

VALEUR GUIDE ENVIRONNEMENTALE

EAU DOUCE

Moyenne Annuelle dans l'eau (eau destinée à la production d'eau potable) :	$VGE_{\text{EAU-DOUCE}} =$	0,75 µg/L
Moyenne Annuelle dans l'eau (eau <u>non</u> destinée à la production d'eau potable) :	$VGE_{\text{EAU-DOUCE}} =$	450 µg/L
Concentration Maximale Acceptable dans l'eau:	$MAC_{\text{EAU-DOUCE}} =$	45 200 µg/L

EAU MARINE

Moyenne Annuelle dans l'eau :	$VGE_{\text{EAU-MARINE}} =$	45 µg/L
Concentration Maximale Acceptable dans l'eau:	$MAC_{\text{EAU-MARINE}} =$	4 520 µg/L

VALEURS GUIDES POUR LE SEDIMENT

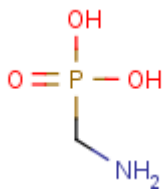
Avec un koc compris entre 1160 et 24800 L/kg, la mise en œuvre d'un seuil pour le sédiment peut être recommandée selon le document guide technique européen (E.C., 2011).

Néanmoins, compte tenu de la présence importante de l'AMPA dans l'eau, il semble plus pertinent de préconiser un suivi dans l'eau pour cette substance.

L'AMPA est le principal produit issu de la dégradation de l'herbicide glyphosate dans les plantes, le sol et l'eau. En plus d'être un métabolite du glyphosate, il est également un produit de dégradation dans l'environnement des phosphonates que l'on trouve dans les produits d'entretien domestiques ainsi que dans les détergents.

Sachant qu'un nouveau rapport européen devrait être disponible courant 2014 sur le glyphosate et que l'AMPA est le principal de produit de dégradation du glyphosate, il est probable que de nouvelles études sur l'AMPA y soient mentionnées. Une révision de la présente fiche pourra alors être réalisée.

IDENTIFICATION DE LA SUBSTANCE

Substance chimique	AMPA (1-Aminomethylphosphonic acid)
Autres dénominations/synonymes	Amino methane phosphoric acid Aminomethanephosphonic acid Aminomethylphosphonic acid
Numéro CAS	1066-51-9
Formule moléculaire	CH ₆ NO ₃ P
Code SMILES	P(CN)(O)(O)=O
Structure moléculaire	

EVALUATIONS EXISTANTES ET INFORMATIONS REGLEMENTAIRES

Evaluations existantes	Rapport RIVM Environmental Risk Limits for aminomethylphosphonic acid (AMPA) (Traas et Smit, 2003). E.C. (2002). Review report for the active substance glyphosate.
Phrases de risque et classification	<i>Annexe I Directive 67/548/CEE (C.E., 1967)</i> Non listé <i>Annexe VI Règlement (CE) No 1272/2008 (C.E., 2008)</i> Non listé
Effets endocriniens	La substance n'est pas citée dans la stratégie communautaire concernant les perturbateurs endocriniens (E.C., 2004) et dans le rapport d'étude de la DG ENV sur la mise à jour de la liste prioritaire des perturbateurs endocriniens à faible tonnage (Petersen <i>et al.</i> , 2007).
Critères PBT / POP	La substance n'est pas citée dans les listes PBT/vPvB ¹ (C.E., 2006) ou POP ² (PNUE, 2001).
Normes de qualité existantes	<u>Allemagne</u> : norme de qualité pour la vie aquatique générale = 96 µg/L (ETOX, 2007 ³)
Mesure de restriction	-
Substance(s) associée(s)	Métabolite du glyphosate Métabolite de phosphonates

¹ Les PBT sont des substances persistantes, bioaccumulables et toxiques et les vPvB sont des substances très persistantes et très bioaccumulables. Les critères utilisés pour la classification des PBT sont ceux fixés par l'Annexe XIII du règlement n° 1907/2006 (REACH).

² Les Polluants Organiques Persistants (POP) sont des substances persistantes (aux dégradations biotiques et abiotiques), fortement liposolubles (et donc fortement bioaccumulables), et volatiles (et peuvent donc être transportées sur de longues distances et être retrouvée de façon ubiquitaire dans l'environnement). Les critères utilisés pour la classification POP sont ceux fixés par l'Annexe 5 de la Convention de Stockholm placée sous l'égide du PNUE (Programme des Nations Unies pour l'Environnement).

³ Les données issues de cette source (<http://webetox.uba.de/webETOX/index.do>) ne sont données qu'à titre indicatif ; elles n'ont donc pas fait l'objet d'une validation par l'INERIS.

PROPRIETES PHYSICO-CHIMIQUES

	Valeurs	Source
Poids moléculaire [g/mol]	111.04	US-EPA, 2008
Hydrosolubilité [mg/L]	1.10 ⁺⁶ à 25°C (estimé)	US-EPA, 2008
Pression de vapeur [Pa]	0,0168	US-EPA, 2008
Constante de Henry [Pa.m ³ /mol]	1,27.10 ⁻¹⁰ à 25°C	US-EPA, 2008
Coefficient de partage Octanol-eau (log Kow)	-2,17 (estimé KowWIN) -3,36 (estimé ClogP)	Traas et Smit, 2003
Coefficient de partage carbone organique-eau (Koc) [L/kg]	1160 – 24800	E.C., 2002
Constante de dissociation (pKa)	pKa ₁ : 0,9 pKa ₂ : 5,6 pKa ₃ : 10,2	Smit <i>et al.</i> , 2001

COMPORTEMENT DANS L'ENVIRONNEMENT

PERSISTANCE

		Source
Hydrolyse	Pas d'information disponible.	
Photolyse	Pas d'information disponible.	
Biodégradabilité	Dans deux systèmes eau / sédiments les valeurs suivantes sont reportées : <ul style="list-style-type: none"> - Il reste entre moins de 1% et 4% d'AMPA dans l'eau, après 100 j. - Il reste entre 20 et 32% d'AMPA dans les sédiments, après 100 j 	E.C., 2002

DISTRIBUTION DANS L'ENVIRONNEMENT

		Source
Adsorption	D'après les valeurs de Koc compris entre 1160 et 24800 L/kg, la substance est adsorbable. L'adsorption de l'AMPA n'est pas clairement liée à la teneur en matière organique.	E.C., 2002 Traas et Smit, 2003
Volatilisation	D'après la constante de Henry ($1,27 \cdot 10^{-10}$ Pa.m ³ /mol), l'AMPA n'a pas tendance à se volatiliser.	-
Bioaccumulation	Une seule valeur estimée par QSAR (= 3,162) est disponible. Ce résultat suggère que la bioconcentration de l'AMPA chez les organismes aquatiques est faible. Un BCF de 3,162 est utilisé dans la détermination des normes de qualité. En l'absence de BMF mesuré, le document guide technique européen pour la dérivation des NQE recommande l'utilisation des valeurs par défaut suivantes pour ce qui est de la prise en compte de la biomagnification : $BMF_1 = BMF_2 = 1$.	US-EPA, 2008

ECOTOXICITE ET TOXICITE**ORGANISMES AQUATIQUES**

Dans les tableaux ci-dessous, sont reportés pour chaque taxon, uniquement les résultats des tests d'écotoxicité montrant la plus forte sensibilité à la substance. Toutes les données présentées ont fait l'objet d'une validation.

Ces résultats d'écotoxicité sont principalement exprimés sous forme de NOEC (*No Observed Effect Concentration*), concentration sans effet observé, d'EC₁₀ concentration produisant 10% d'effets et équivalente à la NOEC, ou de EC₅₀, concentration produisant 50% d'effets. Les NOEC sont principalement rattachées à des tests chroniques, qui mesurent l'apparition d'effets sub-létaux à long terme, alors que les EC₅₀ sont plutôt utilisées pour caractériser les effets à court terme.

ECOTOXICITE

ECOTOXICITE AQUATIQUE AIGUË

Organisme		Espèce	Critère d'effet	Valeur [mg/L]	Validité	Source
Algues & plantes aquatiques	Eau douce	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	ErC ₅₀ (72h)	452	Valide	Traas et Smit, 2003
	Milieu marin	Pas d'information disponible				
Invertébrés	Eau douce	<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀ (48h)	691	Valide	Traas et Smit, 2003
	Milieu marin	Pas d'information disponible				
	Sédiment	Pas d'information disponible				
	Eau douce	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	LC ₅₀ (96h)	520	Valide	Traas et Smit, 2003
	Milieu marin	Pas d'information disponible.				

ECOTOXICITE AQUATIQUE CHRONIQUE

Organisme		Espèce	Critère d'effet	Valeur [mg/L]	Validité	Source
Algues & plantes aquatiques	Eau douce	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	NOErC (72h)	8,3	Valide	Ctgb (NL pesticides) (2001) Giesy et al (2000)
	Milieu marin	Pas d'information disponible				
Invertébrés	Eau douce	Pas d'information disponible				
	Milieu marin	Pas d'information disponible				
	Sédiment	Pas d'information disponible				
Poissons	Eau douce	Pas d'information disponible				
	Milieu marin	Pas d'information disponible				

NORMES DE QUALITE POUR LA COLONNE D'EAU

Les normes de qualité pour les organismes de la colonne d'eau sont calculées conformément aux recommandations du guide technique européen pour la détermination des normes de qualité environnementale (E.C., 2011). Elles sont obtenues en divisant la plus faible valeur de NOEC ou d'EC₅₀ valide par un facteur d'extrapolation (AF, *Assessment Factor*).

La valeur de ce facteur d'extrapolation dépend du nombre et du type de tests pour lesquels des résultats valides sont disponibles. Les règles détaillées pour le choix des facteurs sont données dans le guide technique européen (E.C., 2011).

En ce qui concerne les organismes marins, selon guide technique pour la détermination de normes de qualité environnementales (E.C., 2011), la sensibilité des espèces marines à la toxicité des substances organiques peut être considérée comme équivalente à celle des espèces dulçaquicoles, à moins qu'une différence ne soit montrée.

- **Moyenne annuelle (AA-QS_{water_eco} et AA-QS_{marine_eco}) :**

Une concentration annuelle moyenne est déterminée pour protéger les organismes de la colonne d'eau d'une possible exposition prolongée.

Pour l'AMPA, on dispose de données aiguës valides pour 3 niveaux trophiques et d'une seule donnée chronique (algues). Conformément au guide technique européen pour la détermination des normes de qualité environnementale (E.C., 2011), la AA-QS_{water_eco} est déterminée en appliquant un facteur de sécurité de 1000 sur la plus faible donnée aigue disponible soit, l'EC₅₀ à 452 mg/L obtenue chez *Scenedesmus subspicatus*. L'INERIS propose donc la valeur suivante :

$$\begin{aligned} \text{AA-QS}_{\text{water_eco}} &= 452/1000 = 0,452 \text{ mg/L, soit} \\ \text{AA-QS}_{\text{water_eco}} &= 452 \text{ } \mu\text{g/L} \end{aligned}$$

En ce qui concerne les organismes marins, aucune donnée n'est disponible. Le jeu de données disponible ne permet donc pas de mettre en évidence une différence de sensibilité entre les espèces marines et dulçaquicoles. Pour le milieu marin, le facteur d'extrapolation appliqué doit prendre en compte les incertitudes additionnelles telles que la sous-représentation des taxons clés et une diversité d'espèces plus importante. Par conséquent et conformément au guide technique européen pour la détermination des normes de qualité environnementale (E.C., 2011), un facteur d'extrapolation de 10 000 est appliqué sur la plus faible donnée aigue disponible soit, l'EC₅₀ à 452 mg/L obtenue chez *Scenedesmus subspicatus*, pour déterminer la AA-QS_{marine_eco}. L'INERIS propose donc la valeur suivante :

$$\begin{aligned} \text{AA-QS}_{\text{marine_eco}} &= 452/10\ 000 = 0,0452 \text{ mg/L, soit} \\ \text{AA-QS}_{\text{marine_eco}} &= 45,2 \text{ } \mu\text{g/L} \end{aligned}$$

- **Concentration Maximum Acceptable (MAC et MAC_{marine}) :**

La concentration maximale acceptable est calculée afin de protéger les organismes de la colonne d'eau de possibles effets de pics de concentrations de courtes durées (E.C., 2011).

Pour l'AMPA, on dispose de données aiguës valides pour les 3 niveaux trophiques. Par défaut, un facteur d'extrapolation de 100 s'applique pour calculer la MAC. Selon le document guide technique européen pour la détermination des normes de qualité environnementale (E.C., 2011), pour les substances qui n'ont pas de mode d'action spécifique et pour lesquelles les données disponibles montrent que la variation interspécifique est faible, le facteur peut être diminué. Pour l'AMPA, l'écart-type des valeurs log de L(E)C₅₀ est < 0.5 et cette variation peut être considérée comme faible. Un facteur d'extrapolation de 10 s'applique pour calculer la MAC. L'INERIS propose donc la valeur suivante :

$$\begin{aligned} \text{MAC} &= 452/10 = 45,2 \text{ mg/L, soit} \\ \text{MAC} &= 45\ 200 \text{ } \mu\text{g/L} \end{aligned}$$

En ce qui concerne les organismes marins, aucune donnée n'est disponible. Le jeu de données disponible ne permet donc pas de mettre en évidence une différence de sensibilité entre les espèces marines et dulçaquicoles. Pour le milieu marin, le facteur d'extrapolation appliqué doit prendre en compte les incertitudes additionnelles telles que la sous-représentation des taxons clés et une diversité d'espèces plus importante. Pour les mêmes raisons que sus citées et conformément au guide technique européen pour la détermination des normes de qualité environnementale (E.C., 2011), un facteur d'extrapolation de 100 est appliqué pour déterminer la MAC_{marine}. L'INERIS propose donc la valeur suivante :

$$\begin{aligned} \text{MAC}_{\text{marine}} &= 452/100 = 4,52 \text{ mg/L, soit} \\ \text{MAC}_{\text{marine}} &= 4\ 520 \text{ } \mu\text{g/L} \end{aligned}$$

Proposition de norme de qualité pour les organismes de la colonne d'eau (eau douce)

Moyenne annuelle [AA-QS_{water_eco}]	452	µg/L
---	-----	------

Concentration Maximum Acceptable [MAC] *	45 200*	µg/L
---	---------	------

Proposition de norme de qualité pour les organismes de la colonne d'eau (eau marine)

Moyenne annuelle [AA-QS_{marine_eco}]	45.2	µg/L
--	------	------

Concentration Maximum Acceptable [MAC_{marine_eco}] *	4 520*	µg/L
--	--------	------

*Compte tenu de la production non intentionnelle de la molécule, la question de la pertinence de la MAC se pose.

VALEUR GUIDE POUR LES ORGANISMES BENTHIQUES (QS_{SED} ET QS_{SED-MARIN})

Un seuil de qualité dans le sédiment est nécessaire (i) pour protéger les espèces benthiques et (ii) protéger les autres organismes d'un risque d'empoisonnement secondaire résultant de la consommation de proies provenant du benthos. Les principaux rôles des normes de qualité pour les sédiments sont de :

1. Identifier les sites soumis à un risque de détérioration chimique (la norme sédiment est dépassée)
2. Déclencher des études pour l'évaluation qui peuvent conduire à des études plus poussées et potentiellement à des programmes de mesures
3. Identifier des tendances à long terme de la qualité environnementale (Art. 4 Directive 2000/60/CE) (C.E., 2000).

Aucune information d'écotoxicité pour les organismes benthiques n'a été trouvée dans la littérature pour les organismes aquatiques.

A défaut, une valeur guide pour le sédiment peut être calculée à partir du modèle de l'équilibre de partage.

Ce modèle suppose que :

- il existe un équilibre entre la fraction de substances adsorbées sur les particules sédimentaires et la fraction de substances dissoutes dans l'eau interstitielle du sédiment,
- la fraction de substances adsorbées sur les particules sédimentaires n'est pas biodisponible pour les organismes et que seule la fraction de substances dissoutes dans l'eau interstitielle est susceptible d'impacter les organismes,
- la sensibilité intrinsèque des organismes benthiques aux toxiques est équivalente à celle des organismes vivant dans la colonne d'eau. Ainsi, la norme de qualité pour la colonne d'eau peut être utilisée pour définir la concentration à ne pas dépasser dans l'eau interstitielle.

Une valeur guide de qualité pour le sédiment peut être alors calculée selon l'équation suivante (E.C., 2011) :

$$QS_{\text{sed wet weight}} [\mu\text{g/kg}] = \frac{K_{\text{sed-eau}}}{RHO_{\text{sed}}} * AA-QS_{\text{water_eco}} [\mu\text{g/L}] * 1000$$

Avec :

RHO_{sed} : masse volumique du sédiment en $[\text{kg}_{\text{sed}}/\text{m}^3_{\text{sed}}]$. En l'absence d'une valeur exacte, la valeur générique proposée par le document guide technique européen (E.C., 2011) est utilisée : 1300 kg/m^3 .

$K_{\text{sed-eau}}$: coefficient de partage sédiment/eau en m^3/m^3 . En l'absence d'une valeur exacte, les valeurs génériques proposées par le guide technique européen (E.C., 2011) sont utilisées. Le coefficient est alors calculé selon la formule suivante : $0,8 + 0,025 * K_{\text{oc}}$ soit $K_{\text{sed-eau}} = 30 - 621 \text{ m}^3/\text{m}^3$

Pour l'AMPA, on obtient :

$$QS_{\text{sed wet weight}} = 10\,431 - 215\,917 \mu\text{g}/\text{kg}_{\text{poids humide}}$$

La concentration correspondante en poids sec peut être estimée en tenant compte du facteur de conversion suivant :

$$\frac{RHO_{\text{sed}}}{F_{\text{solide}_{\text{sed}}} * RHO_{\text{solide}}} = \frac{1300}{500} = 2,6$$

Avec :

$F_{\text{solide}_{\text{sed}}}$: fraction volumique en solide dans les sédiments en $[\text{m}^3_{\text{solide}}/\text{m}^3_{\text{susp}}]$. En l'absence d'une valeur exacte, la valeur générique proposée par le document guide technique européen (E.C., 2011) est utilisée : $0,2 \text{ m}^3/\text{m}^3$.

RHO_{solide} : masse volumique de la partie sèche en $[\text{kg}_{\text{solide}}/\text{m}^3_{\text{solide}}]$. En l'absence d'une valeur exacte, la valeur générique proposée par le document guide technique européen (E.C., 2011) est utilisée : $2500 \text{ kg}/\text{m}^3$.

Pour l'AMPA, la concentration correspondante en poids sec est :

$$QS_{\text{sed dry weight}} = QS_{\text{sed wet weight}} * 2,6 = 27\,120 - 561\,384 \mu\text{g}/\text{kg}_{\text{sed poids sec}}$$

Selon la même approche que pour le sédiment d'eau douce, une valeur guide de qualité pour le sédiment marin peut être calculée selon la formule suivante :

$$QS_{\text{sed-marin wet weight}} [\mu\text{g}/\text{kg}] = \frac{K_{\text{sed-eau}}}{RHO_{\text{sed}}} * AA-QS_{\text{marin_eco}} [\mu\text{g}/\text{L}] * 1000$$

Pour l'AMPA, on obtient :

$$QS_{\text{sed-marin wet weight}} = 1\,043 - 21\,591 \mu\text{g}/\text{kg}_{\text{poids humide}}$$

La concentration correspondante en poids sec est alors la suivante:

$$QS_{\text{sed-marin dry weight}} = 2\,712 - 56\,138 \mu\text{g}/\text{kg}_{\text{sed poids sec}}$$

Le log Kow de la substance étant inférieur à 5, un facteur additionnel de 10 n'est pas jugé nécessaire.

Il faut rappeler que les incertitudes liées à l'application du modèle de l'équilibre de partage sont importantes. Les sédiments naturels peuvent avoir des propriétés très variables en termes de composition (nature et quantité de matières organiques, composition minéralogique), de granulométrie, de conditions physico-chimiques, de conditions dynamiques (taux de déposition/taux de resuspension). Par ailleurs ces propriétés peuvent évoluer dans le temps en fonction notamment des conditions météorologiques et de la morphologie de la masse d'eau. Si bien que le partage entre la fraction de substance adsorbée et la fraction de substance dissoute peut être extrêmement variable d'un sédiment à un autre et l'hypothèse d'un équilibre entre ces deux fractions ne semble pas très réaliste pour des conditions naturelles.

Par ailleurs, certains organismes benthiques peuvent ingérer les particules sédimentaires, et donc être contaminés par la fraction de substance adsorbée sur ces particules, ce qui n'est pas pris en compte par la méthode.

Proposition de valeur guide pour les organismes benthiques (eau douce)	10 431	µg/kg _{sed poids humide}
	27 120	µg/kg _{sed poids sec}
Proposition de valeur guide pour les organismes benthiques (eau marine)	1 043	µg/kg _{sed poids humide}
	2 712	µg/kg _{sed poids sec}
Conditions particulières	<p>Avec un Koc compris entre 1160 et 24800 L/kg, la mise en œuvre d'un seuil pour le sédiment peut être recommandée par le document guide technique européen (E.C., 2011).</p> <p>Néanmoins, compte tenue de la présence importante de l'AMPA dans l'eau, et de son occurrence relative limitées dans les sédiments (max. 16% dans les études eau/sédiment) il semble plus pertinent de préconiser un suivi dans l'eau pour cette substance.</p>	

EMPOISONNEMENT SECONDAIRE

Ce chapitre traite de la toxicité chronique induite par la substance sur les prédateurs *via* la consommation d'organismes aquatiques contaminés (appelés biote, i.e. poissons ou invertébrés vivant dans la colonne d'eau ou dans les sédiments). Il s'agit donc d'évaluer la toxicité chronique de la substance par la voie d'exposition orale uniquement.

Dans les tableaux ci-dessous, ne sont reportés pour chaque type de test que les résultats permettant d'obtenir les NOEC ou la valeur toxicologique de référence (VTR) les plus protectrices. N'ont été recherchés que des tests sur mammifères ou oiseaux exposés par voie orale (exposition par l'alimentation ou par gavage). Toutes les données présentées ont été validées.

Les résultats de toxicité sont principalement donnés sous forme de doses journalières : NOAEL (*No Observed Adverse Effect Level*), ou LOAEL (*Lowest Observed Adverse Effect Level*). NOAEL et LOAEL sont exprimées en termes de quantité de substance administrée par unité de masse corporelle de l'animal testé, et par jour.

Pour calculer la norme de qualité liée à l'empoisonnement secondaire des prédateurs, il est nécessaire de connaître la concentration de substance dans le biote n'induisant pas d'effets observés pour les prédateurs (exprimée sous forme de NOEC). Il est possible de déduire une NOEC à partir d'une NOAEL grâce à des facteurs de conversion empiriques variables selon les espèces testées. Les facteurs utilisés ici sont ceux recommandés par le guide technique européen pour la détermination de normes de qualité (E.C., 2011). Les valeurs de ces facteurs de conversion dépendent de la masse corporelle des animaux et de leur consommation journalière de nourriture. Celles-ci peuvent donc varier d'une façon importante selon le niveau d'activité et le métabolisme de l'animal, la valeur nutritive de sa nourriture, etc. En particulier elles peuvent être très différentes entre un animal élevé en laboratoire et un animal sauvage.

Afin de couvrir ces sources de variabilité, mais aussi pour tenir compte des autres sources de variabilité ou d'incertitude (variabilité inter et intra-espèces, extrapolation du court terme au long terme, etc.) des facteurs d'extrapolation sont nécessaires pour le calcul de la $QS_{\text{biota_sec\ pois}}$. Les valeurs recommandées pour ces facteurs d'extrapolation sont données dans le guide technique européen (E.C., 2011). Un facteur d'extrapolation supplémentaire ($AF_{\text{dose-réponse}}$) est utilisé dans le cas où la toxicité a été établie à partir d'une LOAEL plutôt que d'une NOAEL.

ECOTOXICITE POUR LES VERTEBRES TERRESTRES

TOXICITE ORALE POUR LES MAMMIFERES

	Type de test	NOAEL ⁽¹⁾ [mg/kg _{corporel} /j]	Source	Facteur de conversion	NOEC [mg/kg _{biota}]
Toxicité sub-aigue/sub-chronique	Rats Durée : 28 jours Administration orale via l'alimentation (0 - 10 - 100 - 350 - 1000 mg/kg/j) Effets : augmentation du poids des reins chez les mâles aux deux plus fortes doses testées. Diminution de la prise de poids chez les femelles à la plus forte dose testée.	100	Heath <i>et al.</i> , 1993 cité dans JMPR, 2004	20	2 000
	Rats Durée : 13 semaines Administration orale via l'alimentation (0 - 10-100-1000 mg/kg/j) Effets : Aucun effet observé à la plus forte dose testée. Les effets sur le poids des reins observés lors de l'étude de 28 jours n'ont pas été confirmés lors de cette étude.	1000	Strutt <i>et al.</i> , 1993 cité dans JMPR, 2004	20	20 000
	Chien Durée : 90 jours Aucun effet n'a été observé lors de l'administration d'AMPA à des doses comprises entre 10 et 300 mg/kg/j	300	Williams <i>et al.</i> , 2000).	40	12 000

Toxicité sur le développement	Rat Administration orale via l'alimentation (0 - 100 - 350 - 1000 mg/kg/j) du 6 ^{ème} au 16 ^{ème} jour de gestation. Effet : aucun effet observé à la plus forte dose testée.	1000	Hazelden, 1992 cité dans JMPR, 2004	20	20 000
--------------------------------------	---	------	-------------------------------------	----	--------

(1) NOAEL : No Observed Adverse Effect Level

Aucune étude de toxicité chronique n'a été effectuée avec l'AMPA.

TOXICITE ORALE POUR LES OISEAUX

	Type de test	NOAEL/LOAEL [mg/kg _{corporel} /j]	Source	Facteur de conversion	NOEC [mg/kg _{biota}]
Toxicité aiguë	<i>Colinus virginianus</i> 18 semaines	-	AGRITOX, 2013	-	DL ₅₀ > 2250
Toxicité sur la reproduction	Pas d'information disponible.				

NORME DE QUALITE EMPOISONNEMENT SECONDAIRE (QS_{BIOTA_SEC POIS})

La norme de qualité pour l'empoisonnement secondaire (QS_{biota_sec pois}) est calculée conformément aux recommandations du guide technique européen (E.C., 2011). Elle est obtenue en divisant la plus faible valeur de NOEC valide par les facteurs d'extrapolation recommandés (E.C., 2011).

Pour l'AMPA, un facteur de 300 est appliqué car la durée du test retenu (NOEC à 2000 mg/kg_{biota} sur le rat) est de 28 jours. On obtient donc :

$$QS_{biota_sec\ pois} = 2000 [mg/kg_{biota}] / 300 = 6,6 mg/kg_{biota}$$

Cette valeur de norme de qualité pour l'empoisonnement secondaire peut être ramenée :

- à une concentration dans l'eau douce selon la formule suivante :

$$QS_{water\ sp} [\mu g/L] = \frac{QS_{biota_sec\ pois} [\mu g/kg_{biota}]}{BCF [L/kg_{biota}] * BMF_1}$$

- à une concentration dans l'eau marine selon la formule suivante :

$$QS_{marin\ sp} [\mu g/L] = \frac{QS_{biota_sec\ pois} [\mu g/kg_{biota}]}{BCF [L/kg_{biota}] * BMF_1 * BMF_2}$$

Avec :

BCF : facteur de bioconcentration,

Validation groupe d'experts : Avril 2013

Version 1 : 09/01/2014

DRC-13-126836-03818A

BMF₁ : facteur de biomagnification,
 BMF₂ : facteur de biomagnification additionnel pour les organismes marins.

Ce calcul tient compte du fait que la substance présente dans l'eau du milieu peut se bioaccumuler dans le biote. Il donne la concentration à ne pas dépasser dans l'eau afin de respecter la valeur de la norme de qualité pour l'empoisonnement secondaire déterminée dans le biote.

La bioaccumulation tient compte à la fois du facteur de bioconcentration (BCF, ratio entre la concentration dans le biote et la concentration dans l'eau) et du facteur de biomagnification (BMF, ratio entre la concentration dans l'organisme du prédateur en bout de chaîne alimentaire, et la concentration dans l'organisme de la proie au début de la chaîne alimentaire). En l'absence de valeurs mesurées pour le BMF₁ et le BMF₂, celles-ci peuvent être estimées à partir du BCF selon le guide technique européen (E.C., 2011).

Ce calcul n'est donné qu'à titre indicatif. Il fait en effet l'hypothèse qu'un équilibre a été atteint entre l'eau et le biote, ce qui n'est pas véritablement réaliste dans les conditions du milieu naturel. Par ailleurs il repose sur un facteur de bioaccumulation qui peut varier de façon importante entre les espèces considérées.

Pour l'AMPA, un BCF de 3,162 (estimée US-EPA, 2008) et un BMF₁ = BMF₂ de 1 (cf.E.C., 2011) ont été retenus. On a donc :

$$QS_{\text{water sp}} = 6,6 \text{ [mg/kg}_{\text{biota}}] / (3,162 * 1) = 2,1 \text{ mg/L}$$

$$QS_{\text{marin sp}} = 6,6 \text{ [mg/kg}_{\text{biota}}] / (3,162 * 1 * 1) = 2,1 \text{ mg/L}$$

Proposition de norme de qualité pour l'empoisonnement secondaire des prédateurs	6 600	µg/kg _{biota}
valeur correspondante dans l'eau (douce et marine)	2 100	µg/L

SANTE HUMAINE

Ce chapitre traite de la toxicité chronique induite par la substance sur l'homme soit *via* la consommation d'organismes aquatiques contaminés, soit *via* l'eau de boisson.

Dans les tableaux ci-dessous, ne sont reportés pour chaque type de test que les résultats permettant d'obtenir les NOEC ou la valeur toxicologique de référence (VTR) les plus protectrices. Compte tenu du mode d'exposition envisagée, seuls les tests sur mammifères exposés par voie orale (dans l'alimentation ou par gavage) ont été recherchés.

Toutes les données présentées ont été validées.

Les résultats de toxicité sont principalement donnés sous forme de doses journalières : NOAEL (*No Observed Adverse Effect Level*), ou LOAEL (*Lowest Observed Adverse Effect Level*). NOAEL et LOAEL sont exprimées en termes de quantité de substance administrée par unité de masse corporelle de l'animal testé, et par jour.

TOXICITE

Pour l'évaluation des effets sur la santé humaine, seuls les résultats sur mammifères sont considérés comme pertinents. Contrairement à l'évaluation des effets pour les prédateurs, les effets de type cancérogène ou mutagène sont également pris en compte.

Aucune VTR propre à l'AMPA n'étant disponible, une estimation a été faite à partir du résultat de l'essai 28 jours sur rats réalisé à partir de l'AMPA.

	Type de test	NOAEL/LOAEL mg/kg _{corporel} /j]	Source	Valeur toxicologique de référence (VTR) [µg/kg _{corporel} /j]
Toxicité Sub-aiguë /sub-chronique	<p>Rats</p> <p>Durée : 28 jours</p> <p>Administration orale via l'alimentation (0 - 10 - 100 – 350 – 1000 mg/kg/j d'AMPA)</p> <p>Effets : augmentation du poids des reins chez les mâles aux deux plus fortes doses testées. Diminution de la prise de poids chez les femelles à la plus forte dose testée.</p>	100	Heath et al., 1993 cité dans JMPR, 2004	<p>Aucune VTR disponible</p> <p>Estimation de la VTR : 100</p> <p>Facteur d'incertitude utilisé : 1000</p> <ul style="list-style-type: none"> - interspèces 10 - intraespèces 10 - Subaiguë → Subchronique et subchronique → vie entière : 3 x 3 <p>(Arrondi à 10)</p>
Toxicité chronique	<p>Rat SD (50/sexe/dose)</p> <p>Durée : 26 mois</p> <p>Administration orale via l'alimentation</p> <p>0 - 3 - 10 - 32 mg/kg de glyphosate</p> <p>Effets : Pas d'effet systémique (évaluation clinique, poids corporel, biochimie, hématologie, examen macroscopique des organes)</p>	32 (Glyphosate)	Bio/Dynamics Inc., 1981a, cité dans OMS (2008) ⁽¹⁾	<p>VTR fondée sur un essai réalisé avec du glyphosate : 300⁽²⁾</p> <p>Facteur d'incertitude utilisé : 100</p> <ul style="list-style-type: none"> - interspèces 10 - intraespèces 10

(1) Cette VTR a été déterminée par l'OMS (2008), valeur guide pour l'eau de boisson, elle est toujours retenue lors de la révision de 2011.

(2) L'OMS a retenu la VTR élaborée pour le glyphosate pour l'AMPA, produit de dégradation du glyphosate, de structure et de profil toxicologique similaires. Cependant, des études sur le métabolisme du glyphosate chez les animaux de laboratoire montrent que l'essentiel n'est pas biotransformé en AMPA. Le JMPR (OMS) a toutefois conclu que les deux composés ont les mêmes profils toxicologiques et a estimé qu'une base de données complète sur l'AMPA est inutile. AMPA est considéré comme ne présentant pas un niveau de préoccupation plus important que celui de sa molécule mère (OMS, 2005 – document support à l'élaboration de la VG, WHO/SDE/WSH/03.04/97).

Les normes de qualité pour la santé humaine via la consommation des produits de la pêche et d'eau de boisson seront déterminées à partir de la VTR la plus sécuritaire à savoir, l'estimation de VTR calculée sur la base de résultats d'essais réalisés avec l'AMPA à 100 µg/kg_{corporel}/j.

	Classement CMR	Source
Cancérogénèse	La substance n'est pas inscrite à l'Annexe VI du règlement (CE) No 1272/2008.	C.E., 2008
Mutagenèse		
Toxicité sur la reproduction		

NORME DE QUALITE POUR LA SANTE HUMAINE VIA LA CONSOMMATION DES PRODUITS DE LA PECHE (QS_{BIOTA_HH})

La norme de qualité pour la santé humaine est calculée de la façon suivante (E.C., 2011) :

$$QS_{\text{biota hh}} [\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{biota}}] = \frac{0.1 * VTR [\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{corporel}}/\text{j}] * \text{poids corporel} [\text{kg}_{\text{corporel}}]}{\text{Cons. Journ. Moy.} [\text{kg}_{\text{biota}}/\text{j}]} * \frac{1}{F_{\text{sécurité}}}$$

Ce calcul tient compte de :

- un facteur correctif de 10% (soit 0.1) : la VTR donnée ne tient compte en effet que d'une exposition par voie orale, et pour la consommation de produits de la pêche uniquement. Mais la contamination peut aussi se faire par la consommation d'autres sources de nourriture, par la consommation d'eau, et d'autres voies d'exposition sont possibles (inhalation ou contact cutané). Le facteur correctif de 10% (soit 0.1) permet de rendre l'objectif de qualité plus sévère d'un facteur 10 afin de tenir compte de ces autres sources de contamination possibles.
- la valeur toxicologique de référence (VTR), correspondant à une dose totale admissible par jour ; pour cette substance elle sera considérée égale à 100 µg/kg_{corporel}/j (cf. tableau ci-dessus),
- un poids corporel moyen de 70 kg,
- F_{sécurité} : facteur de sécurité supplémentaire pour tenir compte des potentiels effets CMR ou de perturbation endocrine de la substance. L'AMPA ne présentant aucune de ces propriétés, aucun facteur n'est appliqué,
- Cons. Journ. Moy : une consommation journalière moyenne de produits de la pêche (poissons, mollusques, crustacés) égale à 115 g par jour.

Ce calcul n'est donné qu'à titre indicatif. Il peut être inadapté pour couvrir les risques pour les individus plus sensibles ou plus vulnérables (masse corporelle plus faible, forte consommation de produits de la pêche, voies d'exposition individuelles particulières). Le facteur correctif de 10% n'est donné que par défaut, car la contribution des différentes voies d'exposition varie selon les propriétés de la substance (et en particulier sa distribution entre les différents compartiments de l'environnement), ainsi que selon les populations considérées (travailleurs exposés, exposition pour les consommateurs/utilisateurs, exposition via l'environnement uniquement). L'hypothèse cependant que la consommation des produits de la pêche ne représente pas plus de 10% des apports journaliers contribuant à la dose journalière tolérable apporte une certaine marge de sécurité (E.C., 2011).

Pour l'AMPA, le calcul aboutit à :

$$QS_{\text{biota hh}} [\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{biota}}] = \frac{0.1 * 100 [\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{corporel}}/\text{j}] * 70 [\text{kg}_{\text{corporel}}]}{0.115 [\text{kg}_{\text{biota}}/\text{j}]} = 6087 \mu\text{g}/\text{kg}_{\text{biota}}$$

Comme pour l’empoisonnement secondaire, la concentration correspondante dans l’eau du milieu peut être estimée en tenant compte de la bioaccumulation de la substance :

- à une concentration dans l’eau douce selon la formule suivante :

$$QS_{\text{water_hh food}} [\mu\text{g/L}] = \frac{QS_{\text{biota_hh}} [\mu\text{g/kg}_{\text{biota}}]}{BCF [L/\text{kg}_{\text{biota}}] * BMF_1}$$

- à une concentration dans l’eau marine selon la formule suivante :

$$QS_{\text{marine_hh food}} [\mu\text{g/L}] = \frac{QS_{\text{biota_hh}} [\mu\text{g/kg}_{\text{biota}}]}{BCF [L/\text{kg}_{\text{biota}}] * BMF_1 * BMF_2}$$

Pour l’AMPA, on obtient donc :

$$QS_{\text{water_hh food}} = 6087 / (3.162 * 1) = 1925 \mu\text{g/L}$$

$$QS_{\text{marine_hh food}} = 6087 / (3.162 * 1 * 1) = 1925 \mu\text{g/L}$$

Proposition de norme de qualité pour la santé humaine via la consommation de produits de la pêche	6090	$\mu\text{g/kg}_{\text{biota}}$
valeur correspondante dans l’eau (douce et marine)	1930	$\mu\text{g/L}$

NORME DE QUALITE POUR LA SANTE HUMAINE VIA L’EAU DE BOISSON (QS_{DW_HH})

En principe, lorsque des normes de qualité dans l’eau de boisson existent, soit dans la Directive 98/83/CE (C.E., 1998), soit déterminées par l’OMS, elles peuvent être adoptées. Les valeurs réglementaires de la Directive 98/83/CE doivent être privilégiées par rapport aux valeurs de l’OMS qui ne sont que de simples recommandations.

Il faut signaler que ces normes réglementaires ne sont pas nécessairement établies sur la base de critères (éco)toxicologiques (par exemple les normes pour les pesticides avaient été établies par rapport à la limite de quantification analytique de l’époque pour ce type de substance, soit 0.1 $\mu\text{g/L}$).

La directive 98/83/CE (C.E., 1998), fixe une norme de qualité pour la protection de la santé humaine vis-à-vis de la consommation d’eau potable à 0.1 $\mu\text{g/L}$ pour l’AMPA (produit de dégradation du glyphosate).

A titre de comparaison, la valeur seuil provisoire pour l’eau de boisson est calculée de la façon suivante (E.C., 2011):

$$MPC_{\text{dw, hh}} [\mu\text{g/L}] = \frac{0.1 * VTR [\mu\text{g/kg}_{\text{corporel}}/j] * \text{poids corporel} [\text{kg}_{\text{corporel}}]}{\text{Cons.moy.eau} [L/j]} * \frac{1}{F_{\text{sécurité}}}$$

Ce calcul tient compte de :

- la valeur toxicologique de référence (VTR), correspondant à une dose totale admissible par jour ; pour cette substance elle sera considérée égale à 100 $\mu\text{g/kg}_{\text{corporel}}/j$ (cf. tableau ci-dessus),
- Cons.moy.eau [L/j] : une consommation d’eau moyenne de 2 L par jour,
- un poids corporel moyen de 70 kg,

- un facteur correctif de 10% (soit 0.1) afin de tenir compte de ces autres sources de contamination possibles.
- $F_{\text{sécurité}}$: facteur de sécurité supplémentaire pour tenir compte des potentiels effets CMR ou de perturbation endocrine de la substance. L'AMPA ne présentant aucune de ses propriétés le facteur est ici égale à 1.

L'eau de boisson est obtenue à partir de l'eau brute du milieu après traitement pour la rendre potable. La fraction éliminée lors du traitement dépend de la technologie utilisée ainsi que des propriétés de la substance.

Ainsi, la norme de qualité correspondante dans l'eau brute se calcule de la manière suivante :

$$QS_{\text{dw_hh}} [\mu\text{g/L}] = \frac{MPC_{\text{dw_hh}} [\mu\text{g/L}]}{1 - \text{fraction éliminée}}$$

En l'absence d'information, on considèrera que la fraction éliminée est nulle et le critère pour l'eau de boisson s'appliquera alors à l'eau brute du milieu. Par ailleurs, on rappellera que ce calcul n'est donné qu'à titre indicatif et peut s'avérer inadéquat pour certaines substances et certaines populations.

Pour l'AMPA, on obtient :

$$QS_{\text{dw_hh}} = \frac{0.1 * 100 * 70}{2 * (1 - 0)} = 350 \mu\text{g/L}$$

La valeur la plus protectrice, donnée par la directive 98/83/CE (C.E., 1998), est proposée comme norme de qualité pour l'eau destinée à la production d'eau potable.

Proposition de norme de qualité pour l'eau destinée à la production d'eau potable	0,75*	µg/L
--	-------	------

*L'AMPA est considéré comme un métabolite non pertinent du glyphosate. La directive 98/83/CE considère que pour les métabolites non pertinents la somme des métabolites dans l'eau ne doit pas dépasser 0,75 µg/L (C.E., 1998).

PROPOSITION DE NORME DE QUALITE ENVIRONNEMENTALE (NQE)

La NQE est définie à partir de la valeur de la norme de qualité la plus protectrice parmi tous les compartiments étudiés.

		Valeur	Unité
PROPOSITION DE NORMES DE QUALITE			
Organismes aquatiques (eau douce) moyenne annuelle	AA-QS _{water_eco}	452	µg/L
Organismes aquatiques (eau douce) Concentration Maximum Acceptable	MAC	45 200	µg/L
Organismes aquatiques (eau marine) moyenne annuelle	AA-QS _{marine_eco}	45	µg/L
Organismes aquatiques (eau marine) Concentration Maximum Acceptable	MAC _{marine}	4 520	µg/L
Empoisonnement secondaire des prédateurs	QS _{biota sec pois}	6600	µg/kg _{biota}
valeur correspondante dans l'eau (douce et marine)	QS _{water_sp} QS _{marine_sp}	2100	µg/L
Santé humaine via la consommation de produits de la pêche	QS _{biota hh}	6090	µg/kg _{biota}
valeur correspondante dans l'eau (douce et marine)	QS _{water hh food} QS _{marine hh food}	1930*	µg/L
Santé humaine via l'eau destinée à la production d'eau potable	QS _{dw_hh}	0,75	µg/L

* La VTR l'AMPA utilisée pour les calculs n'est pas considérée robuste mais plus sécuritaire que celle déterminée par l'OMS à partir de données de toxicité du glyphosate

Pour l'AMPA, la valeur pour la protection de la santé humaine via l'eau destinée à la production d'eau potable est la plus faible pour l'ensemble des approches considérées. Pour les eaux qui ne sont pas destinées à la production d'eau potable, c'est la protection des organismes de la colonne d'eau qui est l'objectif de protection déterminant pour les eaux douces et marines.

VALEURS GUIDES POUR LES ORGANISMES BENTHIQUES

Avec un koc compris entre 1160 et 24800 L/kg, la mise en œuvre d'un seuil pour le sédiment peut être recommandée par le document guide technique européen (E.C., 2011).

Néanmoins, compte tenu de la présence massive de l'AMPA dans l'eau, il semble plus pertinent de préconiser un suivi dans l'eau pour cette substance.

BIBLIOGRAPHIE

- AGRITOX. (2013). "AGRITOX - Base de données sur les substances actives phytopharmaceutiques ", from <http://www.dive.afssa.fr/agritox/php/fiches.php>.
- C.E. (1967). Directive 67/548/CEE du Conseil, du 27 juin 1967, concernant le rapprochement des dispositions législatives, réglementaires et administratives relatives à la classification, l'emballage et l'étiquetage des substances dangereuses. Journal officiel n° 196 du 16/08/1967 p. 0001 - 0098.
- C.E. (1998). Directive 98/83/CE du conseil du 3 novembre 1998 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine, Journal Officiel L 330/32 du 5.12.1998: 32-54.
- C.E. (2006). Règlement (CE) N° 1907/2006 du Parlement européen et du Conseil du 18 décembre 2006 concernant l'enregistrement, l'évaluation et l'autorisation des substances chimiques, ainsi que les restrictions applicables à ces substances (REACH), instituant une agence européenne des produits chimiques, modifiant la directive 1999/45/CE et abrogeant le règlement (CEE) N° 793/93 du Conseil et le règlement (CE) N° 1488/94 de la Commission ainsi que la directive 76/769/CEE du Conseil et les directives 91/155/CEE, 93/67/CEE, 93/105/CE et 2000/21/CE de la Commission, JO L 396 du 30.12.2006: p. 1–849.
- C.E. (2008). Règlement (CE) no 1272/2008 du Parlement européen et du Conseil du 16 décembre 2008 relatif à la classification, à l'étiquetage et à l'emballage des substances et des mélanges, modifiant et abrogeant les directives 67/548/CEE et 1999/45/CE et modifiant le règlement (CE) no 1907/2006.
- E.C. (2002). Review report for the active substance glyphosate. Finalised in the Standing Committee on Plant Health at its meeting on 29 June 2001 in view of the inclusion of mecoprop in Annexe I of Directive 91/414/EEC. 6511/VI/99-Final. (January 2002). . European Commission Directorate-General Health and Consumer Protection (DG SANCO) - Unit E1 Legislation relating to crop products and animal nutrition
- E.C. (2004). Commission staff working document on implementation of the Community Strategy for Endocrine Disrupters - a range of substances suspected of interfering with the hormone systems of humans and wildlife (COM(1999) 706)). Reference : SEC(2004) 1372. European Commission, Brussels
- E.C. (2011). Technical Guidance For Deriving Environmental Quality Standards. Guidance Document No. 27 for the Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Technical Report - 2011 - 055. http://circa.europa.eu/Public/irc/env/wfd/library?l=/framework_directive/guidance_documents/tgd-eqs_cis-wfd/ EN_1.0 &a=d.
- ETOX. (2007). "ETOX: Datenbank für ökotoxikologische Wirkungsdaten und Qualitätsziele." from <http://webetox.uba.de/webETOX/index.do>.
- Petersen G., Rasmussen D. et Gustavson K. (2007). Study on enhancing the Endocrine Disrupter priority list with a focus on low production volume chemicals. Report ENV.D.4/ETU/2005/0028r. DHI water & environment, ENV.D.4/ETU/2005/0028r. 2007.06.04.
- PNUE (2001). Convention de Stockholm sur les Polluants Organiques Persistants: pp 47.
- Smit C.E., Van der Linde P.J. et Scheepmaker J.W.A. (2001). Glyphosaat - Risicobeoordeling voor het milieu voor de middelen ROUNDUP dRY EN rROUNDUP rEADY TO uSE.
- Traas T.P. et Smit C.E. (2003). Environmental Risk Limits for aminomethylphosphonic acid (AMPA). . RIVM, National Institute of Public Health and the Environment., 601501018/2003 <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/601501018.pdf>.
- US-EPA (2008). EPI Suite, v.4.0, EPA's office of pollution prevention toxics and Syracuse Research Corporation (SRC).