQ																					
50 <sup>ème</sup> percentile	0,011																					
75 <sup>ème</sup> percentile	0,020																					
90 <sup>ème</sup> percentile	0,037																					
95 <sup>ème</sup> percentile	0,059																					
99 <sup>ème</sup> percentile	0,163																					
Maximum	3,47																					

LD : Limite de Détection ; LQ : Limite de Quantification

\* Les sources des données sont multiples : agences de l'eau et offices de l'eau (notamment dans le cadre du programme de surveillance de la Directive Cadre sur l'Eau), ministère chargé de la santé, BRGM, banque de données ADES. Les résultats d'analyse ont donc pu être obtenus par divers laboratoires disposant de LQ différentes.

\*\* Comme présenté sur le portail de la BDSolU, « les contributions anthropiques qui se superposent au fond pédogéochimique naturel local sont, a priori, plus élevées dans les agglomérations urbaines qu'en milieu rural, car les sols y sont le réceptacle des retombées atmosphériques locales dues à l'artisanat, à l'industrie (y compris minière), aux chauffages urbain et individuel, au trafic routier, etc... Dans ces conditions, l'usage d'un référentiel rural, pourrait biaiser les études sur la qualité des sols urbains et il convient donc de déterminer un Fond Pédogéochimique Anthropisé Urbain. »

## 2 Paramètres d'évaluation de l'exposition

### 2.1 Paramètres physico-chimiques

Tableau 3 : Principaux paramètres physico-chimique pour le phénanthrène

Paramètre	Valeur	Étendue	Référence
<b>Facteur de conversion</b> (dans l'air à 20 °C)	1 ppm = 7,41 mg.m <sup>-3</sup> 1 mg.m <sup>-3</sup> = 0,13 ppm		
<b>Seuil olfactif</b> (ppm)	7.10 <sup>-3</sup>		
<b>Masse molaire</b> (g.mol <sup>-1</sup> )	178,23	178,22 à 178,24	Lide (1998), Merck (1989), Prager (1995)
<b>Point d'ébullition</b> (°C) (à pression normale)	340		Lide (1998), Merck (1989), Prager (1995)
<b>Pression de vapeur</b> (Pa)	0,091 à 20°C		STF (1991), Verschueren (1996)
<b>Densité</b> -vapeur (par rapport à l'air) -solide	6,15  d <sup>20</sup> <sub>4</sub> = 1,179 à 25 °C		SAX (1999), Merck (1989)
<b>Tension superficielle</b> (N.m <sup>-1</sup> )	Non concerné		
<b>Viscosité dynamique</b> (Pa.s)	Non concerné		
<b>Solubilité dans l'eau</b> (mg.L <sup>-1</sup> )	1,2 à 25°C	0,8 - 1,2 à 25°C	Verschueren (1996), Hansen <i>et al.</i> (1993)
<b>Log Kow</b>	4,57	4,28 à 4,63	Hansen <i>et al.</i> (1993)
<b>Log Koc</b> (L.kg <sup>-1</sup> )	4,18	4,06 - 4,36	STF (1991)
<b>Coefficient de partage sol-eau : Kd</b> (L.kg <sup>-1</sup> )	(1)		
<b>Coefficient de partage sédiments-eau : Kd</b> (L.kg <sup>-1</sup> )	(1)		
<b>Constante de Henry</b> (Pa.m <sup>3</sup> .mol <sup>-1</sup> )	2,90 à 20°C 3,98 à 25°C	0,61 - 4,56 à 20- 25°C	Maagd <i>et al.</i> (1998), Mackay <i>et al.</i> (1979)
<b>Coefficient de diffusion dans l'air</b> (cm <sup>2</sup> .s <sup>-1</sup> )	5,4.10 <sup>-2</sup>		STF (1991)
<b>Coefficient de diffusion dans l'eau</b> (cm <sup>2</sup> .s <sup>-1</sup> )	5,7.10 <sup>-6</sup>		STF (1991)
<b>Coefficient de diffusion à travers le PEHD</b> (m <sup>2</sup> .j <sup>-1</sup> )	2,0.10 <sup>-7</sup>		Veerkamp et Ten Berge (1994)

Paramètre	Valeur	Étendue	Référence
Perméabilité cutanée à une solution aqueuse (cm.h <sup>-1</sup> )	0,23 (2)		US EPA (1992)

Choix des valeurs :

- (1) La valeur pourra être calculée à partir de l'expression suivante :  $K_d = f_{oc} \times K_{oc}$  (suivant l'hypothèse d'une adsorption sur la seule fraction organique du sol, du sédiment ou des matières en suspension, ce qui revient à négliger l'adsorption sur la fraction minérale et qui conduit à majorer le transfert du sol vers l'eau ou l'air). La valeur de  $f_{oc}$  est issue de mesure de terrain ou par défaut une valeur issue de la littérature, par exemple celle du TGD (CE, 1996), de 0,02 pour  $f_{oc\_sol}$ , de 0,05 pour  $f_{oc\_sed}$ , de 0,1 pour  $f_{oc\_mes}$ .
- (2) Perméabilité cutanée depuis l'eau : aucune valeur expérimentale n'est disponible, il est donc proposé, par défaut, la valeur de 0,23 cm.h<sup>-1</sup>, valeur calculée à partir du  $K_{ow}$  du phénanthrène et rapportée dans le document de l'US EPA (1992).

## 2.2 Comportement

### 2.2.1 Dans l'eau

Le phénanthrène est très peu soluble dans l'eau.

### 2.2.2 Dans les sols

Il est peu mobile dans le sol, son adsorption est relativement importante, il migre peu vers les eaux souterraines.

### 2.2.3 Dans l'air

La volatilisation du phénanthrène est peu importante.

## 2.3 Persistance

### 2.3.1 Dégradation abiotique

Aucune donnée expérimentale sur l'hydrolyse du phénanthrène n'a été trouvée. Cependant, compte tenu de la structure moléculaire du phénanthrène, l'hydrolyse ne semble pas être une voie de dégradation de cette molécule.

### 2.3.2 Biodégradation

Les rares données expérimentales qui ont pu être trouvées concernant des essais en milieux aqueux montrent une faible dégradation du phénanthrène : 54 % de dégradation après 4 semaines (méthode OCDE 301C) (CITI, 1992) et une demi-vie de 64 à 800 jours en milieu aqueux non adapté (Howard *et al.*, 1991). Par conséquent, même si le phénanthrène peut se dégrader partiellement en milieux aqueux dans certaines conditions, il ne peut pas être considéré facilement biodégradable. Dans l'eau de surface une demi-vie de 150 jours est proposée par la Commission Européenne (CE, 1996).

#### Accumulation dans les sédiments

Des mesures du coefficient de partage permettent d'évaluer une valeur de  $K_{oc}$  de 11 749 L.kg<sup>-1</sup> (Hansen *et al.*, 1993). Cependant, ce résultat a tendance à sous-estimer la valeur réelle puisque dans le modèle utilisé, le phénomène d'adsorption est supposé être totalement réversible (Di Toro, 1985). D'autres valeurs de  $K_{oc}$  sont disponibles à partir d'essais de toxicité effectués sur des sédiments marins à différents taux de carbone organique (Swartz, 1991). La moyenne de ces valeurs est de 21 380 L.kg<sup>-1</sup>, ce qui est cohérent avec la valeur qui serait estimée par les QSAR : 28 840 L.kg<sup>-1</sup> (CE, 1996).

## 2.4 Bio-accumulation et métabolisme

### 2.4.1 Organismes aquatiques

Dans certains essais de bioaccumulation, les mesures de concentrations sont effectuées grâce à un traçage de la substance au carbone 14. L'utilisation de la radioactivité ne permettant pas de distinguer la substance elle-même de ses métabolites, les BCF n'ont été retenus que s'ils s'accompagnaient d'une confirmation par chromatographie.

#### Crustacés :

*Crangon septemspinosa* (marin) : BCF (4 j) = 210. La contamination effectuée en continu sur 4 jours à  $4,3 \mu\text{g.L}^{-1}$  a été suivie d'une phase de décontamination de 14 jours. Dosages HPLC (McLeese et Burrige, 1987).

*Pontoporeia hoyi* : BCF (6 h) = 28 145. La contamination effectuée en continu sur 6 heures ( $0,7$  à  $7,1 \mu\text{g.L}^{-1}$ ) a été suivie d'une phase de décontamination de 14 jours. Dosages  $^{14}\text{C}$  couplés à une chromatographie (Landrum, 1988).

#### Oligochètes :

*Stylodrilus heringianus* : BCF (6 h) = 5 055. La contamination effectuée en continu sur 6 heures à des concentrations inférieures à  $200 \mu\text{g.L}^{-1}$  a été suivie d'une phase de décontamination de 8 jours. Dosages  $^{14}\text{C}$  couplés à une chromatographie (Frank *et al.*, 1986).

#### Mollusques :

*Mya arenaria* (marin) : BCF (4 j) = 1 280

*Mytilus edulis* (marin) : BCF (4 j) = 1 240

Pour ces 2 essais, la contamination effectuée en continu sur 4 jours à une concentration de  $4,3 \mu\text{g.L}^{-1}$  a été suivie d'une phase de décontamination de 14 jours. Dosages HPLC (McLeese et Burrige, 1987).

La valeur obtenue sur *Pontoporeia hoyi* n'est pas homogène avec les autres valeurs. Les crustacés ne se sont pas les organismes les plus utilisés pour des tests de bioaccumulation. En effet, on peut soupçonner une adsorption physique du phénanthrène sur l'exosquelette du *Pontoporeia hoyi*. Ce phénomène peut expliquer la valeur élevée obtenue lors de ce test. Ainsi, nous ne prendrons pas en compte ce résultat d'essai.

#### Poissons :

*Cyprinodon variegatus* (marin) : BCF (36 j) = 810. La contamination effectuée en continu sur 36 jours à des concentrations de  $0,12 \mu\text{g.L}^{-1}$  a été suivie d'une phase de décontamination de 8 jours. Dosage par GC-MS (Jonsson *et al.*, 2004).

*Cyprinodon variegatus* (marin) : BCF (36 j) = 2 229. La contamination effectuée en continu sur 36 jours à des concentrations de  $1,12 \mu\text{g.L}^{-1}$  a été suivie d'une phase de décontamination de 8 jours. Dosage par GC-MS. (Jonsson *et al.*, 2004).

*Pimephales promelas* : BCF = 6 760 et 3 388

Pour cet essai, les conditions d'obtention de cette valeur ne peuvent être précisées, la publication étant inaccessible (McLeese *et al.*, 1987).

Nous proposons alors de retenir la valeur de 5 055 obtenue sur l'oligochète. L'accumulation de phénanthrène dans les organismes aquatiques à partir de l'eau est considérée comme importante.

### 2.4.2 Organismes terrestres y compris les végétaux

#### **Bioaccumulation des HAP de 3-4 cycles, dont le phénanthrène (3 cycles) dans les végétaux**

Dans les végétaux, les HAP atmosphériques de 3-4 cycles, dont fait partie le phénanthrène (3 cycles) sont retrouvés majoritairement (Kipopoulou *et al.*, 1999; Howsam *et al.*, 2000; Wilcke *et al.*, 2004; Piccardo *et al.*, 2005; Sharma & Tripathi, 2008; Lehndorff & Schwark, 2009a, Deslame D. 2011).

Les HAP atmosphériques, dont le phénanthrène, peuvent être prélevés par les parties aériennes des végétaux et les contaminer, et sont capables de migrer vers les racines et augmenter les concentrations racinaires (Kipopoulou *et al.*, 1999; Smith *et al.*, 2001; Crepineau *et al.*, 2003; Rey-Salgueiro *et al.*, 2008 ; Deslame, 2011).

Les HAP atmosphériques peuvent ainsi contaminer les végétaux à partir de l'air par prélèvement au niveau des feuilles et/ou à partir du sol par prélèvement racinaire (Kipopoulou *et al.*, 1999; Collins *et al.*, 2005).

#### Voie racinaire :

Les connaissances sur le prélèvement racinaire des HAP d'origine atmosphérique déposés au sol ont été recueillies dans le cadre de pollutions du sol ou de sédiments à fortes concentrations afin de développer les procédés de phytoremédiation. En revanche, le prélèvement racinaire de HAP a été peu étudié lorsque leurs concentrations dans les sols étaient faibles. Dans des sols fortement contaminés, les HAP s'adsorbent à la surface des racines, peuvent pénétrer dans les tissus racinaires internes, et peuvent même être transloqués vers les parties aériennes (Schwab *et al.*, 1998 ; Binet *et al.*, 2000 ; Wild *et al.*, 2005a ; Jiao *et al.*, 2007 ; Srogi, 2007).

La translocation du phénanthrène et du pyrène vers les parties aériennes a toutefois été observée à de nombreuses reprises comme par exemple chez 12 espèces végétales (notamment choux chinois, radis, épinards, soja vert, haricots rouges, brocolis, aubergines, ray-grass, ...) cultivées 45 jours dans des sols artificiellement contaminés (Gao & Zhu, 2004). Mais il est à souligner que la plupart des investigations ont été menées en exposant des végétaux aux HAP dans des matrices très différentes du sol, comme des solutions de culture/vermiculite (Gao & Collins, 2009), des cultures hydroponiques (Zuo *et al.*, 2006 ; Zhu *et al.*, 2007), ou du sable (Wild *et al.*, 2005a). Cultiver les plantes dans de tels milieux présente des avantages techniques et permet d'identifier les mécanismes fondamentaux du transfert, mais présente l'inconvénient majeur d'éluider la notion de biodisponibilité, qui conditionne le prélèvement racinaire des HAP à partir du sol.

Collins & Finnegan, 2010 mentionnent que la voie racinaire n'a d'importance dans la contamination des végétaux *in situ* qu'en cas de pollution forte des sols (> 10-100 mg kg<sup>-1</sup> MS).

#### Voie foliaire :

De nombreuses études ont mis en évidence la capacité des végétaux à prélever les HAP atmosphériques par leurs parties aériennes (Simonich, 1994 ; Kipopoulou *et al.*, 1999 ; Lin *et al.*, 2006 ; Wild *et al.*, 2006).

Les concentrations en HAP retrouvées dans les végétaux sont en général corrélées avec les concentrations retrouvées dans l'air.

Les HAP gazeux sont capables de pénétrer dans les tissus internes des feuilles tandis que les HAP particulaires restent majoritairement dans la cuticule (McLachlan, 1999 ; Howsam *et al.*, 2000).

Cependant, comme dans le cas de la voie racinaire, les mécanismes fondamentaux de prélèvement des HAP par les feuilles et de stockage, ainsi que les facteurs impliqués restent encore mal connus. D'après Wild *et al.* (2006), le phénanthrène et l'anthracène traversent la cuticule rapidement (24-48h) pour se retrouver dans les tissus internes de l'épiderme et du mésophylle. (Fig. 2- 11). Deux voies différentes de transport cellulaire ont été identifiées pour le phénanthrène : la voie apoplasmique chez le maïs ou symplasmique chez l'épinard (Wild *et al.*, 2006). Le phénanthrène a même été observé dans les vaisseaux du xylème dans le maïs (Wild *et al.*, 2004 ; Wild *et al.*, 2006).

Les différentes expériences avec le phénanthrène de l'étude de Desalme (2011) démontrent pour le trèfle et le ray-grass, que le phénanthrène d'origine atmosphérique se dépose sur les feuilles et pénètre dans les tissus internes où il s'accumule préférentiellement. Le phénanthrène prélevé par les feuilles semble alors capable de migrer vers les racines comme en témoigne l'augmentation des concentrations racinaires de phénanthrène dans les différentes plantes testées. Les concentrations en phénanthrène mesurées dans les racines profondes sont plus élevées que celles des mesurées dans les racines de surface, inversement à ce qui a été retrouvé dans le sol. Ainsi, deux voies de transfert sont possibles pour expliquer l'origine du phénanthrène retrouvé dans les racines : soit un transfert air-sol-racines, soit un transfert air-feuilles-racines par l'intermédiaire de la circulation phloémienne. Les résultats obtenus au cours des travaux de recherche permettent de privilégier l'hypothèse d'un transfert phloémien et suggèrent fortement l'existence d'un transfert phloémien. De plus, il est également possible de conclure

que ce transfert feuilles racines est plus important chez le ray-grass que chez le trèfle mais nos résultats ne permettent pas d'expliquer si cette différence est liée ou pas à l'espèce ou à d'autres paramètres (état physiologique, âge des plantes).

### Facteurs de bioconcentration du phénanthrène

Pour les facteurs de bioconcentration dans les végétaux, l'Ineris recommande de consulter la Base de données sur la contamination des Plantes Potagères par les molécules Organiques Polluantes - BAPPOP 2015<sup>(5)</sup> (ADEME, Ineris, Université de Lorraine-INRA-GISFI, INPT-ENSAT, ISA Lille, 2015). La base indique des concentrations en anthracène dans les végétaux et dans des sols, permettant de calculer un BCF ; pour certaines données, les concentrations dans d'autres milieux environnementaux sont également renseignées.

Pour le phénanthrène, 90 couples de données (végétaux-sol et végétaux-eau) sont actuellement disponibles et concernent des légume-tubercule, légume-racine, légume-feuille, légume-fruit, légume-fleur, des fines herbes et des céréales.

Lors de l'interrogation de la base de données, il est possible de choisir les modalités de certains paramètres (paramètres liés à la plante (type de plante : légume feuille, légume tige, légume racine, etc.), le stade de récolte, la maturité, l'organe analysé, le type de préparation (lavage, pelage), au sol texture, teneur en carbone organique, pH), au contexte environnemental (industriel, rural, urbain), à l'origine de la pollution (industrielle, agricole, urbaine, etc.), au type expérimental (champ agricole, potager, etc.) afin de se rapprocher des conditions propres à la situation étudiée.

Il appartient à l'utilisateur averti de sélectionner les données qui lui apparaîtront pertinentes eu égard à son cas d'étude. Ce travail est facilité par la mise en place du filtre de sélection. Les auteurs de la base de données attirent cependant l'attention des utilisateurs sur le travail d'analyse critique des résultats qu'ils doivent mener pour exploiter ces données. Dans ce sens, il est recommandé aux utilisateurs de consulter les informations sur le contexte environnemental accompagnant les données de contamination des plantes et notamment l'origine de la contamination (ces informations sont présentes dans les fiches de renseignement). La variabilité des concentrations des molécules organiques pour une même espèce végétale, cultivée dans des conditions apparemment similaires, peut être importante. Il convient donc de ne pas extraire une ou quelques données et de ne pas utiliser uniquement la moyenne de l'ensemble des données sélectionnées, ce qui aboutirait inévitablement à masquer cette variabilité et à une estimation peu fiable de la contamination des plantes.

## 3 Données toxicologiques

L'ensemble des informations et des données toxicologiques provient de diverses monographies publiées par des organismes reconnus pour la qualité scientifique de leurs documents (ATSDR 1995 ; IARC, 1983, 1987, 2010 ; OMS IPCS, 1998 ; US EPA, 1990, 2012). Les références bibliographiques aux auteurs sont citées pour permettre un accès direct à l'information scientifique mais n'ont pas fait l'objet d'un nouvel examen critique par les rédacteurs de la fiche.

Chez l'homme, très peu d'études ont cherché à identifier les effets toxiques du phénanthrène seul, la plupart des données disponibles concernent des mélanges d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). Dans cette fiche, seule la substance phénanthrène est considérée, la toxicité du phénanthrène en mélange avec d'autres HAP est donc exclue. Cependant, il s'agit le plus souvent de co-expositions à plusieurs HAP. Certains HAP disposent d'une fiche de données toxicologiques<sup>(6)</sup> cependant il nous est apparu nécessaire de proposer également une fiche « choix de VTR », regroupant les valeurs disponibles pour chacun d'eux<sup>(7)</sup>, ainsi que les autres éléments de comparaison entre ces différents HAP.

---

<sup>(5)</sup> Cette base regroupe sur un support unique des informations documentaires relatives à la contamination des plantes potagères par les molécules Organiques Polluantes, dont l'anthracène issues principalement des publications scientifiques récentes. Elle est gratuite et téléchargeable sur le site <https://www.ademe.fr/bappop-base-donnees-contamination-plantes-potageres-molecules-organiques-polluantes> et fonctionne sur ACCESS.

<sup>(6)</sup> Acénaphthène, Anthracène, Benzo(b)fluoranthène, Benzo(g,h,i)pérylène, Benzo(k)fluoranthène, Chrysène, Dibenz(a,h)anthracène, Fluoranthène, Fluorène, Indeno(1,2,3-c,d)pyrène, Phénanthrène, Pyrène

<sup>(7)</sup> Acénaphthène, Acénaphthylène Anthracène, Benz(a)anthracène, Benzo(b)fluoranthène, Benzo(g,h,i)pérylène, Benzo(k)fluoranthène, Chrysène, Coronène, Cyclopenta(c,d)pyrène, Dibenz(a,c)anthracène, Dibenz(a,h)anthracène, Fluoranthène, Fluorène, Indeno(1,2,3-c,d)pyrène, Naphtalène, Phénanthrène, Pyrène

Le phénanthrène est un HAP à 3 cycles qui peut potentiellement être présent sous forme gazeuse et particulaire. Le phénanthrène, en même temps que le naphthalène, le fluorène et le pyrène) sous forme gazeuse sont majoritaires dans les atmosphères environnementales et professionnelles (Nikolova-Pavageau, 2018).

## 3.1 Devenir dans l'organisme

### 3.1.1 Études chez l'homme

Aucune de donnée concernant l'absorption et le devenir du phénanthrène seul dans l'organisme humain ne sont disponibles.

#### 3.1.1.1 Absorption

Seule l'absorption cutanée d'un mélange de HAP comprenant du phénanthrène a été étudiée chez l'homme. Ainsi, l'application pendant 2 jours consécutifs (8 heures par jour), de 2 % de goudron de houille, sur la peau de 5 volontaires sains (sans dermatose) a permis de montrer que le phénanthrène a bien été absorbé par voie cutanée puisque des traces de phénanthrène ont été retrouvées dans les prélèvements sanguins effectués sur les volontaires (Storer *et al.*, 1984).

#### 3.1.1.2 Distribution

Aucune donnée, chez l'homme, ne traite spécifiquement de la distribution dans l'organisme du phénanthrène.

Dans un contexte d'exposition environnementale à plusieurs HAP, le phénanthrène a pu être dosé dans le lait de mères italiennes (10,02  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  de lait) (Santonicola *et al.*, 2017) ou encore dans le placenta à des concentrations d'environ 380 ppb (Singh *et al.*, 2008b).

#### 3.1.1.3 Métabolisme

Les principaux métabolites urinaires du phénanthrène chez l'homme sont les 1-, 2-, 3-, 4- et 9-hydroxyphénanthrènes, pour lesquels des indices biologiques d'expositions (IBE) ont été sélectionnés pour la population générale (Nikolova-Pavageau, 2018). D'autres métabolites, tels que les phénanthrènes-diols et phénanthrènes-tétraols ont également été identifiés en milieu professionnel (Lotz *et al.*, 2016).

#### 3.1.1.4 Élimination

Une fois absorbé, le phénanthrène est principalement excrété dans les urines.

Une étude a montré, chez des salariés travaillant dans une cokerie, une corrélation entre le taux des différents HAP absorbés (phénanthrène, pyrène et benzo(a)pyrène) et le taux de leurs principaux métabolites excrétés (phénols et dihydrodiol) dans les urines (Grimmer *et al.*, 1993).

Selon l'INRS, une exposition professionnelle à environ 3,5  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  de phénanthrène donne des taux urinaires de la somme des 1, 2+9, 3 et 4-OH phénanthrènes allant de 8 à 13  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  de créatinine. Une exposition autour de 40  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  correspondant à un taux urinaire de la somme des 1, 2+9, 3 et 4-OH phénanthrènes d'environ 40  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  de créatinine (INRS, 2003).

**Résumé : Aucune donnée concernant l'absorption et le devenir du phénanthrène seul dans l'organisme humain n'est disponible. Cependant il semblerait que comme tous les HAP, le phénanthrène pénètre dans l'organisme par voie pulmonaire, orale ou cutanée. Plusieurs métabolites ont été identifiés dans les urines de salariés exposés à des mélanges de HAP.**

### 3.1.2 Études chez l'animal

#### 3.1.2.1 Absorption

Une étude a montré que le phénanthrène radio-marqué, administré par cathéter dans le duodénum de rats conscients, est absorbé puis excrété dans la bile et les urines. Le produit radio-marqué cumulé dans la bile et l'urine sur 24 heures a été mesuré afin d'évaluer le pourcentage d'absorption du phénanthrène avec ou sans bile. L'absorption de ce phénanthrène radio- marqué était élevée, mais plus importante en présence de bile que sans (100 % versus 96,7 %) (Rahman *et al.*, 1986).

Après instillation intra-trachéale de 2,8 mg.kg<sup>-1</sup> de phénanthrène et administration de cristaux sous forme d'aérosol de 7,7 mg.kg<sup>-1</sup> de benzo(a)pyrène chez trois chiennes, il a été constaté que la moitié du phénanthrène instillé et que la totalité du benzo(a)pyrène administré étaient respectivement éliminés au bout de 1 minute et de 2,4 minutes.

Ces résultats indiquent que la clairance pulmonaire des HAP hautement lipophiles tels que le benzo(a)pyrène est limitée par la diffusion à travers les septas alvéolaires alors que celle des HAP modérément lipophiles tel que le phénanthrène est limitée principalement par le taux de perfusion sanguine (Gerde *et al.*, 1993).

Dans l'étude de Ng *et al.* (1991), 6,6 à 15,2 µg.cm<sup>-2</sup> de phénanthrène ont été appliqués sur la peau excisée des cobayes. Les cellules de peau ainsi traitées ont été récupérées et cultivées dans un milieu de culture appelé "Hepes-buffered Hanks". Les résultats ont montré que 79,1 à 89,7 % du phénanthrène appliqué ont été absorbés par la peau. Ces résultats sont en accord avec ceux obtenus *in vivo* (Ng *et al.*, 1991).

#### 3.1.2.2 Distribution

Aucune donnée n'a été identifiée.

#### 3.1.2.3 Métabolisme

Dans une étude *in vitro* réalisée à partir de cellules de peau de cobayes la dégradation du phénanthrène forme du 9,10-dihydrodiol phénanthrène, du 3,4-dihydrodiol phénanthrène, du 1,2-dihydrodiol phénanthrène et des traces d'hydroxy phénanthrène (Ng *et al.*, 1991).

#### 3.1.2.4 Élimination

Aucune donnée n'a été identifiée chez l'animal.

#### 3.1.2.5 Relation avec le récepteur AhR

L'affinité du phénanthrène pour l'AhR n'a pas pu être quantifiée (en dessous des seuils de détection) à partir des modèles *in vitro* humains ou animaux, (Barron *et al.*, 2004 ; Misaki *et al.*, 2016 ; Vondracek *et al.*, 2017).

**Résumé : Chez l'animal, le phénanthrène est absorbé par voie intestinale, par voie cutanée (entre 80 et 90 %) et par instillation intra-trachéale (non quantifiée). Le phénanthrène est métabolisé sous forme de 9,10-dihydrodiol phénanthrène, de 3,4-dihydrodiol phénanthrène, de 1,2-dihydrodiol phénanthrène et de traces d'hydroxy-phénanthrène. C'est un très faible ligand de l'AhR, récepteur spécifique des HAP (affinité non quantifiable) et des cytochromes P450.**

## 3.2 Toxicologie aiguë

### 3.2.1 Études chez l'homme

Aucune donnée concernant l'effet induit par une exposition aiguë au phénanthrène n'est disponible chez l'homme.

#### 3.2.1.1 Inhalation

Aucune donnée n'a été identifiée.

#### 3.2.1.2 Voie orale

Aucune donnée n'a été identifiée.

#### 3.2.1.3 Voie cutanée

Aucune donnée n'a été identifiée.

**Résumé : Aucune donnée sur la toxicité aiguë du fluoranthène seul chez l'homme n'a été identifiée.**

## 3.2.2 Études chez l'animal

### 3.2.2.1 Inhalation

Aucune donnée n'a été identifiée.

### 3.2.2.2 Voie orale

Les seules études existantes ont montré, après une exposition aiguë, que le phénanthrène n'était pas un composé très toxique. Par voie orale, des DL<sub>50</sub> de 700 mg.kg<sup>-1</sup> et de 1 000 mg.kg<sup>-1</sup> ont été calculées chez la souris (Montizaan *et al.*, 1989).

L'exposition par voie orale, de rats, à 100 mg.kg<sup>-1</sup>.j<sup>-1</sup> de phénanthrène pendant 4 jours entraîne une augmentation de 30 % de l'activité de la carboxylestérase (enzyme catalysant l'hydrolyse des esters acides carboxyliques) de la muqueuse intestinale, mais n'altère pas l'activité de la carboxylestérase hépatique et rénale (Nousiainen *et al.*, 1984). L'augmentation de l'activité de la carboxylestérase de la muqueuse intestinale, en absence d'autres signes de toxicité gastro-intestinale, n'est pas considérée comme un effet néfaste, mais peut précéder la survenue d'autres effets.

Dans une autre étude, une légère élévation du taux cytosolique d'aldéhyde déshydrogénase hépatique a été constatée après administration intra-gastrique, à des rats, de 100 mg.kg<sup>-1</sup>.j<sup>-1</sup> de phénanthrène pendant 4 jours. Cette élévation est bien inférieure à celle observée après exposition des rats aux principaux HAP (Torrönen *et al.*, 1981).

### 3.2.2.3 Voie cutanée

Aucune étude n'a été identifiée.

### 3.2.2.4 Autres voies

Les DL<sub>50</sub> par voie intra-péritonéale et par voie intraveineuse sont respectivement de 700 mg.kg<sup>-1</sup> (Simmon *et al.*, 1979) et de 56 mg.kg<sup>-1</sup> (Montizaan *et al.*, 1989).

Chez le rat, une injection unique intra-péritonéale (150 mg.kg<sup>-1</sup>) provoque une congestion du foie, une augmentation du taux de l'aspartate aminotransférase (ASAT) et du taux de l'alanine aminotransférase (ALAT), traduisant une cytolyse hépatique 24 h après l'injection de la molécule (Yoshikawa *et al.*, 1987).

**Résumé : Peu de données existent chez l'animal. Les seules études réalisées montrent la faible toxicité aiguë du phénanthrène. L'administration de phénanthrène par voie orale chez des rats augmente l'activité de la carboxylase de la muqueuse intestinale et le taux d'aldéhyde déshydrogénase cytosolique. Les autres voies d'exposition n'ont pas été étudiées.**

## 3.3 Toxicologie chronique

### 3.3.1 Effets généraux (non cancérigènes – non reprotoxiques)

A ce jour, aucune donnée concernant les effets systémiques du phénanthrène seul après une exposition chronique chez l'homme ou chez l'animal n'est disponible.

#### 3.3.1.1 Études chez l'homme

Aucune étude n'a été identifiée.

**Résumé : Aucune donnée sur la toxicité chronique du phénanthrène seul n'est disponible chez l'homme.**

#### 3.3.1.2 Études chez l'animal

Aucune donnée n'a été identifiée.

**Résumé : Aucune donnée sur la toxicité chronique du phénanthrène seul n'est disponible chez l'animal.**

## Effets systémiques

Tableau 4 : Synthèse des taux d'absorption et organes cibles en fonction des voies d'exposition

Substance Chimique (CAS)	Voies d'exposition	Taux d'absorption		Organe cible
		Homme	Animal	
Phénanthrène (85-01-8)	Inhalation	ND	ND	ND
	Ingestion	ND	100 %	ND
	Cutanée	ND	80 à 90 %	ND

ND : Non Disponible

### 3.3.2 Effets cancérigènes

#### 3.3.2.1 Études principales

##### 3.3.2.1.1 Études chez l'homme

Aucune donnée sur l'effet cancérigène du phénanthrène seul chez l'homme n'est disponible quel que soit le mode d'absorption de la molécule.

**Résumé : aucune donnée sur l'effet cancérigène du phénanthrène seul chez l'homme n'est disponible quel que soit le mode d'absorption de la molécule.**

##### 3.3.2.1.2 Études chez l'animal

D'après les études réalisées chez les animaux, le phénanthrène ne semble pas cancérigène. Ainsi, l'administration orale d'une dose unique de 200 mg de phénanthrène dilué dans de l'huile de sésame, à 10 rats femelles Sprague-Dawley de 50 jours, n'induit aucune tumeur mammaire, 60 jours après l'administration du phénanthrène (Huggins et Yang, 1962). L'application, 3 fois par semaine pendant un an, d'une solution à 5 % de phénanthrène sur la peau de souris n'induit pas de tumeur (effet promoteur), même si une application de benzo(a)pyrène sur la peau des souris est réalisée avant l'application du phénanthrène (Roe et Grant, 1964). Dans cette étude, le solvant dans lequel se trouve le phénanthrène, le nombre de souris testées ainsi que leur souche ne sont pas mentionnés (Roe et Grant, 1964).

Des données chez le rat ont montré que le métabolisme oxydatif du phénanthrène dans les microsomes de foie de rats traités au phénanthrène par les cytochromes entraînait, entre autres, lors d'un pré-traitement avec différents hydrocarbures aromatiques polycycliques, la formation, en faible quantité d'un composé potentiellement cancérigène, le 1,2-diol-3,4-époxyde. L'effet cancérigène du phénanthrène semble donc encore discutable (Jacob *et al.*, 1982).

Sur quatre expériences différentes étudiant le rôle initiateur potentiel du phénanthrène, trois ne montrent aucun effet initiateur du phénanthrène, par voie orale ou par voie cutanée lors d'une co-exposition à l'huile de croton ou au 12-o-tétradécanoylphorbol-13-acétate (TPA) (Lavoie *et al.*, 1981 ; Salaman et Roe, 1956 ; Wood *et al.*, 1979). Par contre, une étude indique que l'application cutanée de 10 µmol de phénanthrène suivie, une semaine après, de l'application de TPA (5 µmol par dose), 2 fois par semaine, pendant 34 semaines, entraîne dans 40 % des cas un développement de papillome chez les souris traitées. Les souris témoins (traitées seulement avec 10 µmol de TPA) ne développent pas de papillome (Scribner, 1973).

**Résumé : Chez l'animal, les quelques résultats disponibles, parfois contradictoires, ne permettent pas de conclure sur le caractère cancérigène du phénanthrène.**

### 3.3.2.2 Classification

Substance	Classement	Signification	Référence
Phénanthrène	<b>Union Européenne</b>		
	<b>Non évalué</b>	Substance n'ayant pas fait l'objet d'une évaluation	
	<b>CIRC - IARC</b>		
	<b>Groupe 3</b>	L'agent ne peut être classé pour sa cancérogénicité pour l'homme	(IARC, 2010)
	<b>US EPA*</b>		
	<b>Classe D</b>	Substance non classifiable quant à sa cancérogénicité pour l'homme	(US EPA, 1993)

\* Nota : la codification alphanumérique n'est plus utilisée mais elle peut être retrouvée dans des documents avant 1999.

### 3.3.3 Caractère génotoxique

#### 3.3.3.1 Études principales

##### 3.3.3.1.1 Études chez l'homme

Aucune donnée n'a été identifiée.

##### 3.3.3.1.2 Études chez l'animal

Aucune donnée n'a été identifiée.

##### 3.3.3.1.3 Études in vitro

Les tests de mutagénèse sur *Salmonella typhimurium* ont conduit à des résultats positifs (Oesch *et al.*, 1981 ; Sakai *et al.*, 1985 ; Bos *et al.*, 1988) et négatifs (McCann *et al.*, 1975 ; Kaden *et al.*, 1979 ; Wood *et al.*, 1979 ; LaVoie *et al.*, 1981 ; Bos *et al.*, 1988).

La génotoxicité de 15 HAP dont le phénanthrène a été déterminée par le test des comètes en conditions alcalines réalisé sur une lignée de cellules pulmonaires V79 de Hamster chinois. Les tests réalisés avec ou sans activateur métabolique se sont révélés négatifs pour le phénanthrène (absence de cassure de l'ADN) (Platt *et al.*, 2008).

Les tests d'échanges de chromatides sœurs de d'aberrations chromosomiques sur cultures de cellules de mammifères se sont également révélés négatifs (Popescu *et al.*, 1977 ; Marquardt *et al.*, 1972 ; Kakunaga, 1973 ; Evans *et al.*, 1975 ; Pienta *et al.*, 1977).

Le phénanthrène n'a pas montré d'effet promoteur tumoral dans le modèle de transformation cellulaire Bhas 42, lignée cellulaire murine transgénique transfectée avec l'oncogène v-Ha-ras (Asada *et al.*, 2005), ni aucun potentiel mutagène (Misaki *et al.*, 2016).

#### 3.3.3.2 Classification par l'Union Européenne

Le phénanthrène n'a pas fait l'objet d'un examen par l'Union Européenne.

**Résumé : les quelques résultats disponibles parfois contradictoires ne permettent pas de conclure sur la génotoxicité du phénanthrène.**

### 3.3.4 Effets sur la reproduction et le développement

#### 3.3.4.1 Effets sur la reproduction

##### 3.3.4.1.1 Études chez l'homme

L'effet du phénanthrène sur la reproduction chez l'homme n'a pas été spécifiquement étudié.

**Résumé : Chez l'homme, aucune donnée n'est disponible concernant les effets sur la reproduction de cette substance.**

#### 3.3.4.1.2 Études chez l'animal

L'effet du phénanthrène sur la reproduction chez l'animal, n'a pas été spécifiquement étudié.

**Résumé : Chez l'animal, aucune donnée n'est disponible concernant les effets sur la reproduction de cette substance.**

#### 3.3.4.2 Effets sur le développement

##### 3.3.4.2.1 Études chez l'homme

L'effet du phénanthrène sur le développement chez l'homme n'a pas été spécifiquement étudié.

**Résumé : Chez l'homme, aucune donnée n'est disponible concernant les effets sur le développement de cette substance.**

##### 3.3.4.2.2 Études chez l'animal

L'effet du phénanthrène sur le développement chez l'animal n'a pas été spécifiquement étudié.

**Résumé : Chez l'animal, aucune donnée n'est disponible concernant les effets sur le développement de cette substance.**

#### 3.3.4.3 Classification par l'Union Européenne

Le phénanthrène n'a pas fait l'objet d'un examen par l'Union Européenne.

### 3.4 Valeurs toxicologiques de référence

Une Valeur Toxicologique de Référence (VTR) est un indice qui est établi à partir de la relation entre une dose externe d'exposition à une substance dangereuse et la survenue d'un effet néfaste. Les valeurs toxicologiques de référence proviennent de différents organismes.

Pour accéder à une information actualisée, nous conseillons au lecteur de se reporter directement sur les sites internet des organismes qui les élaborent.

#### 3.4.1 Valeurs toxicologiques de référence pour des effets à seuil

##### Synthèse des Valeurs toxicologiques de référence pour des effets à seuil

Tableau 5 : VTR pour des effets à seuil

Substance Chimique (CAS)	Voies d'exposition	Facteur d'incertitude	Valeur de référence	Source, Année de révision
Phénanthrène (85-01-8)	Orale (chronique)	-	$4 \cdot 10^{-2} \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$	RIVM, 2001

##### Justification scientifique des valeurs toxicologiques de référence

###### ■ Inhalation

Il n'existe pas de valeur pour des expositions par inhalation au phénanthrène.

###### ■ Voie orale

- Exposition chronique

Le RIVM propose un TDI de  $4 \cdot 10^{-2} \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$  pour une exposition chronique par voie orale au phénanthrène (2001).

Cette valeur a été élaborée pour les hydrocarbures aromatiques comportant de 10 à 16 carbones et est basée sur une diminution du poids corporel des animaux (Baars *et al.*, 2001).

La méthodologie ayant conduit à cette valeur toxicologique de référence (et aussi à celles correspondant à d'autres fractions hydrocarbonées) est issue des travaux réalisés en 1997 par le TPHCWG (Total Petroleum Hydrocarbons Criteria Working Group) (Edwards *et al.*, 1997 ; Gustafson *et al.*, 1997). Brièvement, afin d'évaluer le risque induit par le pétrole, 7 fractions indépendantes ont été distinguées,

4 fractions aliphatiques et 3 aromatiques. Dans la fraction aromatique comportant des HAP constitués de 10 à 16 carbones, 77 substances ont été identifiées. Des RfD ont été établies pour 8 de ces substances. Ces RfD sont comprises entre 0,03 et 0,3 mg.kg<sup>-1</sup>.j<sup>-1</sup>. Quatre substances présentent une RfD de 0,04 mg.kg<sup>-1</sup>.j<sup>-1</sup> et seules 2 substances (fluorène et le mélange naphthalène/méthyl-naphthalènes) ont une RfD de 0,03 mg.kg<sup>-1</sup>.j<sup>-1</sup>. Une RfD de 0,04 mg.kg<sup>-1</sup>.j<sup>-1</sup> a été considérée par le TPHCWG comme appropriée en tant que valeur seuil pour les effets non cancérigènes induits par la fraction aromatique comportant des HAP constitués de 10 à 16 carbones. Cette valeur a été retenue par le RIVM pour chaque HAP non cancérigène comportant entre 10 et 16 carbones.

Selon le RIVM, « le phénanthrène est une exception parmi les hydrocarbures aromatiques polycycliques, il est considéré comme cancérigène, mais son potentiel cancérigène est extrêmement bas ». Aussi le RIVM applique-t-il un TDI au lieu d'un ERU.

**Facteurs d'incertitude** : le facteur d'incertitude utilisé pour le calcul du TDI n'est pas explicité clairement dans le document du RIVM.

**Indice de confiance** : Selon le RIVM la fiabilité de cette valeur est élevée.

**Valeurs toxicologiques de référence retenues par l'Ineris pour les effets à seuil lors d'une exposition chronique par voie orale**

**L'Ineris propose de retenir pour une exposition chronique au phénanthrène par voie orale la VTR chronique de 4.10<sup>-2</sup> mg.kg<sup>-1</sup>.j<sup>-1</sup> du RIVM.**

Un seul organisme propose une VTR, et cette VTR n'est pas spécifique du phénanthrène. La valeur du RIVM est élaborée à partir d'une étude qui prend en compte l'ensemble des hydrocarbures aromatiques comportant de 10 à 16 carbones et qui ne sont pas considérés comme cancérigènes. La position du RIVM vis-à-vis du potentiel cancérigène du phénanthrène est discutable. La valeur du RIVM est retenue par l'Ineris par défaut.

**Indice de confiance** : par défaut en raison du peu de données disponibles.

### 3.4.2 Valeurs toxicologiques de référence pour des effets sans seuil

Selon le rapport Ineris (2003), une méthode de calcul est proposée par l'OMS IPCS, sur la base d'une valeur de référence multipliée par un FET (facteur d'équivalence toxique). Le principe de FET est fondé sur les hypothèses selon lesquelles l'organe cible et l'activité toxique sont identiques pour chaque molécule apparentée et qu'il n'y a pas d'interaction toxicocinétique ni toxicodynamique. Une telle approche autorise l'addition des risques cancérigènes liés à une co-exposition et permet de quantifier le pouvoir cancérigène d'un mélange de substances en fonction du pouvoir cancérigène d'une substance dite de référence, appartenant à la même famille chimique (OMS IPCS, 1998).

Néanmoins, comme le rappelle l'AFSSA (2006), cette approche n'est possible que sous 3 conditions :

- les doses et les effets de chacun des composés du mélange sont additifs,
- il n'existe pas d'interactions antagonistes ou synergiques entre les composés du mélange et
- ils agissent selon le même mécanisme d'action toxique.

Or de nombreuses études expérimentales montrent que ces 3 conditions ne sont pas toujours réunies et peuvent conduire à une surestimation ou à une sous-estimation du risque.

Dans le cas des HAP, la molécule de référence est le benzo(a)pyrène car c'est le HAP le plus étudié et donc le mieux connu. Le potentiel toxique relatif de chaque HAP dont le phénanthrène est ensuite évalué par rapport à la toxicité du benzo(a)pyrène. Un facteur d'équivalence toxique par rapport au benzo(a)pyrène est alors évalué pour le phénanthrène. Les FET retenus dans cette approche sont ceux proposés par Nisbet et LaGoy (1992) et sélectionnés dans le document Ineris (2003). Cette étape est basée sur l'hypothèse selon laquelle le potentiel toxique relatif entre deux HAP estimé chez l'animal est identique ou similaire chez l'homme.

**Un FET de 0,001 a été attribué au phénanthrène par Nisbet et LaGoy, 1992.**

## Synthèse des Valeurs toxicologiques de référence pour des effets sans seuil

Tableau 6 : VTR pour des effets sans seuil

Substance Chimique (CAS)	Voies d'exposition	Valeur de référence	Source, Année de révision
Phénanthrène (85-01-8)	Inhalation (chronique)	$ERU_i = 6.10^{-7} (\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3})^{-1}$	Ineris (2018)
	Orale (chronique)	$ERU_o = 10^{-3} (\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{j}^{-1})^{-1}$	Ineris (2018)

### Justification scientifique des valeurs toxicologiques de référence

#### ■ Inhalation

L'Ineris propose un  $ERU_i$  de  $1,1.10^{-3} (\text{mg}\cdot\text{m}^{-3})^{-1}$  pour une exposition chronique par inhalation au phénanthrène (2018).

Pour une exposition par inhalation à un HAP et en l'absence de valeur spécifique, l'Ineris recommande de prendre en compte l'Excès de Risque Unitaire ( $ERU_i$ ) du benzo(a)pyrène proposée par l'US EPA (2017) et retenue par l'Ineris pour cette substance<sup>(8)</sup> à savoir  $6.10^{-4} (\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3})^{-1}$  et de lui appliquer le FET correspondant à cet HAP.

Pour le phénanthrène, l'Ineris a retenu en 2003, un FET de 0,001 provenant de de la classification de Nisbet et LaGoy (1992).

Tableau 7 : Calcul de VTR par inhalation à partir du Facteur Equivalent Toxique (FET) du phénanthrène

Voie d'exposition	VTR benzo(a)pyrène	FET	VTR phénanthrène
Inhalation	$ERU_i = 1,1.10^{-3} (\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3})^{-1}$	0,001	$ERU_i = 1,1.10^{-3} (\text{mg}\cdot\text{m}^{-3})^{-1}$

Cet  $ERU_i$  correspond à une concentration de  $16,7 \mu\text{g}\cdot\text{m}^3$  pour un risque de  $10^{-5}$  ou à une concentration de  $1,67 \mu\text{g}\cdot\text{m}^3$  pour un risque de  $10^{-6}$ .

#### **Valeurs toxicologiques de référence retenues par l'Ineris pour les effets sans seuil lors d'une exposition chronique par inhalation**

**L'Ineris propose de retenir pour une exposition chronique au phénanthrène par inhalation la VTR chronique de l'Ineris de  $6.10^{-7} (\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3})^{-1}$  (2018).**

La seule valeur disponible est celle proposée par l'Ineris. Elle est construite par application du FET à partir de la valeur révisée du benzo(a)pyrène. Cette valeur est retenue.

**Indice de confiance : Faible en raison du manque de données pour cette voie.**

#### ■ Voie orale

L'Ineris propose un  $ERU_o$  de  $10^{-3} (\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{j}^{-1})^{-1}$  pour une exposition chronique par voie orale au phénanthrène (2018).

L'Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments a publié un avis le 29 juillet 2003 (AFSSA, 2003) dans lequel les méthodes et le choix des études critiques retenues par l'US EPA et par le RIVM pour l'établissement des  $ERU_o$  ont été analysés pour le benzo(a)pyrène. Après comparaison des deux justifications scientifiques, l'AFSSA a retenu la proposition du RIVM. Selon l'AFSSA (2003), la valeur proposée par le RIVM apparaît actuellement la plus adaptée pour une approche d'évaluation des risques liés aux HAP, car le calcul de cette valeur est basé sur une dose expérimentale issue d'une étude récente (2001) et sur un modèle simple d'extrapolation aux faibles doses, certes imparfait mais protecteur.

(8) Voir la fiche de données toxicologiques et environnementales du benzo[a]pyrène.

En 2003, l'Ineris retenait la proposition de l'AFSSA (2003) et proposait donc pour le benzo(a)pyrène l'utilisation de la valeur établie par le RIVM. Le RIVM détermine une dose virtuellement sûre (DVS) de 5 ng.kg<sup>-1</sup>.j<sup>-1</sup>, par un modèle d'extrapolation linéaire à l'origine, en retenant la dose critique de 10 mg.kg<sup>-1</sup>.j<sup>-1</sup> de B(a)P administrée à l'animal induisant l'apparition significative de tumeurs, et après ajustement de la durée d'administration et d'observation. Cette DVS de 5 ng.kg<sup>-1</sup> p.c.j<sup>-1</sup> pour un excès de risque de cancer de 1 10<sup>-6</sup>, correspond à un ERU<sub>0</sub> de 0,2 (mg.kg<sup>-1</sup>.j<sup>-1</sup>)<sup>-1</sup>.

En 2018, suite à la réévaluation de la valeur de l'US EPA pour le benzo(a)pyrène décrite dans la fiche de données toxicologique et environnementale du benzo(a)pyrène, l'Ineris propose de modifier sa valeur. Cette valeur est basée sur celle proposée par l'US EPA (2017) et retenue par l'Ineris pour le benzo(a)pyrène à savoir 1 (mg.kg<sup>-1</sup>.j<sup>-1</sup>)<sup>-1</sup>. A partir de cette valeur une approche par l'application de FET a été réalisée.

Tableau 8 : Calcul de VTR par voie orale à partir du Facteur Equivalent Toxique (FET) du phénanthrène

Voie d'exposition	VTR benzo(a)pyrène	FET	VTR phénanthrène
Orale	ERU <sub>0</sub> = 1. (mg.kg <sup>-1</sup> .j <sup>-1</sup> ) <sup>-1</sup>	0,001	ERU <sub>0</sub> = 10 <sup>-3</sup> (mg.kg <sup>-1</sup> .j <sup>-1</sup> ) <sup>-1</sup>

**Valeurs toxicologiques de référence retenues par l'Ineris pour les effets sans seuil lors d'une exposition chronique par voie orale**

L'Ineris propose de retenir pour une exposition chronique au phénanthrène par voie orale la VTR chronique de 10<sup>-3</sup> (mg.kg<sup>-1</sup>.j<sup>-1</sup>)<sup>-1</sup> de l'Ineris (2018).

La seule valeur disponible est celle proposée par l'Ineris. Elle est construite par application du FET à partir de la valeur révisée du benzo(a)pyrène. Cette valeur est retenue.

**Indice de confiance : Faible en raison du manque de données pour cette voie**

### 3.4.3 Synthèse des valeurs toxicologiques de référence retenues par l'Ineris

Tableau 9 : VTR retenues par l'Ineris

Type d'effet	Substances chimiques (CAS)	Voie d'exposition	Facteur d'incertitude	Valeur de référence	Source, Année de révision
Effets à seuil	Phénanthrène (85-01-8)	Orale (chronique)	-	4.10 <sup>-2</sup> mg.kg <sup>-1</sup> .j <sup>-1</sup>	RIVM, 2001
Effets sans seuil	Phénanthrène (85-01-8)	Inhalation (chronique)	-	ERU <sub>i</sub> = 6.10 <sup>-7</sup> (µg.m <sup>-3</sup> ) <sup>-1</sup>	Ineris, 2018
Effets sans seuil	Phénanthrène (85-01-8)	Orale (chronique)	-	ERU <sub>0</sub> = 10 <sup>-3</sup> (mg.kg <sup>-1</sup> .j <sup>-1</sup> ) <sup>-1</sup>	Ineris, 2018

#### Informations relatives à l'utilisation des VTR

Dans cette fiche, seul le phénanthrène est considéré, la toxicité du phénanthrène en mélange avec d'autres hydrocarbures aromatiques polycycliques est donc exclue. Cependant, il s'agit le plus souvent de co-expositions à plusieurs HAP. Certains HAP disposent d'une fiche de données toxicologiques<sup>(9)</sup> cependant il nous est apparu nécessaire de proposer également une fiche « choix de VTR » regroupant les valeurs disponibles pour chacun d'eux<sup>(10)</sup>.

<sup>(9)</sup> Acénaphène, Anthracène, Benzo(b)fluoranthène, Benzo(g,h,i)perylène, Benzo(k)fluoranthène, Chrysène, Dibenz(a,h)anthracène, Fluoranthène, Fluorène, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Phénanthrène, Pyrène

<sup>(10)</sup> Acénaphène, Acénaphthylène Anthracène, Benz(a)anthracène, Benzo(b)fluoranthène, Benzo(g,h,i)perylène, Benzo(k)fluoranthène, Chrysène, Coronène, Cyclopenta(c,d)pyrène, Dibenz(a,c)anthracène, Dibenz(a,h)anthracène, Fluoranthène, Fluorène, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Naphtalène, Phénanthrène, Pyrène

Rappelons que dans le concept de facteur d'équivalence toxique (FET) permettant d'établir une valeur toxicologique pour des effets cancérogènes induits par un mélange de HAP, le BaP est la substance de référence à laquelle un potentiel toxique de valeur 1 est arbitrairement donné.

Même si à ce jour il n'existe pas de VTR pour des expositions cutanées, cette voie d'exposition peut ne pas être négligeable.

## 4 Données écotoxicologiques

L'objectif de cette section est d'évaluer les effets sur la faune et la flore aquatique et terrestre. Les résultats nécessaires à cette évaluation sont présentés. Lorsqu'un nombre suffisant de résultats d'écotoxicité chronique est disponible, les résultats d'écotoxicité aigus ne sont pas fournis.

Lorsque les informations de ce chapitre proviennent d'un rapport d'évaluation ayant fait l'objet d'une expertise collective au niveau européen ou international, es références bibliographiques aux auteurs sont citées pour permettre un accès direct à l'information scientifique mais n'ont pas fait systématiquement l'objet d'un nouvel examen critique par les rédacteurs de la fiche.

### 4.1 Organismes aquatiques

#### 4.1.1 Paramètres d'écotoxicité aiguë

Tableau 10 : Synthèse des principaux résultats pour des organismes aquatiques lors d'expositions aiguës

	Espèce	Paramètre de toxicité	Valeur (mg.L <sup>-1</sup> )	Référence
Algues <sup>(11)</sup> et macrophytes	<i>Selenastrum capricornutum</i>	CE <sub>50</sub> (4 h)	0,94	Millemann <i>et al.</i> , 1984
	<i>Lemna gibba</i>	CE <sub>50</sub>	0,5	Huang <i>et al.</i> , 1993
Invertébrés	<i>Daphnia magna</i>	CE <sub>50</sub> (48 h)	0,35	Edsall, 1991
	<i>Daphnia magna</i>	CE <sub>50</sub> (48 h)	> 0,4	Vindimian, 2000
	<i>Daphnia pulex</i>	CE <sub>50</sub> (48 h)	0,734	Passino et Smith, 1987
	<i>Mysidopsis bahia</i>	CE <sub>50</sub>	0,0177	Battelle-Ocean-Sciences, 1987
	<i>Palaemonetes pugio</i>	CE <sub>50</sub>	0,1454	Battelle-Ocean-Sciences, 1987
Poissons	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	CL <sub>50</sub> (7 j)	0,25	Millemann <i>et al.</i> , 1984
	<i>Gambusia affinis</i>	CL <sub>50</sub> (24 h)	0,15	Neff, 1979
Invertébrés benthiques	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	CL <sub>50</sub> (10 j)	297,53	Lotufo et Fleeger, 1996
	<i>Rhepoxynius abronius</i>	CL <sub>50</sub> (10 j)	3,683	Swartz <i>et al.</i> , 1988
	<i>Rhepoxynius abronius</i>	CL <sub>50</sub> (10 j)	66,63	Swartz <i>et al.</i> , 1997

#### Algues :

Dans l'essai réalisé par Millemann *et al.* (1984), l'inhibition de l'activité photosynthétique a été suivie. Ce critère d'effet est difficile à interpréter. Dans l'essai réalisé par Huang *et al.* (1993), l'inhibition de la croissance des lentilles d'eau est mesurée. Dans les 2 essais, les concentrations sont mesurées.

<sup>(11)</sup> Les essais sur algues réalisés dans des conditions normalisées (par exemple selon la ligne directrice de l'OCDE 201 sur 72 heures) sont des essais sur plusieurs générations et sont par conséquent des essais chroniques. Toutefois, par convention dans un contexte d'évaluation des risques, on utilise l'EC<sub>50</sub> issue de ces essais comme valeur aiguë, la NOEC étant utilisée pour une évaluation à long terme.

#### Invertébrés :

Les résultats des essais effectués par Edsall (1991) et Passino et Smith (1987) ont été obtenus sans dosage des concentrations d'essai. Dans l'essai réalisé par Vindimian (2000), aucune toxicité n'a été observée pour des concentrations mesurées inférieures à 0,4 mg.L<sup>-1</sup>. Les essais effectués par Battelle-Ocean-Sciences (1987) vis-à-vis de 2 invertébrés marins sont des essais en continu au cours desquels les concentrations ont été suivies. Le résultat sur *Mysidopsis bahia* est par ailleurs confirmé par d'autres données non reportées dans le tableau.

#### Poissons :

Les essais poissons retenus sont des essais effectués en continu sur des larves de poissons tout juste écloses. Les concentrations d'essai ont été mesurées. D'autres résultats trouvés dans la littérature confirment ceux rapportés ci-dessus.

#### Sédiments :

Plusieurs résultats d'essais sur invertébrés benthiques sont disponibles. Les CL<sub>50</sub> varient de 3,7 à 300 mg.kg<sup>-1</sup> pour des essais menés sur des sédiments enrichis. Les concentrations dans les sédiments ont été mesurées. L'amphipode *Rhepoxynius abronius* montre une grande sensibilité vis-à-vis des HAP. Sa capacité à métaboliser les HAP en composés parfois plus toxiques pourrait expliquer cette sensibilité importante. D'autres résultats plus faibles obtenus dans le cas de multicontaminations n'ont pas été retenus mais ne contredisent pas l'hypothèse d'additivité des effets toxiques des HAP.

### 4.1.2 Paramètres d'écotoxicité chronique

Tableau 11 : Synthèse des principaux résultats pour des organismes aquatiques lors d'expositions chroniques

	Espèce	Paramètre de partage	Valeur (mg.L <sup>-1</sup> )	Référence
Algues	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	NOEC (72 h)	0,0264	Vindimian, 2000
	<i>Anabaena flos aquae</i>	NOEC (2 h)	0,13	Bastian et Toetz, 1985
Micro-crustacés	<i>Daphnia magna</i>	NOEC (21 j)	0,021	Hooftman et Evers-de Ruiter, 1992a
	<i>Daphnia pulex</i>	NOEC (50 j)	0,110	Geiger et Buikema, 1982
	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	NOEC (7 j)	0,0134	Vindimian, 2000
Poissons	<i>Brachydanio rerio</i>	NOEC (28 j)	0,028	Hooftman et Evers-de Ruiter, 1992

#### Algues :

Les résultats de l'essai réalisé par Vindimian (2000) sont basés sur des concentrations mesurées. Dans l'essai de Bastian et Toetz (1985), l'effet mesuré est une inhibition de la fixation d'azote.

#### Invertébrés :

Les 3 résultats présentés dans le tableau correspondent à des essais de toxicité sur la reproduction des microcrustacés. Dans tous les cas, les concentrations d'essai sont mesurées. D'autres références bibliographiques montrent que les résultats sont relativement homogènes puisque les NOEC varient de 13 à 110 µg.L<sup>-1</sup>.

#### Poissons :

Hooftman et Evers-de Ruiter (1992b) ont suivi pendant un mois la croissance de poissons âgés de 48 heures. Les concentrations d'essai ont été mesurées mais un solvant a cependant été utilisé pour aider à la solubilisation de la substance.

#### Sédiments :

Aucun résultat avec des organismes benthiques n'est disponible.

#### 4.1.3 Valeurs seuil pour la protection des organismes aquatiques (colonne d'eau)

##### PNEC proposée par l'Ineris :

Compte tenu des informations disponibles, les PNEC eau douce et eau marine sont calculées en appliquant un facteur 10 et 100 respectivement sur la plus faible donnée disponible soit la NOEC (7 j) à 0,0134 mg.L<sup>-1</sup> obtenue sur *Ceriodaphnia dubia* (EC, 2008).

Tableau 12 : PNEC proposée par l'Ineris pour le compartiment aquatique

Substance (n°CAS)	Compartiment	Espèce / durée	Facteur d'extrapolation	Valeur seuil	Unité
Phénanthrène (85-01-8)	Eau douce	<i>Ceriodaphnia dubia</i> (7j)	10	1,34	µg.L <sup>-1</sup>
	Eau marine	<i>Ceriodaphnia dubia</i> (7j)	100	0,134	µg.L <sup>-1</sup>

#### 4.1.4 Valeurs seuil pour la protection des organismes benthiques

##### PNEC proposée par l'Ineris :

Des essais court-terme sont disponibles sur invertébrés. Cependant, il n'existe pas de donnée long terme. Par conséquent le facteur d'extrapolation de 1 000 peut être appliqué à la plus faible des valeurs (ECHA, 2008).

D'où :  $PNEC_{SED\text{eau douce}} = 3,683 / 1\,000 = 3,68 \mu\text{g.kg}^{-1}$  poids humide

Il n'existe pas de donnée long terme sur organismes marin. Cependant, au moins deux essais court-terme sont disponibles sur invertébrés, dont l'essai sur l'amphipode marin *Rhepoxynius abronius* qui montre une grande sensibilité vis-à-vis des HAP. Par conséquent le facteur d'extrapolation de 1 000 peut être appliqué à la plus faible des valeurs (ECHA, 2008).

D'où :  $PNEC_{SED\text{eau marine}} = 3,683 / 1\,000 = 3,68 \mu\text{g.kg}^{-1}$  poids humide

En l'absence de donnée pour des expositions à long terme, la PNEC sédiment est également calculée à partir de la méthode de l'équilibre de partage (EC, 2008). La plus faible valeur de PNEC obtenue est ensuite retenue.

$PNEC_{\text{Sédiment eau douce}} = (K_{\text{susp-eau}} / RHO_{\text{susp}}) * PNEC_{\text{eau}} * 1\,000$  (9,6 µg.kg<sup>-1</sup> poids sec)

Avec :

$PNEC_{\text{eau douce}} = 1,34 \mu\text{g.L}^{-1}$

$PNEC_{\text{eau marine}} = 0,134 \mu\text{g.L}^{-1} * K_{\text{susp-eau}}$  (coefficient de partage particules en suspension-eau) = 535,4 m<sup>3</sup>.m<sup>-3</sup>

$RHO_{\text{susp}}$  (densité des matières en suspension) = 1 150 kg.m<sup>-3</sup>

D'où :

$PNEC_{\text{sédiment eau douce}} = 624 \mu\text{g.kg}^{-1}$  poids humide (1622 µg.kg<sup>-1</sup> poids sec)

$PNEC_{\text{sédiment eau marine}} = 62 \mu\text{g.kg}^{-1}$  poids humide (162 µg.kg<sup>-1</sup> poids sec)

La plus faible valeur, obtenue avec la méthode des facteurs est retenue ;

Tableau 13 : PNEC proposée par l'Ineris pour le compartiment sédimentaire

Substances chimiques (n°CAS)	Compartiment	Espèce / durée	Facteur d'extrapolation	Valeur de PNEC <sub>sédiment</sub>	Unité
Phénanthrène (85-01-8)	Sédiments en eau douce	<i>Rhepoxynius abronius</i>	1 000	3,68	µg.kg <sup>-1</sup> poids humide
	Sédiments marins	<i>Rhepoxynius abronius</i>	1 000	3,68	µg.kg <sup>-1</sup> poids humide

NB : D'autres valeurs existent pour le phénanthrène : elles sont rapportées sur le Portail Substances Chimique de l'Ineris<sup>(12)</sup> sous forme de tableau. Cependant, elles n'ont pas toutes été dérivées selon la même méthodologie et n'assurent pas toutes le même niveau de protection. L'utilisateur se reportera au [rapport méthodologique](#)<sup>(13)</sup> accompagnant le tableau (Ineris, 2017).

## 4.2 Organismes terrestres

### 4.2.1 Paramètres d'écotoxicité aiguë

Tableau 14 : Synthèse des principaux résultats pour des organismes terrestres lors d'expositions aiguës

	Espèce	Paramètre de	Valeur (mg.kg <sup>-1</sup> )	Référence
Annélides	<i>Eisenia foetida</i>	EC <sub>50</sub> (21 j) reproduction	240 mg.kg <sup>-1</sup> poids sec	Bowmer <i>et al.</i> , 1993
Collemboles	<i>Folsoma candida</i>	EC <sub>50</sub> (28 j)	120 mg.kg <sup>-1</sup> poids sec	

### 4.2.2 Paramètres d'écotoxicité chronique

Tableau 15 : Synthèse des principaux résultats pour des organismes terrestres lors d'expositions chroniques

	Espèce	Paramètre de	Valeur (mg.kg <sup>-1</sup> )	Référence
Collemboles	<i>Folsoma candida</i>	NOEC (28 j) reproduction	75 mg.kg <sup>-1</sup> poids sec	Bowmer <i>et al.</i> , 1993

### 4.2.3 Valeurs seuil pour la protection des organismes du sol

PNEC proposée par l'Ineris :

Une donnée long terme est disponible sur *Folsomia candida*. Un facteur d'extrapolation de 100 peut être appliqué sur celle-ci pour dériver la PNEC du sol.

D'où :

$$\text{PNEC}_{\text{sol}} = 750 \mu\text{g.kg}^{-1} \text{ sol sec}$$

Tableau 16 : PNEC retenue par l'Ineris pour le compartiment sol

Substances chimiques (n°CAS)	Espèce / durée	Facteur d'extrapolation	Valeur de PNEC	Unité
Phénanthrène (85-01-8)	<i>Folsoma candida</i> Chronique	100	750	μg.kg <sup>-1</sup> sol sec

## 4.3 Organismes prédateurs

Aucune donnée n'est disponible pour le phénanthrène.

<sup>(12)</sup> [https://substances.ineris.fr/exportFile?f=DRC-19-181216-06491B\\_VG\\_sed\\_22042020.xlsx](https://substances.ineris.fr/exportFile?f=DRC-19-181216-06491B_VG_sed_22042020.xlsx)

<sup>(13)</sup> [https://substances.ineris.fr/uploads/content/DRC-17-158732-03640A%20-\\_Rapport\\_M%C3%A9thodologies\\_valeurs\\_guides\\_s%C3%A9diments\\_sign%C3%A9\\_logo\\_MTES.pdf](https://substances.ineris.fr/uploads/content/DRC-17-158732-03640A%20-_Rapport_M%C3%A9thodologies_valeurs_guides_s%C3%A9diments_sign%C3%A9_logo_MTES.pdf)

## 5 Valeurs sanitaires et environnementales

### 5.1 Valeurs utilisées en milieu de travail

**France** : Notes documentaires INRS ED 984 (2016) "Valeurs limites d'exposition professionnelle aux agents chimiques en France et base de données BIOTOX (INRS).

- **Air** : Non concerné.
- **Valeurs biologiques d'interprétation (VBI)** : Il n'existe pas de valeurs spécifiques au phénanthrène mais plusieurs sont rapportées pour les hydrocarbures aromatiques polycycliques

Tableau 17 : Synthèse des principales valeurs biologiques d'interprétation (Biotox, 2020)

	1-Hydroxypyrrène urinaire	1-Naphtol urinaire	2-Naphtol urinaire	9-hydroxy-phénanthrène urinaire	2-hydroxy-fluorène urinaire
		1-naphtol + 2-naphtol (après hydrolyse) <b>Non fumeurs</b> : 35 µg.L <sup>-1</sup> (valeur de référence dans la population en âge de travailler non professionnellement exposée)			
VBI issues de la population générale adulte	<p>&lt; 0,8 µg.L<sup>-1</sup> 95<sup>ème</sup> percentile</p> <p><b>Non Fumeurs</b> :</p> <p><u>Après hydrolyse : 0,3 µg.g<sup>-1</sup> de créatinine en fin d'exposition ou en fin de poste, après plusieurs postes en cas d'exposition à long terme (valeur de référence dans la population en âge de travailler non professionnellement exposée)</u></p> <p>&lt; 0,4 µg.L<sup>-1</sup> (0,3 µg.g<sup>-1</sup> de créatinine)</p> <p>&lt; 0,15 µmol.mol<sup>-1</sup> de créatinine soit 280 ng.g<sup>-1</sup> de créatinine (valeur maximale) (&lt; 0,1 µmol.mol<sup>-1</sup> de créatinine soit 190 ng.g<sup>-1</sup> de créatinine - 90<sup>ème</sup> percentile)</p> <p>&lt; 0,04 µmol.mol<sup>-1</sup> de créatinine (médiane)</p> <p><b>Fumeurs</b> :</p> <p>&lt; 1,2 µg.L<sup>-1</sup> (0,9 µg.g<sup>-1</sup> de créatinine) 95<sup>ème</sup> percentile</p> <p>&lt; 0,53 µmol.mol<sup>-1</sup> de créatinine soit 1 022 ng.g<sup>-1</sup> de créatinine (&lt; 0,3 µmol.mol<sup>-1</sup> de créatinine soit 570 ng.g<sup>-1</sup> de créatinine - 90<sup>ème</sup> percentile)</p>	<p>&lt; 15,6 µg.L<sup>-1</sup> ou 15,2 µg.g de créat., 95<sup>ème</sup> percentile</p> <p><b>Non Fumeurs</b> :</p> <p>&lt; 9,4 µg.L<sup>-1</sup> ou 9,4 µg.g de créat., 95<sup>ème</sup> percentile</p> <p><b>Fumeurs</b> :</p> <p>&lt; 42,6 µg.L<sup>-1</sup> ou 38,8 µg.g de créat., 95<sup>ème</sup> percentile</p>	<p>&lt; 11,7 µg.L<sup>-1</sup> ou 9,6 µg.g de créat., 95<sup>ème</sup> percentile</p> <p><b>Non Fumeurs</b> :</p> <p>&lt; 18,3 µg.L<sup>-1</sup> ou 15,5 µg.g de créat., 95<sup>ème</sup> percentile</p> <p><b>Fumeurs</b> :</p> <p>&lt; 49,4 µg.L<sup>-1</sup> ou 34,7 µg.g de créat., 95<sup>ème</sup> percentile</p>	<p>&lt; 0,3 µg.L<sup>-1</sup> ou 0,3 µg.g de créat., 95<sup>ème</sup> percentile</p>	<p><b>Non Fumeurs</b> :</p> <p>&lt; 0,7 µg.L<sup>-1</sup> ou 0,6 µg.g de créat., 95<sup>ème</sup> percentile</p> <p><b>Fumeurs</b> :</p> <p>&lt; 5,6 µg.L<sup>-1</sup> ou 3,9 µg.g de créat., 95<sup>ème</sup> percentile</p>
VBI française	ND	ND	ND	ND	ND
VBI européenne	ND	ND	ND	ND	ND
VBI allemande (BAT)	ND	ND	ND	ND	ND

	1-Hydroxypyrrène urinaire	1-Naphtol urinaire	2-Naphtol urinaire	9-hydroxy-phénanthrène urinaire	2-hydroxy-fluorène urinaire
VBI américaine de l'ACGIH (BEI)	en fin de poste et fin de semaine de travail (avec hydrolyse) : 2,5 µg.L <sup>-1</sup> .	ND	ND	ND	ND
Autres VBI	Finlande : 1-Hydroxypyrrène urinaire = 2,6 µg.L <sup>-1</sup> en fin de poste, fin de semaine	ND	ND	ND	ND

ND : non déterminé

## 5.2 Valeurs utilisées pour la population générale

Zone concernée	Valeurs réglementaires	Intitulé du texte
<b>Qualité des eaux de consommation</b>		
France	Non concerné	Décret n° 2007 – 49 du 11 janvier 2007 relatif aux limites et références de qualité des eaux brutes et des eaux destinées à la consommation humaine.
Europe	Non concerné	Directive 98/83/CE du Conseil du 3 novembre 1998 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine (CE, 1998).
OMS	Non concerné	Directives de qualité pour l'eau de boisson (2017)
<b>Qualité de l'air</b>		
France	Non concerné	Normes de qualité de l'air conformément aux Directives 2008/50/CE et 2004/107/CE et au Décret n° 2010-1250 du 21 octobre 2010 qui transpose ces Directives.
	Non concerné	Valeurs guide air intérieur.
OMS	L'ERU <sub>i</sub> établi par l'OMS est de 8,7.10 <sup>-2</sup> par µg de benzo(a)pyrrène par m <sup>3</sup> .	Directives de qualité pour l'air (2000).

## 5.3 Valeurs de référence pour la surveillance des écosystèmes

### 5.3.1 Compartiment aquatique

Il n'existe pas de valeur applicable en France pour le phénanthrène.

Des valeurs seuils pour la protection des organismes aquatiques sont proposées par l'Ineris en section 4.1.

### 5.3.2 Empoisonnement secondaire (prédateurs)

Pas de valeur.

## 6 Méthodes de détection et de quantification dans l'environnement

Les principales normes ou méthodes pour le phénanthrène ou groupe de HAP dans les différents milieux (air, eau, sol, déchets) sont citées dans le tableau ci-dessous.

Milieu	Référence	Année	Intitulé
<b>Air</b>			
Air ambiant	ISO 12884 :2000	2000	Air ambiant - Détermination des hydrocarbures aromatiques polycycliques totales (phase gazeuse et particulaire) - Prélèvement sur filtres à sorption et analyses par chromatographie en phase gazeuse/spectrométrie en masse
	ISO 16362 :2005	2005	Air ambiant - Détermination des particules d'hydrocarbures aromatiques polycycliques par chromatographie liquide à haute performance
Émissions de sources fixes	NF ISO 11338-1	2005	Émissions de sources fixes - Détermination des hydrocarbures aromatiques polycycliques sous forme gazeuse et particulaire - Partie 1 : échantillonnage
	NF ISO 11338-2	2004	Émissions de sources fixes - Détermination des hydrocarbures aromatiques polycycliques sous forme gazeuse et particulaire - Partie 2 : préparation des échantillons, purification et détermination
<b>Eau</b>			
Eau potable, eau de surface et eau souterraine	NF EN ISO 17993	2004	Qualité de l'eau - Dosage de 15 hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) dans l'eau par HPLC avec détection par fluorescence après extraction liquide-liquide
	NF ISO 28540	2011	Qualité de l'eau - Détermination de 16 hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) dans l'eau - Méthode par chromatographie en phase gazeuse avec détection par spectrométrie de masse (CG-SM)
	US EPA Method 525	1988	Determination of organic compounds in drinking water by liquid-solid extraction and capillary column gas chromatography/mass spectrometry
Eau de rejet municipal ou industriel	US EPA Method 610	1984	Methods for organic chemical analysis of municipal and industrial waste water: Polynuclear aromatic hydrocarbons
<b>Sol</b>			
	NF ISO 18287	2006	Qualité du sol - Dosage des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) - Méthode par chromatographie en phase gazeuse avec détection par spectrométrie de masse (CG-SM)
	ISO 13859 :2014	2014	Qualité du sol - Détermination des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) par chromatographie en phase gazeuse (CPG) et chromatographie liquide à haute performance (CLHP)
<b>Sol, biodéchet traité, boue</b>			
Sols, biodéchets traités et boues	NF EN 16181	2018	Sols, biodéchets traités et boues - Dosage des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) par chromatographie en phase gazeuse et chromatographie liquide à haute performance

Milieu	Référence	Année	Intitulé
<b>Déchet</b>			
Sol contaminé, boues et gravats, bitume ou déchets bitumineux	NF EN 15527	2008	Caractérisation des déchets - Dosage des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) dans les déchets par chromatographie en phase gazeuse/spectrométrie de masse (CG/SM)

## 7 Bibliographie

**ADEME** (2018) – Guide pour la détermination des valeurs de fonds dans les sols – échelle d'un territoire. Pour une connaissance de la qualité chimique habituelle des sols - Groupe de travail sur les valeurs de fonds. <https://www.ademe.fr/guide-determination-valeurs-fonds-sols-echelles-dun-territoire-dun-site>

**AFSSA** (2003) - Avis de l'AFSSA relative à une demande d'avis sur l'évaluation des risques présentés par le benzo(a)pyrène B(a)P et par d'autres hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), présents dans diverses denrées ou dans certaines huiles végétales, ainsi que sur les niveaux de concentration en HAP dans les denrées au-delà desquels des problèmes de santé risquent de se poser. Saisine agence française de sécurité sanitaire des aliments.

**AFSSA** (2006) - Evaluation de l'exposition aux HAP dans l'eau de boisson et réflexion sur l'éventuel risque sanitaire associé. Agence française de sécurité sanitaire des aliments. <https://www.anses.fr/fr/system/files/EAUX2005sa0056Ra.pdf>.

**Asada, S., Sasaki, K., Tanaka, N., Takeda, K., Hayashi, M., and Umeda, M.** (2005) - Detection of initiating as well as promoting activity of chemicals by a novel cell transformation assay using v-Ha-ras-transfected BALB/c 3T3 cells (Bhas 42 cells). *Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*, 588(1), 7-21.

**ATSDR** (1995) - Toxicological profile for Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). Agency for Toxic Substances and Disease Registry. <https://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp69.pdf>

**Baars A.J., Theelen R.M.C., Janssen P.J.C.M., Hesse J.M., van Apeldoorn M.E., Meijerink M.C.M., Verdam L. and Zeilmaker M.J.** (2001) - Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels. RIVM, Rijnsinstituut voor volksgezondheid en milieu. report 711 701 025.

**Barron M.G., Heintz R. and Rice S.D.** (2004) - Relative potency of PAHs and heterocycles as aryl hydrocarbon receptor agonists in fish. *Marine Environmental Research*, 58, 2-5, 95-100.

**Bastian M.V. and Toetz D.W.** (1985) - Effect of polynuclear hydrocarbons on algal nitrogen fixation (acetylene reduction). *Bull Environ Contam Toxicol*, 35, 258-265.

**Battelle Ocean Sciences** (1987) - Acute toxicity of phenanthrene to saltwater animals. Battelle Ocean Sciences. Duxbury, MA. Report to US EPA.

**Binet P, Portal JM, Leyval C.** (2000) - Fate of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (Pah) in the Rhizosphere and Mycorrhizosphere of Ryegrass. *Plant and Soil* 227(1-2): 207-213.

**Bos, R. P., Theuvs, J. L. G., Jongeneelen, F. J., and Henderson, P. T.** (1988) - Mutagenicity of bi-, tri- and tetra-cyclic aromatic hydrocarbons in the "taped-plate assay" and in the conventional Salmonella mutagenicity assay. *Mutation Research/Genetic Toxicology*, 204(2), 203-206.

**Bowmer C.T., Roza P., Henzen L. and Degeling C.** (1993) - The development of chronic toxicological tests for PAH contaminated soils using the earthworm *Eisenia fetida* and the springtail *Folsomia candida*. TNO Institute of Environmental Sciences, Delft. IMW-R92/387.

**CE** (1996) - Technical Guidance Document in support of Commission Directive 93/67/EEC on risk assessment for new notified substances and Commission Regulation (EC) No 1488/94 on risk assessment for existing substances. European Commission. Luxembourg.

- CE** (1998) - Directive 98/83/CE du Conseil du 3 novembre 1998. Communauté Européenne. Bruxelles, Belgique.
- CE** (2004) - Directive 04/107/CE du Conseil du 15 décembre 2004. Communauté européenne. Bruxelles, Belgique.
- CE** (2008) - Directive 2008/50/CE du parlement européen et du conseil du 21 mai 2008 concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe. *Journal Officiel des Communauté Européenne*.
- CITI** (1992) - Biodegradation and Bioaccumulation data of existing chemicals based on the CSCL Japan. Chemicals Inspection and Testing Institute. Japan. October 1992.
- Commissariat général au développement durable** (2011) - Service de l'observation et des statistiques - Bilan de présence des micropolluants dans les milieux aquatiques continentaux -Période 2007-2009. Annexes partie 2 Micropolluants hors pesticides. [http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/fileadmin/documents/Produits\\_editoriaux/Publications/Etudes\\_et\\_documents/2011/Bilan-micropol\\_annexesE%26D54-autres\\_final.pdf](http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/fileadmin/documents/Produits_editoriaux/Publications/Etudes_et_documents/2011/Bilan-micropol_annexesE%26D54-autres_final.pdf).
- Crepineau C, Rychen G, Feidt C, Le Roux Y, Lichtfouse E, Laurent F.** (2003) - Contamination of Pastures by Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in the Vicinity of a Highway. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* **51**(16): 4841- 4845.
- Collins C, Fryer M, Grosso A.** (2005) - Plant Uptake of Non-Ionic Organic Chemicals. *Environmental Science & Technology* **40**(1) : 45-52.
- Collins CD, Finnegan E.** (2010) - Modeling the Plant Uptake of Organic Chemicals, Including the Soil Air Plant Pathway. *Environmental Science & Technology* **44**(3): 998-1003.
- Delamme D.** (2011) - Contamination atmosphérique par les hydrocarbures aromatiques polycycliques : toxicité et devenir du phénanthrène dans des systèmes sol-plante-microorganismes. Sciences agricoles. *Université de Franche-Comté*, Thèse de doctorat.
- Di Toro D.M.** (1985) - A particle interaction model of reversible organic chemical sorption. *Chemosphere*, **14**, 10, 1503-1538.
- Doornaert B. and Pichard A.** (2003) - HAP - Evaluation de la relation dose-réponse pour des effets cancérogènes : approche substance par substance (facteurs d'équivalence toxique - FET) et approche par mélanges. Evaluation de la relation dose-réponse pour des effets non cancérogènes : Valeurs Toxicologiques de Référence (VTR). Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques. Verneuil en Halatte.
- ECHA** (2008). Guidance on information requirements and chemical safety assessment. Chapter R.10: Characterisation of dose-reponse for environment. Guidance for the implementation of REACH. May 2008. European Chemical Agency.
- Edsall C.C.** (1991) - Acute toxicities to larval rainbow trout of representative compounds detected in great lakes fish. *Bull Environ Contam Toxicol*, **46**, 2, 173-178.
- Edwards, D. A., Andriot, M. D., Amoroso, M. A., Tummey, A. C., Bevan, C. J., Tveit, A., et al** (1997) - Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group Series. *Development of Fraction Specific Reference Doses (RfDs) and Reference Concentration (RfCs) for Total Petroleum Hydrocarbons (TPH)*, 10-15.
- Evans, C. H., and DiPaolo, J. A.** (1975) - Neoplastic transformation of guinea pig fetal cells in culture induced by chemical carcinogens. *Cancer research*, **35**(4), 1035-1044.
- Frank A.P., Landrum P.F. and Eadie B.J.** (1986) - Polycyclic aromatic hydrocarbon : Rates of uptake, depuration, and biotransformation by Lake Michigan (*Stylodrilus heringianus*). *Chemosphere*, **15**, 317-330.
- Gao Y, Zhu L.** (2004) - Plant Uptake, Accumulation and Translocation of Phenanthrene and Pyrene in Soils. *Chemosphere* **55**(9) : 1169-1178.
- Gao Y, Collins CD.** (2009) - Uptake Pathways of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in White Clover. *Environmental Science & Technology* **43**(16): 6190-6195.
- Geiger J.G.J. and Buikema A.L.J.** (1982) - Hydrocarbons depress growth and reproduction of *Daphnia pulex* (Cladocera). *J Fish Aquat Sci*, **39**, 830-836.

**Gerde P., Muggenburg B.A., Hoover M.D. and Henderson R.F.** (1993) - Disposition of polycyclic aromatic hydrocarbons in the respiratory tract of the beagle dog. I. The alveolar region. *Toxicol Appl Pharmacol*, **121**, 2, 313-318. *Inhalation Toxicology Research Institute, Albuquerque, New Mexico 87185.*

**Grimmer G., Dettbarn G. and Jacob J.** (1993) - Biomonitoring of polycyclic aromatic hydrocarbons in highly exposed coke plant workers by measurement of urinary phenanthrene and pyrene metabolites (phenols and dihydrodiols). *Int Arch Occup Environ Health*, **65**, 3, 189-199. *Biochemisches Institut für Umweltcarcinogene, Grosshansdorf, Germany.*

**Gustafson, J. B., Tell, J. G., and Orem, D.** (1997) - Total petroleum hydrocarbon criteria working group series, volume 3, selection of representative TPH fractions based on fate and transport considerations. *Amherst Scientific, Amherst, MA, USA.*

**Hansen D.J. and et al.** (1993) - Sediment quality criteria for the protection of benthic organisms: Phenanthrene. US Environmental Protection Agency, Office of Toxic Substances. **EPA / 822/R-93/014.**

**Hooftman R.J. and Evers de Ruiter A.** (1992a) - Early life stage tests with *Brachydanio rerio* and several polycyclic aromatic hydrocarbons using an intermittent flow-through system. TNO Institute of Environmental Sciences. Delft.

**Hooftman R.J. and Evers de Ruiter A.** (1992b) - Investigations into aquatic toxicity of phenanthrene (cover-report for reproduction tests with the waterflea *Daphnia magna* and an early life stage test with the zebra fish *Brachydanio rerio*). TNO Institute of Environmental Sciences. Delft, The Netherlands.

**Howard P.H., Boethling R.S. and Jarvis W.F.** (1991) - Phenanthrene - Handbook of environmental degradation rates. Chelsea, Michigan, Lewis Publisher., p 725 pp.

**Howsam M, Jones KC, Ineson P.** (2000) - PAHs Associated with the Leaves of Three Deciduous Tree Species. I - Concentrations and Profiles. *Environmental Pollution* **108**(3) : 413-424.

**HSDB** (2017) - Phenanthrene. Hazardous Substances Data Bank, National Library of Medicine. <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/source/hsdb/2166#section=Administrative-Information>

**Huang X.D., Dixon D.G. and Greenberg B.M.** (1993) - Impacts of UV radiation and photomodification on the toxicity of PAHs to the higher plant *Lemna gibba* (duckweed). *Environ Toxicol Chem*, **12**, 1067-1077.

**Huggins C. and Yang N.C.** (1962) - Induction and extinction of mammary cancer. A striking effect of hydrocarbons permits analysis of mechanisms of causes and cure of breast cancer. *Science*, **137**, 257-262.

**IARC** (1983) - Polynuclear aromatic compounds. Part 1: Chemical, environmental and experimental data. Lyon, World Health Organization, vol 32, pp. 155-161, 225-231. <https://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol1-42/mono32.pdf>.

**IARC** (1987) - Overall evaluation of carcinogenicity: An updating of IARC Monographs Volumes 1 to 42. [https://publications.iarc.fr/\\_publications/media/download/3283/b2fe295e10e63fd88e772d2ab60ae9a1e3ddd446.pdf](https://publications.iarc.fr/_publications/media/download/3283/b2fe295e10e63fd88e772d2ab60ae9a1e3ddd446.pdf)

**IARC** (2010) - Volume 92 - Some non-heterocyclic polycyclic aromatic hydrocarbons and some related exposures. <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol92/mono92.pdf>.

**Ineris** (2003) - Détermination des concentrations prédites sans effet de 30 substances potentiellement dangereuses pour le compartiment aquatique. Rapport technique. Convention DE n°CV03000081 - n°Ineris DRC-03-46824-VMi/JL-03.0659.

**Ineris** (2017) - Revue des principales méthodologies existantes et analyse de leur portée en vue de l'amélioration de la définition des valeurs guides nationales pour le sédiment. Rapport d'étude DRC-17-158732-03640A. Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques. Verneuil en Halatte. [https://substances.ineris.fr/uploads/content/DRC-17-158732-03640A%20-Rapport M%C3%A9thodologies valeurs guides s%C3%A9diments sign%C3%A9 logo MTES.pdf](https://substances.ineris.fr/uploads/content/DRC-17-158732-03640A%20-Rapport%20M%C3%A9thodologies%20valeurs%20guides%20s%C3%A9diments%20sign%C3%A9%20logo%20MTES.pdf)

**INRS** (2003) – Biotox - Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques - Nature du dosage : 1-Naphtol urinaire. [http://www.inrs.fr/publications/bdd/biotox/dosage.html?refINRS=Dosage\\_362](http://www.inrs.fr/publications/bdd/biotox/dosage.html?refINRS=Dosage_362)

**Jacob J., Schmoldt A. and Grimmer G.** (1982) - Influence of monooxygenase inducers on the metabolic profile of phenanthrene in rat liver microsomes. *Toxicology*, **25**, 4, 333-343.

**Jiao XC, Xu FL, Dawson R, Chen SH, Tao S.** (2007) - Adsorption and Absorption of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons to Rice Roots. *Environmental Pollution* **148**(1): 230-235.

**Jonsson G., Bechmann R.K., Bamber S.D. and Baussant T.** (2004) - Bioconcentration, biotransformation, and elimination of polycyclic aromatic hydrocarbons in sheepshead minnows (*Cyprinodon variegatus*) exposed to contaminated seawater. *Environ Toxicol Chem*, **23**, 6, 1538-1548.

**Kaden, D. A., Hites, R. A., and Thilly, W. G.** (1979) - Mutagenicity of soot and associated polycyclic aromatic hydrocarbons to *Salmonella typhimurium*. *Cancer Research*, **39**(10), 4152-4159.

**Kakunaga, T.** (1973) - A quantitative system for assay of malignant transformation by chemical carcinogens using a clone derived from BALB/3T3. *International Journal of Cancer*, **12**(2), 463-473.

**Kipopoulou A.M., Manoli E. and Samara C.** (1999) - Bioconcentration of polycyclic aromatic hydrocarbons in vegetables grown in industrial area. *Environ Poll*, **106**, 369-380.

**Landrum P.F.** (1988) - Toxicokinetics of organic xenobiotics in the amphipod *Pontoporeia hoyi*: Role of physiological and environmental variables. *Aquat Toxicol*, **12**, 245-271.

**LaVoie E.J., Tulley\_Freiler L., Bedenko V. and Hoffman D.** (1981) - Mutagenicity, tumor-initiating activity, and metabolism of methylphenanthrenes. *Cancer Res*, **41**, 9 Pt 1, 3441-3447.

**Lehndorff E, Schwark L.** (2009) - Biomonitoring Airborne Parent and Alkylated Three-Ring PAHs in the Greater Cologne Conurbation I: Temporal Accumulation Patterns.

*Environmental Pollution* **157**(4): 1323-1331.

**Lide D.R.** (1998) - Phenanthrene - Handbook of Chemistry and Physics. New-York, CRC Press. 78th.

**Lin D, Zhu L, He W, Tu Y.** (2006) - Tea Plant Uptake and Translocation of Polycyclic

Aromatic Hydrocarbons from Water and around Air. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* **54**(10): 3658-3662.

**Lotz, A., Pesch, B., Dettbarn, G., Raulf, M., Welge, P., Rihs, H. P. et al** (2016) - Metabolites of the PAH diol epoxide pathway and other urinary biomarkers of phenanthrene and pyrene in workers with and without exposure to bitumen fumes. *International archives of occupational and environmental health*, **89**(8), 1251-1267.

**Lotufo G.R. and Fleeger J.W.** (1996) - Toxicity of sediment-associated pyrene and phenanthrene to *Limnodrilus hoffmeisteri* (*Oligochaeta: Tubificidae*). *Environ Toxicol Chem*, **15**, 9, 1508-1516.

**Maagd P., Ten Hulscher D., Van Den Heuvel H., Opperhuizen A. and Sijm D.** (1998) - Physicochemical properties of polycyclic aromatic hydrocarbons: aqueous solubilities, n-Octanol/Water partition coefficients, and Henry's law constants. *Environ Toxicol Chem*, **17**, 2, 251-257.

**Mackay D., Shiu W.Y. and Sutherland R.P.** (1979) - Determination of air-water Henry's law constants for hydrophobic pollutants. *Environ Sci Technol*, **13**, 333-337.

**Marquardt, H., Kuroki, T., Huberman, E., Selkirk, J. K., Heidelberger, C., Grover, P. L., and Sims, P.** (1972) - Malignant transformation of cells derived from mouse prostate by epoxides and other derivatives of polycyclic hydrocarbons. *Cancer research*, **32**(4), 716-720.

**McCann, J., Choi, E., Yamasaki, E., and Ames, B. N.** (1975) - Detection of carcinogens as mutagens in the *Salmonella/microsome* test: assay of 300 chemicals. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **72**(12), 5135-5139.

**McLachlan MS.** (1999) - Framework for the Interpretation of Measurements of SOCs in Plants. *Environmental Science & Technology* **33**(11): 1799-1804.

**McLeese C., Ray S. and Burrige L.** (1987) - Accumulation of polynuclear aromatic hydrocarbons by the clam *Mya arenaria*. *Wastes in the Ocean. Nearshore Waste Disposal*, **6**, 81-88.

**McLeese D.W. and Burrige L.E.** (1987) - Comparative accumulation of PAHs in four marine invertebrates. Malabar, Florida, Kirger, R.E., pp. 109-118.

**Merck** (1989) - Phenanthrene - The Merck Index An Encyclopedia of Chemicals, Drugs, and Biologicals. Rahway, Merck and Co. 11th, p 7354.

**Millemann R.E., Birge W.J., Black J.A., Cushman R.M., Daniels K.L., Franco P.J., Giddings J.M., McCarthy J.F. and Stewart A.J.** (1984) - Comparative acute toxicity to aquatic organisms of components of coal-derived synthetic fuels. *Trans Am Fish Soc*, **113**, 74-85.

**Misaki K., Takamura-Enya T., Ogawa H., Takamori K. and Yanagida M.** (2016) - Tumour-promoting activity of polycyclic aromatic hydrocarbons and their oxygenated or nitrated derivatives. *Mutagenesis*, **31**, 2, 205-213.

**Montizaan G.K., Kramers P.G.H., Janus J.A. and Posthumus R.** (1989) - Integrated criteria document PAH: Effect of 10 selected compounds. *Bilthoven, National Institute of Public Health and Environmental protection*, Appendix to Report N°. 758474011, (Re-publication in March 1989 of addendum to Report No. 758447007), 180 pp, 180pp.

**Neff J.M.** (1979) - Polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment: sources, fates and biological effects. London, Applied Sciences Publishers.

**Ng K.M., Chu I., Bronaugh R.L., Franklin C.A. and Somers D.A.** (1991) - Percutaneous absorption/metabolism of phenanthrene in the hairless guinea pig: comparison of *in vitro* and *in vivo* results. *Fundam Appl Toxicol*, **16**, 3, 517-524.

**Nikolova-Pavageau N, Pillère F.** (2018) - Cartographie des expositions aux hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) par secteur d'activité : focus sur la surveillance biologique des expositions professionnelles. INRS, Référence santé au travail, n°154.

**Nisbet I.C.T. and LaGoy P.K.** (1992) - Toxic equivalency factors (TEFs) for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). *Reg Toxicol Pharmacol*, **16**, 290-300.

**Nousiainen U., Torronen R. and Hanninen O.** (1984) - Differential induction of various carboxylesterases by certain polycyclic aromatic hydrocarbons in the rat. *Toxicology*, **32**, 3, 243-251.

**Oesch, F., Bücker, M., & Glatt, H. R.** (1981) - Activation of phenanthrene to mutagenic metabolites and evidence for at least two different activation pathways. *Mutation Research/Fundamental and Molecular Mechanisms of Mutagenesis*, **81**(1), 1-10.

**OMS** (2000) - Air Quality Guidelines for Europe. Copenhagen, World Health Organization, International Programme on chemical Safety. 2nd.

**OMS** (2017) - Guidelines for drinking-water quality, 4th edition, incorporating the 1st addendum (chapters). [http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/publications/gdwq4-with-add1-chapters/en/](http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/gdwq4-with-add1-chapters/en/).

**OMS IPCS** (1998) - Environmental Health Criteria n°202: Polycyclic aromatic Hydrocarbons. World Health Organisation, International Programme on chemical Safety. <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc202.htm>

**Passino D.R.M. and Smith S.B.** (1987) - Acute bioassays and hazard evaluation of representative contaminants detected in great lakes fish. *Environ Toxicol Chem*, **6**, 11, 901-907.

**Piccardo MT, Pala M, Bonaccorso B, Stella A, Redaelli A, Paola G, Valerio F.** (2005) - *Pinus Nigra* and *Pinus Pinaster* Needles as Passive Samplers of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. *Environmental Pollution* **133**(2) : 293-301.

**Pienta, R. J., Poiley, J. A., and Leberz III, W. B.** (1977) - Morphological transformation of early passage golden Syrian hamster embryo cells derived from cryopreserved primary cultures as a reliable *in vitro* bioassay for identifying diverse carcinogens. *International Journal of Cancer*, **19**(5), 642-655.

**Platt, K. L., Aderhold, S., Kulpe, K., and Fickler, M.** (2008) - Unexpected DNA damage caused by polycyclic aromatic hydrocarbons under standard laboratory conditions. *Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*, **650**(2), 96-103.

**Popescu, N. C., Turnbull, D., and DiPaolo, J. A.** (1977) - Sister chromatid exchange and chromosome aberration analysis with the use of several carcinogens and noncarcinogens: Brief communication. *Journal of the National Cancer Institute*, **59**(1), 289-293.

**Prager J.C.** (1995) - Phenanthrene, Van Nostrand Reinhold, vol 1, pp. 919-920.

**Rahman A., Barrowman J.A. and Rahimtula A.** (1986) - The influence of bile on the bioavailability of polynuclear aromatic hydrocarbons from the rat intestine. *Can J Physiol Pharmacol*, **64**, 9, 1214-1218.

- Rey-Salgueiro L, Martinez-Carballo E, Garcia-Falcon MS, Simal-Gandara J.** (2008) - Effects of a Chemical Company Fire on the Occurrence of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Plant Foods. *Food Chemistry* **108**(1): 347-353.
- Roe F.J.C. and Grant G.A.** (1964) - Tests of pyrene and phenanthrene for incomplete carcinogenic and anticarcinogenic activity. (Abstract). *Br. Empire Cancer Campaign.*, **41**, 59-60.
- Sakai, M., Yoshida, D., and Mizusaki, S.** (1985) - Mutagenicity of polycyclic aromatic hydrocarbons and quinones on Salmonella typhimurium TA97. *Mutation Research/Genetic Toxicology*, **156**(1-2), 61-67.
- Salaman M.H. and Roe F.J.C.** (1956) - Further tests for tumor-initiating activity: N,N-Di(2-chloroethyl)-p-aminophenylbutyric acid (CB 1348) as an initiator of skin tumour formation in the mouse. *Br J Cancer*, **10**, 363-378.
- Santonicola S., De Felice A., Cobellis L., Passariello N., Peluso A., Murru N., Ferrante M.C. and Mercogliano R.** (2017) - Comparative study on the occurrence of polycyclic aromatic hydrocarbons in breast milk and infant formula and risk assessment. *Chemosphere*, **175**, 383-390.
- SAX** (1999) - Phenanthrene - Dangerous Properties of Industrial Materials. Lewis R. J. CD.
- Schwab AP, Al-Assi AA, Banks MK.** (1998) - Adsorption of Naphthalene onto Plant Roots. *Journal of Environmental Quality* **27**(1) : 220-224.
- Scribner J.D.** (1973) - Tumor initiation by apparently noncarcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbons. *J Natl Cancer Inst*, **50**, 6, 1717-1719.
- Sharma AP, Tripathi BD.** (2008) - Assessment of Atmospheric Pahs Profile through *Calotropis Gigantea* R.Br. Leaves in the Vicinity of an Indian Coal-Fired Power Plant. *Environmental Monitoring and Assessment*: 1-6.
- Simmon V.F., Rosenkranz H.S., Zeiger E. and Poirier L.A.** (1979) - Mutagenic activity of chemical carcinogens and related compounds in the intraperitoneal host-mediated assay. *J Natl Cancer Inst*, **62**, 4, 911-918.
- Simonich SL, Hites RA.** (1994) - Importance of Vegetation in Removing Polycyclic Aromatic Hydrocarbons from the Atmosphere. *Nature* **370** (6484): 49-51.
- Singh V.K., Singh J., Anand M., Kumar P., Patel D.K., Reddy M.M.K. and Siddiqui M.K.J.** (2008) - Comparison of polycyclic aromatic hydrocarbon levels in placental tissues of Indian women with full-and preterm deliveries. *International journal of hygiene and environmental health*, **211**, 5-6, 639-647.
- Smith KEC, Thomas GO, Jones KC.** (2001) - Seasonal and Species Differences in the Air - Pasture Transfer of PAHs. *Environmental Science & Technology* **35**(11): 2156-2165.
- Srogi K.** (2007) - Monitoring of Environmental Exposure to Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: A Review. *Environmental Chemistry Letters* **5**(4) : 169-195.
- Storer J.S., DeLeon I., Millikan L.E., Laseter J.L. and Griffing C.** (1984) - Human absorption of crude coal tar products. *Arch Dermatol*, **120**, 7, 874-877.
- Swartz, R. C.** (1991) - Acenaphthene and phenanthrene files. *Memorandum to David J. Hansen*.
- Swartz R.C., Ferraro S.P., Lamberson J.O., Cole F.A., Ozretich R.J., Boese B.L. and Schults D.W.** (1997) - Photoactivation and toxicity of mixtures of polycyclic aromatic hydrocarbon compounds in marine sediment. *Environ Toxicol Chem*, **16**, 2151-2157.
- Swartz R.C., Kemp P.F., Schults D.W. and Lamberson J.O.** (1988) - Effects of mixtures of sediment contaminants on the marine infaunal amphipod *Rhepoxynius abronius*. *Environ Toxicol Chem*, **7**, 10, 1013-1020.
- Torronen R., Nousiainen U. and Hanninen O.** (1981) - Induction of aldehyde dehydrogenase by polycyclic aromatic hydrocarbons in rats. *Chem Biol Interact*, **36**, 1, 33-44.
- US EPA** (1990) - Determination of benzo(a)pyrene and other polynuclear aromatic hydrocarbons in indoor air. U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/epahome/search.html>
- US EPA** (1992) - Dermal exposure assessment: principles and applications. U.S. EPA Environmental Protection Agency, Office of Toxic Substances. Washington. Interim report. EPA/600/8-91/011B. <http://www.epa.gov/epahome/search.html>

**US EPA** (1993) - Provisional guidance for quantitative risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons. U.S. EPA Environmental Protection Agency, Office of Health and Environmental Assessment, Environmental Criteria and assessment Office. <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/30002TUA.PDF?Dockey=30002TUA.PDF>

**US EPA** (2017) - Benzo(a)pyrene -Toxicological review. [http://cfpub.epa.gov/ncea/iris/iris\\_documents/documents/toxreviews/0136tr.pdf](http://cfpub.epa.gov/ncea/iris/iris_documents/documents/toxreviews/0136tr.pdf)

**Veerkamp W. and Berge T.** (1994) - The Concepts of HESP. Reference Manual. Human Exposure to Soil Pollutants. The Hague, Shell International Petroleum Maatschappij. 2.10a, pp. 1-66.

**Verschueren K.** (1996) - Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals. New York, Van Nostrand Reinhold Co. 3rd.

**Vindimian E., Bisson M., Dujardin R., Flammarion P., Garric J., Babut M., Lamy M.H., Porcher J.M. and Thybaud E.** (2000) - Complément au SEQ-Eau : méthode de détermination des seuils de qualité pour les substances génotoxiques. Ineris. Verneuil-en-Halatte. Rapport final.

**Vondráček J., Pěnčíková K., Neča J., Ciganek M., Grycová A., Dvořák Z. and Machala M.** (2017) - Assessment of the aryl hydrocarbon receptor-mediated activities of polycyclic aromatic hydrocarbons in a human cell-based reporter gene assay. *Environmental Pollution*, **220**, 307-316.

**Wilcke W, Krauss M, Lilienfein J, Amelung W.** (2004) - Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Storage in a Typical Cerrado of the Brazilian Savanna. *Journal of Environmental Quality* **33**(3) : 946-955.

**Wild E, Dent J, Barber JL, Thomas GO, Jones KC.** (2004) - A Novel Analytical Approach for Visualizing and Tracking Organic Chemicals in Plants. *Environmental Science & Technology* **38**(15) : 4195-4199.

**Wild E, Dent J, Thomas GO, Jones KC.** (2005) - Direct Observation of Organic Contaminant Uptake, Storage, and Metabolism within Plant Roots. *Environmental Science & Technology* **39**(10): 3695-3702.

**Wild E, Dent J, Thomas GO, Jones KC.** (2006) - Visualizing the Air-to-Leaf Transfer and within-Leaf Movement and Distribution of Phenanthrene: Further Studies Utilizing Two-Photon Excitation Microscopy. *Environmental Science & Technology* **40**(3) : 907-916.

**Wild E, Dent J, Thomas GO, Jones KC.** (2005) - Direct Observation of Organic Contaminant Uptake, Storage, and Metabolism within Plant Roots. *Environmental Science & Technology* **39**(10): 3695-3702.

**Wood A.W., Chang R.L., Levin W., Ryan D.E., Thomas P.E., Mah H.D., Karle J.M., Yagi H., Jerina D.M. and Conney A.H.** (1979) - Mutagenicity and tumorigenicity of phenanthrene and chrysene epoxides and diol epoxides. *Cancer Res*, **39**, 10, 4069-4077.

**Yoshikawa T., Ruhr L.P., Flory W., Banton M.I., Giamalva D., Church D.F. and Pryor W.A.** (1987) - Toxicity of polycyclic aromatic hydrocarbons. III. Effects of beta-naphthoflavone pretreatment on hepatotoxicity of compounds produced in the ozonation or NO<sub>2</sub>-nitration of phenanthrene and pyrene in rats. *Vet Hum Toxicol*, **29**, 2, 113-117.

**Zhu YH, Zhang SZ, Zhu YG, Christie P, Shan XQ.** (2007) - Improved Approaches for Modeling the Sorption of Phenanthrene by a Range of Plant Species. *Environmental Science & Technology* **41**(22): 7818-7823.

**Zuo Q, Lin H, Zhang XL, Li QL, Liu SZ, Tao S.** (2006) - A Two-Compartment Exposure Device for Foliar Uptake Study. *Environmental Pollution* **143**(1) : 126-128.

