

AMMONIAC

Dernière mise à jour : 10/05/2012

Contact : michele.bisson@ineris.fr

EXPERTS AYANT PARTICIPÉ À LA RÉDACTION

**A. BARNEAUD - M. BISSON - F. DEL GRATA - F. GHILLEBAERT -
D. GUILLARD - K. TACK**

Historique des révisions et addendums

Version	objet	commentaires	Date
V1	rédaction		2007
V2	Prise en compte des corrections des experts		2009
V2.2.	Insertion du résumé et de l'addendum 1		2011
V2.3.	Correction de la valeur de la VTR retenue dans le texte		2012

DOCUMENTATION

D. GUILLARD

Document révisé avec la collaboration du Docteur Baert, de Monsieur le Professeur Haguenoer et de Monsieur Benoit Hervé - Bazin

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

AMMONIAC

SOMMAIRE

RÉSUMÉ	5
1. GÉNÉRALITÉS	9
1.1 Identification/caractérisation	9
1.2 Principes de production	10
1.3 Utilisations	11
1.4 Principales sources d'exposition	12
2. PARAMÈTRES D'ÉVALUATION DE L'EXPOSITION	17
2.1 Paramètres physico-chimiques	17
2.2 Comportement	20
2.2.1 Dans l'eau	21
2.2.2 Dans les sols	21
2.2.3 Dans l'air	22
2.3 Persistance	22
2.3.1 Dégradation abiotique	22
2.3.2 Biodégradation	23
2.4 Bio-accumulation et métabolisme	24
2.4.1 Organismes aquatiques	25
2.4.2 Organismes terrestres y compris les végétaux	25
3. DONNÉES TOXICOLOGIQUES	26
3.1 Devenir dans l'organisme	26
3.2 Toxicologie aiguë	27
3.3 Toxicologie chronique	33
3.3.1 Effets systémiques	33
3.3.2 Effets cancérigènes	34
3.3.3 Effets sur la reproduction et le développement	35
3.4 Valeurs toxicologiques de référence	36

AMMONIAC

3.4.1 Valeurs toxicologiques de référence de l'ATSDR, l'US EPA et l'OMS	37
3.4.2 Valeurs toxicologiques de référence de Santé Canada, du RIVM et de l'OEHHA	38
4. DONNÉES ÉCOTOXICOLOGIQUES	40
4.1 Paramètres d'écotoxicité aiguë	40
4.1.1 Organismes aquatiques	40
4.1.2 Organismes terrestres	60
4.2 Paramètres d'écotoxicité chronique	60
4.2.1 Organismes aquatiques	60
4.2.2 Organismes terrestres	73
5. VALEURS SANITAIRES ET ENVIRONNEMENTALES	74
5.1 Classification - Milieu de travail	74
5.2 Nomenclature Installations classées (IC)	75
5.3 Valeurs utilisées en milieu de travail - France	75
5.4 Valeurs utilisées pour la population générale	75
5.4.1 Qualité des eaux de consommation	75
5.4.2 Qualité de l'air	75
5.4.3 Valeurs moyennes dans les milieux biologiques	76
5.5 Concentrations sans effet prévisible pour l'environnement (PNEC).	77
Propositions de l'INERIS	77
5.5.1 Compartiment aquatique	77
5.5.2 Compartiment sédimentaire	79
5.5.3 Compartiment sol	80
5.5.3 Compartiment terrestre	80
6. MÉTHODES DE DÉTECTION ET DE QUANTIFICATION DANS L'ENVIRONNEMENT	81
6.1 Familles de substances	81
6.2 Principes généraux	81
6.2.1 Eau	81
6.2.2 Air	81
6.2.3 Sols	82

AMMONIAC

6.2.4 Autres compartiments	82
6.3 Principales méthodes	83
6.3.1 Présentation des méthodes	83
6.3.2 Autres méthodes	84
6.3.3 Tableau de synthèse	85
7. BIBLIOGRAPHIE	86
8. ADDENDUM	106
ADDENDUM 1 (2011 / VTR)	106
1. Introduction	106
2. Nouvelle version du paragraphe 3.4.	106
2.4. Valeurs toxicologiques de référence	106
3.4.1. Valeurs toxicologiques de référence de l'ATSDR, l'OEHHA, l'OMS, le RIVM, Santé Canada et l'US EPA	106
3.4.2. Valeurs toxicologiques de référence retenues par l'INERIS	109

AMMONIAC

RÉSUMÉ

► Généralités - Principales Utilisations - Concentrations ubiquitaires

L'ammoniac est un gaz incolore qui est utilisé en tant que tel, mais aussi pour la fabrication de composés d'ammonium dans différents secteurs de la chimie : la fabrication des engrais, la synthèse de l'acide nitrique, de l'urée, des sels d'ammonium, d'acide adipique ou d'hexaméthylènediamine ; dans la synthèse du nylon et des fibres synthétiques, pour l'acrylonitrile et les isocyanates ; dans la fabrication des matières plastiques. Il est également utilisé pour la fabrication de l'hydrazine, des pesticides, des détergents et des produits d'entretien. C'est également un agent inhibiteur de corrosion et un réfrigérant.

Les niveaux d'ammoniac mesurés dans l'air en Europe étaient de 0,42 à $3,92 \cdot 10^{-3}$ mg.m⁻³ dans les années 80.

Classification :

Adaptation n° 29 de la directive 67/548/CEE R 10, T ; R23, C ; R34, N, R50.

Règlement CLP (CE) n° 1272/2008 : Flam. Gas 2, H221 - Press. Gas, - Acute Tox. 3, H331 - Skin Corr. 1B, H314 - Aquatic Acute 1, H400

► Données toxicologiques

▪ Toxicocinétique

Chez l'homme, la majorité de l'ammoniac inhalé est retenue au niveau des voies respiratoires supérieures et peut être éliminée dans l'air expiré. À faibles concentrations, l'ammoniac inhalé se dissout essentiellement dans le mucus des voies aériennes supérieures. Pour des expositions à des concentrations élevées, il existe une capacité d'adaptation ou un phénomène de saturation. L'ammoniac est faiblement distribué dans l'organisme et est métabolisé lors du premier passage hépatique en urée et glutamine. L'excrétion de l'ammoniac est majoritairement urinaire, sous forme d'urée ou de dérivés urinaires de l'ammonium. L'excrétion dans les selles ou via l'air exhalé est mineure. Les données chez l'animal, sont similaires.

▪ Toxicité aiguë

Chez l'homme, l'ammoniac est un gaz provoquant des irritations sévères voire des brûlures au niveau des muqueuses. Ces irritations sévères sont également observées au niveau oculaire, provoquant un larmolement, une hyperhémie conjonctivale, des ulcérations conjonctivales et cornéennes, une iritis. Une cataracte ou un glaucome peuvent apparaître jusqu'à 10 jours après exposition. Des expositions importantes aiguës à de l'ammoniac peuvent induire le développement d'un syndrome de dysfonctionnement réactionnel des voies respiratoires (ou RADS ou syndrome de Brooks) voire d'un asthme de type "irritant-induced" (asthmes non immunologiques induits par des

AMMONIAC

substances irritantes). Ces manifestations se traduisent par de la toux, de la dyspnée et des sifflements bronchiques.

Les effets décrits chez l'homme sont retrouvés chez l'animal. Les CL₅₀ 1 h sont comprises entre 5 300 et 7 940 mg.m⁻³ chez le rat et 300 et 7 990 mg.m⁻³ chez la souris.

▪ Toxicité chronique

- Effets systémiques

La seule étude disponible chez l'homme rapporte uniquement une aggravation des symptômes respiratoires lors d'une exposition professionnelle.

Chez l'animal, l'ammoniac induit des irritations nasales, une inflammation pulmonaire, des altérations histologiques hépatiques et une calcification des tubules rénaux.

- Effets cancérogènes

Chez l'homme comme chez l'animal, les rares études disponibles ne permettent pas de conclure.

- Effets sur la reproduction et le développement

Il n'existe pas de donnée chez l'homme et la seule étude chez le porc ne montre pas d'effet.

▪ Choix de VTR

Substances chimiques (n° CAS)	Type d'effet (A seuil/sans seuil)	Voie d'exposition (durée)	Facteur d'incertitude	Valeur de référence	Source et année de révision de VTR	Date de choix
Ammoniac (7664-41-7)	A seuil	Inhalation (aiguë)	30	MRL = 1,7 ppm (1,2 mg.m ⁻³)	ATSDR, 2004	2011
		Inhalation (chronique)	10	REL = 0,2 mg.m ⁻³ (0,3 ppm)	OEHHA, 2000	2011

► Devenir environnemental et données écotoxicologiques

▪ Devenir environnemental

- Persistance

L'ammoniac est un intermédiaire du cycle de l'azote, il se transforme rapidement en composés azotés, est n'est pas persistant.

AMMONIAC

- Comportement

En solution, l'ammoniac est présent sous deux formes qui sont en équilibre : l'ammoniac non-ionisé (NH_3) et l'ammoniac ionisé (NH_4^+). La volatilisation dans l'air est un processus majeur depuis l'eau comme depuis le sol. Dans l'air l'ammoniac est sous forme gazeuse.

- Bioaccumulation

L'ammoniac a un potentiel de bioaccumulation négligeable.

▪ Ecotoxicité pour les organismes aquatiques

○ Organismes de la colonne d'eau

- Ecotoxicité aiguë

Sur l'ensemble des résultats de toxicité aiguë répertoriés, les algues et plantes aquatiques semblent les organismes les moins sensibles à l'ammoniac, cette observation est cohérente avec le fait que l'ammoniac peut être une source d'azote pour de nombreux végétaux. L'ensemble des résultats de toxicité aiguë pour les invertébrés et les poissons dulçaquicoles comme marins indique peu de variabilité interspèce. La CL_{50} la plus faible observée est de $0,030 \text{ mg.L}^{-1}$ et provient d'un essai sur un échinoderme marin.

- Ecotoxicité chronique

Comme dans les études de toxicité aiguë, les algues sont les moins sensibles à l'ammoniac, cette observation est cohérente avec le fait que l'ammoniac peut être une source d'azote pour de nombreux végétaux. Des études de toxicité chronique ont été validées aussi bien pour le milieu d'eau douce que pour le milieu marin et l'ensemble de ces résultats indique peu de variabilité interspécifique. Ainsi, il peut être retenu une NOEC de $0,066 \text{ mg.L}^{-1}$ (*Deleatidium* sp.) et de $0,05 \text{ mg.L}^{-1}$ (*Lepomis macrochirus*) respectivement pour les invertébrés et les poissons.

○ benthiques

- Ecotoxicité aiguë

Une CL_{50} de $0,1271 \text{ mg.L}^{-1}$ est disponible pour la larve de *Lampsilis cardium*.

- Ecotoxicité chronique

Aucune donnée valide de toxicité chronique n'a été trouvée dans la littérature.

▪ Ecotoxicité pour les organismes terrestres, y compris faune terrestre

- Ecotoxicité aiguë

Aucune donnée valide de toxicité aiguë n'a été trouvée dans la littérature.

- Ecotoxicité chronique

Aucune donnée valide de toxicité chronique n'a été trouvée dans la littérature.

AMMONIAC

- PNEC

Substances chimiques (n° CAS)	Compartiment	Facteur d'extrapolation	Valeur de PNEC	Unité	Source (Année)
Ammoniac (7664-41-7)	PNEC _{eau}	5	7,4	µg.L ⁻¹	INERIS (2008)
	PNEC _{sed}	Coefficient de partage	67,50	µg.kg ⁻¹ MES secs	INERIS (2008)
	PNEC _{sol}	Coefficient de partage	50,2	µg.kg ⁻¹ sol sec	INERIS (2008)
	PNEC _{orale} *		non pertinent		INERIS (2008)

*= l'ammoniac n'est pas une substance bioaccumulable, la détermination d'une PNEC_{orale} n'a pas été jugée nécessaire.

AMMONIAC

1. GÉNÉRALITÉS

1.1 Identification/caractérisation

Substance chimique	N° CAS	N° EINECS	Synonymes	Forme physique (*)
NH_3 $\begin{array}{c} \text{H}-\text{N}-\text{H} \\ \\ \text{H} \end{array}$	7664-41-7	231-635-3	Ammoniac Gaz ammoniac Ammoniac anhydre Ammonia Anhydrous ammonia	Gaz incolore suffoquant et piquant

(*) dans les conditions ambiantes habituelles

L'ammoniac est également commercialisé sous d'autres noms comme : nitro-sil, R 717, spirit of hartshorn...

Pureté de l'ammoniac

Il existe essentiellement deux qualités d'ammoniac : l'ammoniac « commercial » pur à 99,5 % et l'ammoniac « réfrigérant » pur à 99,97 %. Des formulations entre ces deux degrés de pureté permettent de répondre aux différentes utilisations de l'ammoniac (HSDB, 2005).

Remarque : les solutions aqueuses d'ammoniac sont souvent labellisées comme des solutions d'hydroxyde d'ammonium bien qu'elles n'en contiennent que très peu. Les solutions aqueuses du commerce, les plus courantes, titrent entre 10 et 35 % d'ammoniac et jamais plus de 50 % lorsqu'elles sont plus concentrées (HSDB, 2005).

Les tableaux suivants correspondent aux principales spécifications de l'ammoniac et de ses solutions aqueuses (Kirk Othmer, 2004) :

AMMONIAC

Ammoniac

Composition	NH ₃ Commercial ou fertilisant	NH ₃ réfrigérant	NH ₃ métallurgie
NH ₃ % p/p (1)	99,5	99,98	99,99
Eau ppm max p/p (1)	5000	150	33
Huile ppm max p/p (1)	5	3	2
Gaz non condensables, max mL/g	Non spécifié	0,2	10

(1) : p/p poids sur poids

Solutions aqueuses d'ammoniac

Qualité suivant la pharmacopée des USA	Ammoniac en % p/p
Ammoniac aqueux concentré	28 - 30
Solution d'ammoniac pour test	9,5 - 10,5
Solution normale d'ammoniac (1N)	1,7
Solution sans impureté	28
Solution d'ammoniac technique °Bé (1)	
26	29,4
16	10,3
18	14
20	17,75

(1) Conversion degré Baumé en densité : 145/(145-°Bé)

Dans la pharmacopée française, une solution d'ammoniac contient au minimum 20 % d'ammoniac.

1.2 Principes de production

L'ammoniac pur a été produit pour la première fois en 1774 par Priestley. Les travaux de Haber et la mise au point du procédé Haber-Bosch ont abouti à la première production industrielle de l'ammoniac en 1913 dans l'usine BASF en Allemagne.

La production de l'ammoniac repose sur la combinaison de l'azote avec l'hydrogène dans la proportion stœchiométrique de 1 pour 3. La production d'hydrogène, nécessaire à la réaction, est la principale difficulté pour la fabrication industrielle de l'ammoniac. Au cours des 90 dernières années, la plupart des améliorations technologiques ont concerné l'étape de production d'hydrogène plutôt que la synthèse de l'ammoniac.

AMMONIAC

Dans la majorité des cas, la production industrielle de l'ammoniac se fait par application du procédé Haber-Bosch amélioré, basé sur le reformage à la vapeur. L'ammoniac est obtenu à partir de l'azote de l'air avec une source d'hydrogène comme le méthane, l'éthylène, le naphta ou le gaz naturel, qui sont portés à haute température (400 à 650 °C) et haute pression (100 à 900 atmosphères) en présence de catalyseurs à base de fer (HSDB, 2005). Plus récemment, le procédé Kellogg utilise un catalyseur à base de ruthénium, qui donne un rendement performant en ammoniac tout en gardant une pression et une température plus basse (Kirk Othmer, 2004). Les impuretés de l'ammoniac sont éliminées par un système de purges intégrées dans le système de fabrication, et certains composés comme le dioxyde de carbone sont récupérés comme sous-produits et dirigés vers d'autres applications industrielles. L'hydrogène en excès est recyclé dans le propre système de fabrication de l'ammoniac (Kirk Othmer, 2004).

L'oxydation partielle de résidus pétroliers, ou de coke, en présence d'air et de vapeur est une autre approche de la synthèse de l'ammoniac (Kirk Othmer, 2004). Ce procédé est en réalité un sous-produit du traitement du pétrole.

Le procédé Haber-Bosch, utilisé en Afrique du Sud pour la synthèse de l'ammoniac, consiste à mélanger du monoxyde de carbone, de l'hydrogène, du dioxyde de carbone et de l'azote (de l'air). Le coke, la houille sont également utilisés comme matière première. Les tonnages d'ammoniac ainsi obtenus sont peu importants (HSDB, 2005).

Actuellement, la production mondiale de l'ammoniac ou de ses produits azotés atteignent près de 100.10⁶ t/an (Kirk Othmer, 2004). Les unités de production sont répandues à travers le monde entier même si quelques usines ont cessé leur activité, suite à une demande moins forte en ammoniac, notamment aux USA (ATSDR, 2004).

1.3 Utilisations

L'ammoniac est utilisé en tant que tel, mais essentiellement pour la fabrication de composés d'ammonium. C'est une substance qui trouve des applications dans un grand nombre de domaines industriels.

Quatre vingt neuf à quatre vingt dix pour cent de l'ammoniac et de ses composés sont utilisés pour les engrais (ATSDR, 2004). Il est employé dans l'industrie chimique durant la synthèse de l'acide nitrique, pour l'urée, des sels d'ammonium (sulfate, nitrate), pour l'acide adipique ou l'hexaméthylènediamine dans la synthèse du nylon et des fibres synthétiques, pour l'acrylonitrile et les isocyanates dans la fabrication des matières plastiques. Il est également utilisé pour la fabrication de l'hydrazine, pour celle des pesticides, des détergents et des produits d'entretien (HSDB, 2005).

L'ammoniac est également un agent inhibiteur de corrosion, il remédie aux mauvaises odeurs lors des traitements des réserves d'eau, il est utilisé comme réfrigérant (5% de la production

AMMONIAC

mondiale). Il trouve des applications dans des domaines aussi divers que celui de l'industrie de la pâte à papier, du cuir, des explosifs, de la métallurgie et de la pétrochimie.

Dans le domaine agricole, outre son action pour l'élaboration des engrais, l'ammoniac permet de contrôler le mûrissement des fruits stockés, il protège le maïs de la moisissure.

Dans le domaine pharmaceutique, l'ammoniac est utilisé pour la fabrication de certains médicaments.

1.4 Principales sources d'exposition

Les sources d'exposition à l'ammoniac sont aussi bien d'origine naturelle qu'humaine et animale et s'équilibrent entre elles (ATSDR, 2004).

Du fait de sa présence naturelle dans l'environnement, de son rôle dans le cycle de l'azote entre les milieux aquatiques terrestres et l'atmosphère, l'ammoniac est souvent présent dans l'environnement, à des teneurs basses, sauf cas particuliers d'activités génératrices d'ammoniac (ATSDR, 2004).

Par ailleurs, dans l'environnement, il est important de considérer l'ammoniac et ses dérivés acides contenant l'ion $[\text{NH}_4^+]$. Les différentes études rendent compte de la difficulté de quantifier séparément l'ammoniac aqueux et l'ion $[\text{NH}_4^+]$; sauf méthode particulière appliquée à l'ammoniac non ionisé (ATSDR, 2004). C'est pourquoi la quantification de l'ammoniac peut s'exprimer en concentration totale d'ion $[\text{NH}_4^+]$; l'ammoniac « non ionisé » se référant spécifiquement au NH_3 .

Air

Dans l'air, l'ammoniac existe à l'état gazeux (NH_3) éventuellement dissous dans la pluie, le brouillard ou les nuages. Toutefois, il est possible de le trouver sous forme d'ion ammonium dans les particules et les aérosols. C'est pourquoi les teneurs en ammoniac sont exprimés en concentration de (NH_3) non ionisé ou en concentration d'ions $[\text{NH}_4^+]$.

La concentration ubiquitaire de l'ammoniac dans l'air est évaluée dans le monde, à 0,6 - 3 ppb (0,4 à $2,1 \cdot 10^{-3}$ mg/m³) (Aneja et al., 1998 ; Crutzen, 1983 ; Georgii et Gravenhorst, 1977).

L'OMS IPCS (1986) donne une teneur de l'ammoniac de 5 - 6 ppb ($3,5$ à $4,2 \cdot 10^{-3}$ mg/m³) pour les sites ruraux et de l'ordre de 25 ppb ($17,5 \cdot 10^{-3}$ mg/m³) pour les cités urbaines.

Cependant, certains facteurs modifient largement les concentrations d'ammoniac normalement attendues :

- l'*altitude*, 10 ppb ($7 \cdot 10^{-3}$ mg/m³) d'ammoniac mesurés au niveau du sol et 1,5 à 3 ppb (1 à $2,1 \cdot 10^{-3}$ mg/m³) à 10 km de hauteur (lieu non précisé) (Levine et al., 1980),

AMMONIAC

- *le lieu géographique*, des mesures faites dans l'hémisphère sud dans les courants d'air marins révèlent la présence d'ammoniac à des teneurs inférieures ou égales à 0,2 ppb ($0,14 \cdot 10^{-3} \text{ mg/m}^3$) (OMS IPCS, 1986),
- *la saison*, 0,85 ppb ($0,6 \cdot 10^{-3} \text{ mg/m}^3$) d'ammoniac mesuré en été, 0,37 ppb ($0,26 \cdot 10^{-3} \text{ mg/m}^3$) à l'automne, 0,10 ppb ($7 \cdot 10^{-3} \text{ mg/m}^3$) en hiver et 0,16 ppb ($11 \cdot 10^{-4} \text{ mg/m}^3$) au printemps à Warren (Michigan, USA) (Caddle, 1985). L'été provoque de fortes émissions d'ammoniac ; en hiver, il y a peu d'activité microbienne,
- *l'amendement de terres agricoles en engrais azotés* modifie les phénomènes naturels. A Hampton (Virginie, USA), la teneur d'ammoniac de 10 ppb ($7 \cdot 10^{-3} \text{ mg/m}^3$) au printemps a chuté à 1 ppb ($0,7 \cdot 10^{-3} \text{ mg/m}^3$) en été. En effet si l'ammoniac est plus présent dans l'air par temps chaud, le traitement intensif par des engrais azotés de terres agricoles au printemps, a provoqué l'émission d'ammoniac dans l'atmosphère (Levine et al., 1980),
- *l'élevage intensif*, dans une ferme, une concentration de 520 à 2 160 ppb ($0,36$ à $1,5 \text{ mg/m}^3$) d'ammoniac a été mesurée dans un enclos où se trouvait parqué un cheptel important (lieu non précisé) (Hutchinson et al., 1982),
- *les rejets de laiterie*, 37 à 132 ppb (26 à $92,4 \cdot 10^{-3} \text{ mg/m}^3$) à Riverside et 10 à 100 ppb (7 à $70 \cdot 10^{-3} \text{ mg/m}^3$) à Rubidoux en Californie (USA) (Fangmeier et al., 1994),
- *l'activité industrielle*, 10,3 à 39,1 ppb (7 à $27 \cdot 10^{-3} \text{ mg/m}^3$) d'ammoniac sur un site industriel en Allemagne (lieu non précisé) (Fangmeier et al., 1994).

La concentration de l'ammoniac en Europe s'échelonnait entre 0,6 et 1,4 ppb ($0,42$ à $0,98 \cdot 10^{-3} \text{ mg/m}^3$) dans les années 1970 et entre 0,7 et 5,6 ppb ($0,42$ à $3,92 \cdot 10^{-3} \text{ mg/m}^3$) dans les années 1980. Ces deux études mentionnées par l'ATSDR (2004) sont basées sur la modélisation de valeurs reliant, notamment pour la 2^{ème} étude, les émissions d'ammoniac à la présence de troupeaux d'animaux, à la production d'engrais et leur application, à la présence humaine et d'animaux domestiques, aux eaux usées des villes.

En France, l'ammoniac est reconnu comme polluant atmosphérique majeur. Il est impliqué dans la formation d'aérosols. De plus, les dépôts d'ammoniac sur les forêts constituent à la fois un facteur d'acidification des sols et un apport d'azote qui peut provoquer une modification de la flore de certains écosystèmes. Dans un pays comme la France, l'agriculture est responsable de 95% des émissions de ce gaz. (INRA, 2002).

Les émissions d'ammoniac font l'objet d'un suivi depuis 1980. En 2005, les émissions de NH_3 s'élevaient à 735 kt (CITEPA, 2007). Ces émissions, depuis 1980, subissent quelques légères variations au cours des années considérées.

AMMONIAC

Trois secteurs contribuent aux émissions de l'ammoniac dans l'air dont celui de l'agriculture/sylviculture, responsable de 97 % des émissions, l'industrie manufacturière 1 % et les transports routiers 2 % (CITEPA, 2007).

Remarque : le CITEPA (2007) donne l'indicateur «d'acide équivalent » (Aeq) ou indicateur acide équivalent calculé sur la base de la part en masse des ions $[H^+]$ visant à caractériser la quantité globale de substances rejetées dans l'atmosphère qui contribuent, à des échelles géographiques et temporelles variables, aux phénomènes d'acidification des milieux terrestres, aqueux et aériens. Seuls sont pris en compte le SO_2 , les NO_x et le NH_3 .

Entre 1980 (début de la période d'observation) et 2005, la valeur de cet indice est passé de 190,2 kt à 84,0 kt, soit une baisse de 56 % (SO_2 , NO_x et NH_3 réunis). Toutefois, pour cette période, la part d'Aeq de l'ammoniac dans l'air, en France métropolitaine, est passée de 25 à 51 % soit une quantité d'émission d'ammoniac de 47,5 à 60,7 kt.

Particules

Des concentrations d'ammonium particulaire, de 1.10^{-3} mg/m³ en milieu rural et de 4.10^{-3} à 5.10^{-3} mg/m³ dans les sites urbains, seraient des teneurs normalement rencontrées sur les différents continents (OMS IPCS, 1986).

Eau

La quantification d'ammoniac non ionisé ou d'ion ammonium est un indice important de la qualité des eaux (ATSDR, 2004).

Eau de surface :

La nitrification est un phénomène important des eaux de surface (OMS IPCS, 1986).

La concentration d'ammoniac dans les eaux varie suivant :

- *Les saisons*, à Madison (Wisconsin, USA) les eaux de ruissellement contenaient 23 mg/L en automne et 1,8 mg/L au début du printemps (OMS IPCS, 1986).
- *Les régions*, une étude géologique des eaux de surface aux USA, a révélé, en moyenne, moins de 0,18 mg/L d'ammoniac et environ 0,5 mg/L autour des agglomérations urbaines (Wolaver, 1972). Toutefois, des conditions hydrologiques particulières sont à prendre en compte : aux Pays Bas, les petits lacs isolés ou les étendues d'eau peu importantes atteignent des niveaux en $[NH_4^+]$ de 3 mg/L. (Leuven et Schuurkes, 1984).
- *L'activité humaine*, aux Pays Bas, une teneur de 12 mg/L en $[NH_4^+]$ a été mesurée dans l'eau d'un étang d'une ferme où se trouvait un élevage intensif de volailles et de porcs Cette forte teneur des eaux n'avait rien à voir avec l'influence des eaux de ruissellement. L'ammoniac de l'air provenait des lisiers . (Leuven et Schuurkes, 1984).

AMMONIAC

Eau de boisson

Il y a peu de valeurs relatives à la qualité des eaux de boisson, probablement du fait que les eaux sont purifiées pour la consommation ; il est aussi possible que l'ammoniac soit transformé en chloramine, et par conséquent, atteigne un niveau inférieur à limite de quantification (OMS IPCS, 1986).

Eaux souterraines

Les eaux souterraines sont fréquemment utilisées comme eau de boisson, et ne subissent aucun traitement avant leur consommation, l'eau étant « pure naturellement » drainée par les sols sur laquelle elle circule, et en partie, à cause du rôle de l'ammoniac dans la formation des nitrates et de l'activité biologique du milieu ambiant (OMS IPCS, 1986). Toutefois, les eaux souterraines peuvent subir des infiltrations de produits polluants :

- *l'utilisation d'engrais*, les eaux polluées d'un puits (Caroline du Nord, USA) contenaient entre 0,1 et 1 ppm (0,1 et 1 mg/L) d'ammoniac suite au traitement de terres agricoles (Gilliam et al., 1974),
- *le stockage de déchets animaux*, des eaux situées entre 3 et 6 mètres de profondeur avec du fumier à la surface du sol, contenaient de l'ammoniac dans une fourchette de 1 à 15 mg/L (Liebhart et al. 1979),
- *les infiltrations provenant de fosses septiques*, les eaux d'un puits dans une cour d'école ont été polluées à la hauteur de 0,733 mg d'ammoniac /L (Rajagopal, 1978).

Eau de mer, océan

Les données sur les teneurs en ammoniac dans l'eau de mer ou les océans sont très limitées. Une étude de Söderlund et Svensson (1976) rapporte que la concentration en ammoniac est de l'ordre de 0,005 mg/L pour les eaux profondes et de 0,050 mg/L pour les eaux en bordure des côtes. Un inventaire sur les courants ascendants faisant remonter vers la surface des eaux froides profondes, a permis d'estimer la présence de l'ammoniac à 9 mg/L (OMS IPCS, 1986).

Fleuves et rivières

Les données sur la présence d'ammoniac dans l'eau dépendent de l'environnement :

- les eaux de la rivière Ochlocknee en Floride (USA), la présence de l'ammoniac toutes variations confondues, se situait entre $5,5 \cdot 10^{-3}$ et $43 \cdot 10^{-3}$ mg/L (Seitzinger, 1987),
- les eaux de trois rivières de l'Illinois (USA) contenaient 0,28 et 6,08 mg d'ammoniac/L, ces teneurs étant la moyenne respective des eaux traversant des régions agricoles et des zones urbaines (Crumpton et Isenhardt, 1988).
- La qualité des eaux de la rivière «South Skunt» dans l'Iowa (USA) a été contrôlée à un point de retraitement des eaux usées (lieu non précisé). L'eau contenait 1 mg d'ammoniac/L ; après avoir reçu les eaux d'égout, la teneur en ammoniac est montée à 16 mg/L (Crumpton et Isenhardt, 1988).

AMMONIAC

- Au Canada, dans l'Ontario à Hampton Harbour, la concentration courante d'ammoniac dans l'eau, pour les années 1980, se situait entre 0,1 et 3 mg/L. En 1987-1988, cette teneur est tombée à moins de 0,5 mg/L, suite à une politique de surveillance de la qualité des eaux.

En France, un inventaire exceptionnel a été mené en 2005 par les agences de l'eau sous la coordination de la direction de l'eau du MEEDAT pour la connaissance des substances présentes dans les milieux aquatiques dans le cadre des politiques européennes sur la protection des eaux. Les analyses ont porté sur les matrices « eaux » et « sédiments ». Les substances recherchées au niveau national, sur 221 stations de mesure, regroupaient les cours d'eau, les plans d'eau, des eaux de transition et des eaux littorales. L'INERIS (2006) a publié les résultats sur son site internet, notamment pour l'ammoniac.

- *Les cours d'eau* : 112 mesures effectuées entre le mois de mai et le mois de novembre 2005, réparties sur 71 stations, révèlent la présence de $[\text{NH}_4^+]$ à une teneur allant de 0,05 mg/L (limite de quantification) à moins de 0,6 mg/L, 5 échantillons ayant une plus forte teneur, située entre 3,8 et 6 mg/L. L'étude ne donne pas d'explication sur ces 5 valeurs réparties à différentes périodes de l'année et sur des stations différentes.
- *Les plans d'eau* : 26 mesures effectuées entre le mois de mai et le mois de novembre 2005, réparties sur 17 stations, révèlent la présence de $[\text{NH}_4^+]$ à une teneur allant de 0,010 mg/L (limite de quantification) à 0,760 mg/L.
- *Les eaux littorales - eaux de transition* : 10 mesures effectuées entre le mois d'août et le mois de novembre 2005, réparties sur 8 stations, révèlent la présence de $[\text{NH}_4^+]$ à une teneur allant de 0,02 mg/L (limite de quantification) à 0,59 mg/L.

Sol et sédiments

L'ammoniac présent dans les sols est difficilement mesurable car il existe un équilibre constant avec les nitrates et les autres substances participant au cycle de l'azote (OMS IPCS, 1986).

Une étude de Beauchamp et *al.* (1982) rapporte des mesures d'ammoniac faites au mois de mai, 4 années consécutives, dans un champ à 0 - 10 cm de profondeur dans les conditions suivantes :

AMMONIAC

Conditions de mesure	Ammoniac mg/kg entre 0 et 10 cm de profondeur
mesure initiale de la teneur d'ammoniac	1 -5
épandage de lisier, fumier de vaches	--
mesure de la teneur d'ammoniac après 24 heures	3 349
mesure de la teneur d'ammoniac après 5 jours	2 à 848

Remarque : les teneurs d'ammoniac étaient plus élevées dans les 4 premiers cm.

Une étude de Krajenbrink et *al.* (1988) effectuée dans le sol d'une forêt mentionne 0 à 2,3 mg d'ammoniac/kg à 2 m de profondeur. A 12,6 m de profondeur, la teneur était inférieure à la limite de quantification (non précisée).

Sédiments

Les bases de données consultées ne rapportent pas d'étude propre aux sédiments. Les mesures faites correspondent aux concentrations d'ammoniac dans l'eau qui se trouvent dans les interstices. L'inventaire de 2005 ne mentionne aucune présence d'ammonium ni dans les sédiments des cours d'eau, ni dans les sédiments des eaux littorales.

2. PARAMÈTRES D'ÉVALUATION DE L'EXPOSITION

2.1 Paramètres physico-chimiques

Paramètre	Nom des substances	Valeur	Étendue	Référence
Facteur de conversion (dans l'air à 20 °C)	NH ₃	1 ppm (v/v) = 0,707 mg/m ³ 1 mg/m ³ = 1,414 ppm (v/v)		ATSDR (2004)
Seuil olfactif (ppm)	NH ₃		18-53	ATSDR (2004)
Masse molaire (g/mol)	NH ₃	17,03		Ullmann (1996), Kirk Othmer (2004)
Point de fusion (°C) (à pression normale)	NH ₃	- 77,7 (point triple)		Ullmann (2004), OMS IPCS (1986), Kirk Othmer (2004)
Point d'ébullition (°C) (à pression normale)	NH ₃	- 35,35 - 33,43		ATSDR (2004), Kirk Othmer (2004) OMS IPCS (1986), Ullmann (1996)

AMMONIAC

Paramètre	Nom des substances	Valeur	Étendue	Référence
Pression de vapeur (Pa)	NH ₃	1 133 à 20 °C		ATSDR (2004)
		1 360 à 25 °C		ATSDR (2004), OMS IPCS (1986)
		6 077 au point triple à 77,7 °C		Ullmann (1996)
Pression de vapeur (Pa)	NH ₃ aqueux (28 %)	387 à 25 °C		ATSDR (2004)
Densité gazeuse	NH ₃	0,7710		ATSDR (2004)
		0,7714		OMS IPCS (1986), Ullmann (1996)
		$d^{25} = 0,747$		ATSDR (2004)
		$d^{-33,35} = 0,6818$		ATSDR (2004), OMS IPCS (1986)
		$d^{-33,43} = 0,888$		Ullmann (1996)
		$d^0 = 0,639$		Kirk Othmer (2004)
		$d^{40} = 580$		Kirk Othmer (2004)
-liquide	NH ₃	$d^{-40} = 0,690$		Kirk Othmer (2004)
		$d^{-33,43} = 0,682$		Ullmann (1996)
Densité	Solution aqueuse (28 %)	0,89801		ATSDR (2004)
Tension superficielle (N/m)				
Viscosité dynamique (Pa.s)				
Solubilité (v/v) dans l'eau %	NH ₃	42,8 à 0 °C		ATSDR (2004)
		47 à 0 °C		ATSDR (2004), Kirk Othmer (2004)

AMMONIAC

Paramètre	Nom des substances	Valeur	Étendue	Référence
Solubilité (v/v) dans l'eau %	NH ₃	38 à 15 °C		ATSDR (2004)
	NH ₃	33,1 à 20 °C		ATSDR (2004), Kirk Othmer (2004)
		34 à 20 °C		ATSDR (2004), Kirk Othmer (2004)
	NH ₃	31 à 25 °C		ATSDR (2004)
	NH ₃	28 à 30 °C		ATSDR (2004)
	NH ₃	23,4 à 40 °C		Kirk Othmer (2004)
	NH ₃	18 à 50 °C		ATSDR (2004)
NH ₃	14,1 à 60 °C		Kirk Othmer (2004)	
Log Kow	NH ₃	0,23 ⁽¹⁾ - 1,14 à 25 °C ⁽²⁾		Syracuse Research Corporation, 2008 ; ATSDR, 2004 ; US EPA, 2006 IUCLID, 2000
Log Koc (L/kg)	NH ₃	1,155 ⁽²⁾		ATSDR, 2004
Coefficient de partage sol-eau : Kd (L/kg)	NH ₃	9,9 ⁽³⁾		US EPA, 2006
Coefficient de partage sédiments-eau : Kd (L/kg)	NH ₃	9,9 ⁽³⁾		US EPA, 2006
Coefficient de partage Matière en Suspension-eau : Kd (L/kg)	NH ₃	9,9 ⁽³⁾		US EPA, 2006
Constante de Henry (atm.m ³ /mol)	NH ₃	1,631.10 ⁻⁵ à 25 °C 1,869.10 ⁻¹ à 20 °C 7,3.10 ⁻⁶ à 23,4 °C, pH 7 5,01.10 ⁻⁶ à 5 °C		US EPA, 2006 ; HSDB, 2005 PMA, 2005 ATSDR, 2004 ATSDR, 2004
Coefficient de diffusion dans l'air (m ² /s)	NH ₃	2,16.10 ⁻⁵ ⁽⁴⁾		CEDRE, 2006

AMMONIAC

Paramètre	Nom des substances	Valeur	Étendue	Référence
Coefficient de diffusion dans l'eau (m ² /s)	NH ₃	1,10.10 ⁻⁹ (4)		CEDRE, 2006
Coefficient de diffusion à travers le PEHD (m ² /j)	NH ₃	Pas de données disponibles		
Perméabilité cutanée à une solution aqueuse (cm/h)	NH ₃	Pas de données disponibles		
Perméabilité cutanée à une solution aqueuse (cm/h)		Pas de données disponibles		

Choix des valeurs :

(1) Valeur estimée selon une méthode développée par Meylan et Howard (1995).

(2) Valeur estimée.

(3) Valeur issue de la base de données DITOR_Kd de l'US EPA. La valeur peut être calculée à partir de l'expression $K_d = f_{oc} \times K_{oc}$ en suivant l'hypothèse que l'adsorption se fait 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 à majorer le transfert du sol vers l'eau ou l'air. La valeur de f_{oc} peut être issue de mesures de terrain ou de la littérature. De manière générale, les coefficients de partage sol/eau, sédiments/eau, matière en suspension/eau sont variables en fonction de la nature des supports d'adsorption et de la forme des composés chimiques concernés. En conséquence, les mesures in situ de ce type de paramètre sont parfois préférables à l'utilisation de données issues de la littérature.

(4) Valeur issue du modèle CALTOX, 2007.

2.2 Comportement

En solution, l'ammoniac est présent sous deux formes qui sont en équilibre : l'ammoniac non-ionisé (NH₃) et l'ammoniac ionisé (NH₄⁺). L'équilibre entre ces deux formes est gouverné par une réaction sensible aux variations de pH (Environment Agency, 2007 ; ATSDR, 2004).



En solution, ces deux formes sont en équilibre dynamique et la forme ionisée est souvent prépondérante du fait du pH des eaux naturelles (pour un pH de 7,25 et de 8,25, la proportion d'ammoniac ionisé (NH₄⁺) est respectivement de 99 % et 90 %). Le pKa du couple ammoniac non-ionisé et ammoniac ionisé est de 9,25 (ATSDR, 2004).

AMMONIAC

2.2.1 Dans l'eau

La volatilisation de l'ammoniac (NH_3) des eaux de surface vers l'atmosphère est considérée comme un processus majeur. Elle se déroule au niveau de l'interface et est influencée par le pH (pour des $\text{pH} > 7$), la température et par d'autres paramètres tels que le débit des eaux, la vitesse du vent, la concentration en azote ammoniacal, la salinité. Généralement, l'ammoniac se transforme rapidement en autres composés azotés puisqu'il est un intermédiaire du cycle de l'azote (Environment Agency, 2007 ; ATSDR, 2004 ; Environnement Canada, 1999).

Dans l'eau, l'adsorption de l'ammoniac peut être importante dans certaines conditions. Globalement, l'adsorption sur les sédiments est supposée augmenter avec le contenu organique des particules, la quantité d'ions métalliques et la diminution du pH. Il est aussi important de considérer que l'ammoniac peut aussi être produit et émis par les sédiments des milieux (ATSDR, 2004).

2.2.2 Dans les sols

Dans les sols, le temps de résidence de l'ammoniac est supposé court du fait de sa volatilisation vers l'atmosphère, de sa transformation par les micro-organismes en nitrites et nitrates (cycle de l'azote), de son absorption par les plantes. Tout comme dans le cas des eaux, l'ammoniac dans les sols est présent sous forme ionisée et sous forme non-ionisée (ATSDR, 2004).

La volatilisation est considérée comme un processus majeur et est fortement corrélée au pH. Des mesures réalisées, en conditions expérimentales contrôlées, ont montré que les taux de volatilisation étaient plus importants sur des sols fraîchement amendés en fumier et présentant des pH élevés. Elle semble fortement réduite à partir de pH assez acides qui sont peu rencontrés dans les sols de façon naturelle (pH 3,5 - 4). La concentration en ammonium, la température, la vitesse du vent et le degré d'humidité du sol sont aussi des facteurs qui ont un impact favorable sur la volatilisation de NH_3 (Rodriguez et al., 2005 ; ATSDR, 2004).

L'ammoniac non-ionisé (NH_3) est plutôt faiblement adsorbé aux particules du sol comparativement à l'ammoniac ionisé qui est plus fortement lié aux particules en tant qu'ion échangeable. Le NH_3 est physiquement adsorbé aux particules du sol et est supposé plus sensible au mouvement de l'eau dans les sols que le NH_4^+ dont l'adsorption chimique est plus stable. Généralement, l'adsorption de l'ammoniac non-ionisé augmente avec la présence de la matière organique, l'humidité du sol, et diminue lorsque le pH augmente (Dontsova et al., 2005 ; ATSDR, 2004).

L'ammoniac n'est pas supposé être lessivé significativement à travers les sols. Toutefois, sa présence peut aboutir à la formation de nitrates qui sont plus facilement lessivés par les eaux de pluie (ATSDR, 2004 ; Mikalajkow, 2003).

AMMONIAC

2.2.3 Dans l'air

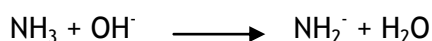
La présence de l'ammoniac dans l'atmosphère est majoritairement d'origine anthropique (fertilisation, élevage, eaux usées ...) et partiellement d'origine naturelle (cycle de l'azote, dégradation de la matière organique). Une fois présent dans l'atmosphère, l'ammoniac peut réagir avec des gaz acides présents (H_2SO_4 , HNO_3 , HCl) et former des aérosols d'ammonium qui peuvent être lessivés de l'atmosphère par dépôt sec ou humide. L'ammoniac gazeux peut aussi être absorbé par les eaux de surface et le système foliaire des végétaux lorsque les concentrations atmosphériques sont élevées localement. Il peut aussi être rapidement adsorbé par les sols à des concentrations relativement faibles. Le temps de séjour dans l'atmosphère de l'ammoniac gazeux au dessus des sols varie de 2,8 heures à 4 jours et est inférieur au temps de séjour des aérosols d'ammonium (7 à 19 jours). Ces brièvetés de temps de séjour s'expliquent par la rapidité de la conversion du NH_3 en particules d'ammonium et par la grande vitesse de dépôt sec de l'ammoniac (HSDB, 2005 ; ATSDR, 2004 ; Loubet, 2000 ; Environnement Canada, 1999).

2.3 Persistance

2.3.1 Dégradation abiotique

Dans l'air, l'ammoniac ne subit pas de photoréaction aux longueurs d'ondes supérieures à 290 nm dans des conditions atmosphériques normales (OMS IPCS, 1986, cité par Johnson *et al.*, 2007).

Toutefois, en présence de radicaux hydroxyles ou d'espèces photochimiquement réactives, l'ammoniac réagit selon les réactions suivantes (Santé Canada, 2005) :



Ainsi, la demi-vie de l'ammoniac dans l'air est d'environ 2 mois en présence de radicaux hydroxyles (National Pollutant Inventory Substance Profile, 2004, cité par Santé Canada, 2005). De même, l'IUCLID (2000) indique une demi-vie de l'ammoniac de 100,3 jours pour une concentration en hydroxyles de 500 000 molécules/cm³.

De plus, l'ammoniac se décompose en azote et en hydrogène lors d'une exposition à une décharge électrique. Les principaux produits de sa combustion sont l'azote et l'eau, ainsi que des traces de nitrate d'ammonium et de dioxyde d'azote (Santé Canada, 2005).

La volatilisation de l'ammoniac est un processus majeur de décontamination des sols et de l'eau.

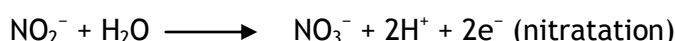
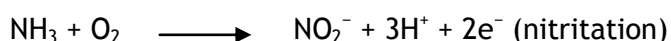
AMMONIAC

2.3.2 Biodégradation

Lorsque l'ammoniac est introduit dans l'eau, en aérobiose, il est rapidement converti en nitrate par nitrification. La température, l'oxygène et le pH de l'eau sont les facteurs déterminants du taux d'oxydation (IUCLID, 2000). La nitrification induite par des bactéries, principalement du genre *Nitrobacter*, est la principale voie de dégradation de l'ammoniac créant ainsi une demande biologique en oxygène (DBO). Ces bactéries ont une tolérance à l'ammoniac libre comprise entre 0,1 et 1,0 mg/L dépendant du pH, de la durée d'exposition (acclimatation) et de la concentration en biomasse (Suthersan et Ganczarczyk, 1986). De plus, d'autres bactéries comme les cyanobactéries marines, *Synechococcus* sp. SF1 sont capables d'une croissance eutrophique utilisant l'ammoniac ionisé, à la concentration initiale de 5 mM, comme seule source d'azote, le carbone étant apporté sous la forme de carbonate (Spiller et Shanmugam, 1987). L'assimilation de l'ammoniac peut être comme chez les *Arthrobacter* P1, NADP-glutamate déshydrogénase dépendante et nécessiter la glutamine synthétase (De Boer *et al.*, 1989).

Eaux de surface

L'ammoniac est un élément du cycle de l'azote. En milieu aquatique et oxygéné, l'ammoniac est rapidement oxydé (Environment Canada, 1993 ; Johnson *et al.*, 2007) par des bactéries nitrifiantes du genre *Nitrosomonas* en nitrite (nitritation) puis par des bactéries du genre *nitrobacter* en nitrates (nitratation), selon les réactions ci-dessous :



La température, la concentration en oxygène dissous et le pH de l'eau sont les principaux facteurs qui contrôlent la nitrification de l'ammoniac.

Cette transformation qui utilise l'oxygène et libère de l'hydrogène peut conduire sous des conditions particulières à une eutrophisation et/ou une acidification des milieux aquatiques (Environment Canada, 1993).

De plus, l'ammoniac est assimilé par les plantes aquatiques en tant que source d'azote (Johnson *et al.*, 2007).

Sol

Dans les sols oxygénés, comme dans les milieux aquatiques, l'ammoniac est nitrifié en nitrate et en nitrite par des processus bactériens (Johnson *et al.*, 2007). De plus, l'absorption par les plantes peut être un processus significatif de diminution de la concentration en ammoniac du sol (ATSDR, 2004).

AMMONIAC

2.4 Bio-accumulation et métabolisme

Les algues sont les organismes les moins sensibles à l'ammoniac, qui peut être une source d'azote pour ces organismes (Johnson *et al.*, 2007). À l'opposé, les poissons sont parmi les organismes qui y sont les plus sensibles (Johnson *et al.*, 2007). Il est généralement accepté que la toxicité de l'ammoniac chez les poissons est attribuable à la forme non ionisée NH_3 . Toutefois, dans certains cas, la forme ionisée peut avoir également une activité toxique, mais bien inférieure à la forme non ionisée. De nombreux facteurs influencent la toxicité de l'ammoniac, notamment la concentration en oxygène dissous, le pH, l'adaptation, le rythme des expositions, la concentration en dioxyde de carbone, la salinité, la présence d'autres xénobiotiques (HSDB, 2000), la présence de matières en suspension (Servizi et Gordon, 1990) et la température. La proportion d'ammoniac non ionisé augmente avec l'augmentation de la température et du pH mais diminue avec l'augmentation de la salinité. A pH 8,5, la proportion d'ammoniac non ionisé est environ 10 fois supérieure à celle présente à un pH de 7,5 et pour chaque augmentation de la température de 9°C, la proportion d'ammoniac non ionisé est approximativement doublée. La toxicité aiguë de l'ammoniac augmente en présence de matières en suspension. La toxicité chronique de l'ammoniac diminue avec un temps d'adaptation. À un pH supérieur à 8,4, la toxicité de l'ammoniac est liée à la diffusion de la forme non ionisée (NH_3) dans les organismes vivants, alors qu'à des pH inférieurs à 6,8 la toxicité est liée à l'inhibition compétitive du transport des ions sodium par le NH_4^+ . Pour les eaux douces, la toxicité de l'ammoniac est donc liée au ratio $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$. Au contraire, en milieu marin où le pH est d'environ 8,2, la toxicité est principalement liée à la forme non ionisée.

Différents mécanismes d'action pour la toxicité de l'ammoniac non ionisé ont été proposés par notamment Ip *et al.* (2005), Solbé et Shurben (1989) cités par Johnson *et al.* (2007) :

- Altération des branchies induisant une hyperventilation,
- Altération des mécanismes biochimiques, dont la stimulation de la glycolyse et l'inhibition du cycle de Krebs, induisant des métabolites acides provoquant la mort par acidose,
- Altération des mécanismes biochimiques conduisant à la mort, par épuisement de l'ATP dans la partie basale du cerveau,
- Altération de l'osmorégulation,
- Déséquilibre des électrolytes,
- Diminution de la concentration cellulaire en K^+ et hyperexcitabilité,
- Inhibition de la production d'ATP par altération de la phosphorylation oxydative,
- Augmentation de la concentration en glutamine cérébrale provoquant une diminution du neuro inhibiteur GABA (acide gamma-aminobutyrique) et induisant une hyperexcitabilité.

AMMONIAC

Toutefois, le mécanisme d'action ne semble pas identique pour toutes les espèces. Ainsi, alors que chez les mammifères la toxicité cérébrale de l'ammoniac semble principalement liée au dysfonctionnement du système glutamatergique (accumulation de glutamine induisant un gonflement des astrocytes), il semble que, pour certaines espèces piscicoles tolérantes à l'ammoniac, la toxicité soit plutôt liée à un changement du potentiel membranaire ou à la dépolarisation des membranes (Ip *et al.*, 2005).

D'une façon générale, compte tenu de la petite taille de la molécule d'ammoniac et de sa solubilité, les poissons et de nombreux organismes aquatiques excrètent principalement l'ammoniac directement au travers des branchies. Pour ce groupe taxonomique, une partie de l'ammoniac peut être également détoxiquée sous la forme d'urée. Chez les organismes terrestres, l'eau étant moins abondante, l'ammoniac est excrété après métabolisation sous la forme de composés moins toxiques. Ainsi, les mammifères éliminent l'ammoniac sous forme d'urée. Les oiseaux et les reptiles produisant peu d'urine éliminent l'azote sous forme d'acide urique. Chez les plantes terrestres (Castro *et al.*, 2006), l'ammoniac gazeux absorbé par les feuilles peut être métabolisé dans le cycle glutamine/glutamate synthétase, augmentant la concentration en azote des végétaux ainsi que de leurs métabolites.

2.4.1 Organismes aquatiques

Il n'existe pas de donnée sur l'accumulation de l'ammoniac dans les organismes aquatiques. Cependant l'IUCLID (2000) rapporte un coefficient de partage de l'ammoniac entre l'octanol et l'eau de -1,14 à 25°C, suggérant un très faible potentiel d'accumulation dans les organismes aquatiques. Les organismes disposent de systèmes d'excrétion de l'ammoniac mais peuvent néanmoins l'accumuler lorsque le gradient de diffusion de l'ammoniac s'inverse (concentration externe > concentration interne) ou encore suite à un dysfonctionnement physiologique du système d'excrétion (Environment Canada, 1993).

2.4.2 Organismes terrestres y compris les végétaux

Aucune donnée pertinente n'a été répertoriée. Toutefois, comme pour les organismes aquatiques, il semble que l'ammoniac ait un faible potentiel d'accumulation.

AMMONIAC

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, 2004 ; INERIS, 2003 ; INRS, 2008 ; OMS IPCS, 1986 ; US EPA, 1991). 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.

3.1 Devenir dans l'organisme

Études chez l'homme

Absorption

L'ammoniac est absorbé essentiellement par inhalation. Une absorption par voie orale ou par voie oculaire est également décrite. En revanche, l'absorption par voie cutanée ne semble pas possible.

Par inhalation, la majorité de l'ammoniac inhalé est retenue au niveau des voies respiratoires supérieures et peut être éliminée dans l'air expiré.

À faibles concentrations, l'ammoniac inhalé se dissout essentiellement dans le mucus des voies aériennes supérieures. Le taux de rétention pulmonaire initial est de 83 à 92 % chez l'homme et est inférieur à 30 % après 27 minutes pour une exposition de l'ordre de 25 à 500 ppm (18 à 353 mg/m³), ce qui suggère une capacité d'adaptation ou un phénomène de saturation (Landahl et Herrman, 1950 ; Silverman *et al.*, 1949).

Les ions ammonium sont naturellement produits dans le tractus digestif chez l'homme par la dégradation bactérienne des composés azotés ingérés. Environ 4 200 mg/j sont ainsi produits et plus de 70 % sont synthétisés ou libérés par le colon et dans les selles. La quantité absorbée est de 4 150 mg/j soit 99 % de la quantité produite (Summerskill et Wolpert, 1970). L'absorption des NH₄⁺ est également totale (Fürst *et al.*, 1969).

L'ammoniac est absorbé par voie oculaire par diffusion en quelques secondes mais celle-ci n'est pas quantifiée (Beare *et al.*, 1988 ; Jarudi et Golden, 1973).

Distribution

Lors d'exposition par inhalation la distribution est faible.

AMMONIAC

Métabolisation

L'ammoniac est métabolisé lors du premier passage hépatique en urée et glutamine.

Les ions ammonium sont absorbés par le tractus gastrointestinal puis transportés via le système porte directement dans le foie où ils sont métabolisés. Par cette voie, une quantité très faible gagne la circulation systémique sous forme d'ammoniac ou de dérivés de l'ammonium (Brown *et al.*, 1957 ; Pitts, 1971 ; Salvatore *et al.*, 1963 ; Summerskill et Wolpert, 1970).

Élimination

L'excrétion de l'ammoniac est majoritairement urinaire, sous forme d'urée ou de dérivés urinaires de l'ammonium. L'excrétion dans les selles ou via l'air exhalé est mineure.

Études chez l'animal

Les rares études disponibles chez l'animal confirment les données humaines.

Le taux d'absorption pulmonaire chez le chien est de 80 % (OMS IPCS, 1986).

3.2 Toxicologie aiguë

Études chez l'homme

Il existe de nombreuses données relatant des accidents mortels chez l'homme lors d'une exposition aiguë à l'ammoniac (Arwood *et al.*, 1985 ; Burns *et al.*, 1985 ; Close *et al.*, 1980 ; Couturier *et al.*, 1971 ; George *et al.*, 2000 ; Heifer, 1971 ; Price *et al.*, 1983 ; ; Sobonya, 1977 ; Walton, 1973 ; Weiser et Mackenroth, 1989 ; Yang *et al.*, 1987). Les études les plus anciennes rapportent des accidents rapidement mortels pour des niveaux d'exposition de 5 000 à 10 000 ppm (3 535 à 7 070 mg/m³), les études plus récentes décrivent des niveaux d'exposition de 2 500 à 4 500 ppm (1 767 à 3 181 mg/m³), entraînant la mort en 30 minutes (Helmers *et al.*, 1971 ; Millea *et al.*, 1989). Ces accidents sont mortels par obstruction des voies respiratoires. Pour les sujets qui ne décèdent pas dans les minutes suivant l'exposition, la mort peut survenir rapidement à la suite de complications ou de surinfection.

De manière générale, l'ammoniac est un gaz provoquant des irritations sévères voire des brûlures au niveau des muqueuses en raison de sa forte solubilité dans l'eau (alcalinisation locale importante, action caustique). Ces irritations sévères sont également observées au niveau oculaire, provoquant un larmolement, une hyperhémie conjonctivale, des ulcérations conjonctivales et cornéennes, une iritis. Une cataracte ou un glaucome peut apparaître jusqu'à 10 jours après exposition (INRS, 1997 ; OMS IPCS, 1986 ; Withers, 1986).

À faibles concentrations, les signes cliniques observés sont de la toux, une pharyngite, une laryngite, une trachéo-bronchite, des nausées, des vomissements, une asthénie, des

AMMONIAC

céphalées, une hypersalivation et éventuellement une bradycardie (INRS, 1997 ; OMS IPCS, 1986).

À concentrations élevées, l'inhalation d'ammoniac se caractérise par une détresse respiratoire intense liée à un bronchospasme d'intensité variable et au développement d'un œdème des muqueuses de l'ensemble du tractus respiratoire avec de la toux et une dyspnée asthmatiforme. À court terme, le pronostic dépend de l'évolution des troubles respiratoires et de l'apparition retardée d'un œdème aigu pulmonaire lésionnel après une phase de rémission apparente. Secondairement, l'hypersécrétion bronchique et la desquamation de la muqueuse sont responsables d'obstructions tronculaires et d'atélectasies, aggravées par des surinfections bactériennes. Les séquelles les plus fréquentes sont des sténoses bronchiques, une bronchiolite oblitérante, des bronchiectasies, une fibrose pulmonaire, des opacités cornéennes, de la cataracte ou un glaucome (INRS, 1997 ; Withers, 1986).

Des expositions importantes aiguës à de l'ammoniac peuvent induire le développement d'un syndrome de dysfonctionnement réactionnel des voies respiratoires (ou RADS ou syndrome de Brooks) voire d'un asthme de type "irritant-induced" (asthmes non immunologiques induit par des substances irritantes). Ces manifestations se traduisent par de la toux, de la dyspnée et des sifflements thoraciques (ATSDR, 2004).

Le seuil olfactif de détection de l'ammoniac est très variable (de quelques dixièmes de ppm à plus de 100). Ce seuil est en moyenne de 32,6 mg/m³ (46,8 ppm) avec une valeur minimale, en général, de 3,7 mg/m³ (3,9 ppm) pour les individus les plus sensibles.

Ces différents effets sont décrits par plusieurs auteurs, notamment :

Silverman *et al.* (1949) ont exposé 7 volontaires à une concentration de 500 ppm (355 mg/m³) d'ammoniac pendant 30 minutes au moyen d'un masque oro-nasal. Tous les volontaires présentent une irritation qui devient sévère chez 2 des sujets. Seuls 2 des sujets sont capables de pratiquer une respiration nasale pendant les 30 minutes de l'exposition. Les effets observés sont des irritations nasales et trachéales, une hypoesthésie cutanée (déficit de la sensibilité de perception) et des larmoiements. Chez 2 sujets, l'irritation du nasopharynx persistait pendant 24 heures après la fin de l'exposition. Un des 7 sujets n'a été exposé que 15 minutes au lieu de 30.

Dans une autre étude, 16 sujets ont été exposés à des concentrations de 50, 80, 110 ou 140 ppm (36, 57, 78 ou 99 mg/m³) d'ammoniac pendant 2 heures, 8 ont déjà été exposés précédemment et 8 sont exposés pour la première fois (Verberk, 1977). Les sujets exposés pour la première fois ne supportent pas la concentration de 140 ppm (99 mg/m³) pendant 2 heures et présentent des symptômes lors d'une exposition de 1 heure à 110 ppm (78 mg/m³). Au cours de cette étude, aucun des sujets ne présente une diminution de la fonction pulmonaire (capacité vitale, Volume Maximum Expiré en une Seconde). Les résultats mettent en évidence une plus grande sensibilité du groupe exposé pour la première fois pour les tests d'odeur, l'irritation des yeux, la toux, un inconfort général, les céphalées, et une irritation thoracique.

AMMONIAC

Dans une autre étude, 5 ou 6 volontaires ont été exposés à l'ammoniac aux concentrations de 30 et 50 ppm (21 et 36 mg/m³) pendant 10 minutes (MacEwen *et al.*, 1970). Il n'y a pas d'irritation modérée ou forte rapportée à la dose la plus faible. Quatre des six sujets exposés à 50 ppm (35 mg/m³) font état d'une irritation modérée.

Dix sujets présentent des irritations lors d'une exposition aux concentrations de 32, 50, 72 et 134 ppm (23, 36, 51 et 95 mg/m³) d'ammoniac (Industrial Bio-Test Laboratories, 1973). Des irritations des yeux, du nez, de la bouche, de la gorge et de la cage thoracique sont rapportées tout au long de l'exposition (5 minutes). À 72 ppm (51 mg/m³), 3 sujets présentent des irritations oculaires, 2 des irritations nasales et 3 des irritations thoraciques. À 134 ppm (95 mg/m³), 5/10 sujets montrent des larmoiements et des irritations oculaires, sept se plaignent d'irritations nasales, huit d'irritations nasales et un d'irritations thoraciques.

Les différents effets toxiques observés chez l'homme suite à une exposition aiguë sont reportés dans le tableau ci-après (d'après INERIS, 2003) :

Temps (min)	Concentration (ppm)	Symptomatologie	Références
10	5-50	Perception olfactive	OMS IPCS, 1986
5	50	Quelques signes cliniques, inconfort	Markham, 1987
30	80	Nuisance olfactive	Verbeck, 1977
30	110-140	Inconfort, irritation de la gorge	Verbeck, 1977
5	134	Larmoiement, irritations oculaire, nasale et de la gorge	Markham, 1987
30-75	140	Exposition intolérable, sortie de la chambre	Verbeck, 1977
1	150-200	Irritation oculaire perceptible	Wallace, 1978
8-11	150	Signes fonctionnels respiratoires	Cole, 1977
30	330	Toléré, absence de séquelles	Markham, 1987
< 1	400	Irritation oculaire	Wallace, 1978
30	500	Irritation voies respiratoires, signes fonctionnels respiratoires, larmoiement sans contact direct	Silverman, 1949
30 sec.	600	Larmoiement	Wallace, 1978
qq sec.	700	Larmoiement, atmosphère toujours respirable	Wallace, 1978
1-3	700	Lésions oculaires, assistance médicale	Markham, 1987
immédiat	1 000	Larmoiement, vision altérée (larmoiement, opacification cornée)	Wallace, 1978

AMMONIAC

Temps (min)	Concentration (ppm)	Symptomatologie	Références
1-3	1 000	Respiration intolérable	Wallace, 1978
immédiat	1 500	Sortie de la chambre d'exposition	Wallace, 1978

Voie orale

Plusieurs cas de jeunes enfants (âgés de 2 à 3 ans) sont décrits lors de *l'absorption accidentelle de capsules contenant de l'ammoniac* (Lopez et al., 1988 ; Rosenbaum et al., 1998). Deux de ces enfants présentent des ulcérations de la langue et/ou de la muqueuse buccale, un enfant présente des lésions superficielles de la paroi de l'œsophage, d'autres des œdèmes et des érythèmes des lèvres avec des zones de desquamation et des escarres du palais, des œdèmes et des érythèmes des structures supraglottiques et de la trachée supérieure. Tous les enfants présentent au moins une fois les symptômes suivants : vomissements, dysphagies, toux, brûlures orales ou pharyngiennes. Ces effets disparaissent en quelques jours. Chez les adultes, des lésions œsophagiennes et des œdèmes sont rapportés chez 5 individus ayant ingéré de l'ammoniac contenu dans des produits ménagés (sous forme de d'hydroxyde d'ammonium).

Études chez l'animal

Inhalation

Plusieurs études déterminent des concentrations létales pour 50 % des animaux exposés (CL₅₀), elles sont regroupées dans le tableau ci-dessous (d'après ATSDR, 2004). Il est difficile de comparer la sensibilité des différentes espèces à partir de ces données car les durées d'exposition ne sont pas identiques. En revanche, une analyse plus fine des données de létalité réalisée par l'INERIS (2003) permet d'indiquer que la souris est le rongeur le plus sensible.

Espèce	Durée d'exposition (min)	CL ₅₀ (ppm)	Références
Rat	5	26 432	Prokop'eva et al. (1973)
	10	37 375	Appelman et al. (1982)
	15	17 401	Prokop'eva et al. (1973)
rat	30	9 947 (1)	Prokop'eva et al. (1973)
	60	11 226	Prokop'eva et al. (1973)
	60	16 431	Appelman et al. (1982)
	60	7 397	MacEwen et Vernot (1972)
	120	10 746	Alpatov (1964)
	960	1 000	Weedon et al. (1940)

AMMONIAC

Espèce	Durée d'exposition (min)	CL ₅₀ (ppm)	Références
Souris	10	9 983	Silver et Mc Grath (1948)
	30	21 430	Hilado et al. (1977)
	60	4 788	MacEwen et Vernot (1972)
	60	4 230	Kapeghian et al. (1982)
	60	11 299	Prokop'eva et al. (1973)
	960	1 000	Weedon et al. (1940)
Lapin	60	5 025	Boyd et al. (1944)
Chat	60	5 025	Boyd et al. (1944)

(1) CL₅₀ : concentration induisant la mort de 50 % des animaux exposés.

Plusieurs études font état des effets observés au niveau du tractus respiratoire lors d'une exposition aiguë à l'ammoniac chez l'animal. Toutefois, des irritations oculaires et des altérations du système cardio-vasculaire et du foie sont également rapportées.

Un système dynamique d'exposition par inhalation a été utilisé pour intoxiquer des lots de 12 souris mâles albinos, à 3 séries de 4 concentrations (de 1 190 à 4 860 ppm soit de 841 à 3 436 mg/m³) en ammoniac pendant 60 minutes (Kapeghian *et al.*, 1982). Une période d'observation de 14 jours a suivi cette exposition. Les signes cliniques observés sont des irritations oculaires et nasales, une dyspnée et des convulsions tonico-cloniques pré-mortem. Les animaux survivants ont présenté une dyspnée et une léthargie persistantes, associées à une importante altération de l'état général dose-dépendante. Une létalité retardée est également enregistrée. À l'autopsie, les animaux morts en cours d'exposition ont présenté une congestion vasculaire aiguë pulmonaire et des foyers d'hémorragies intra-alvéolaires. Chez les animaux survivants, une pneumonie chronique focale d'intensité dose-dépendante est notée lors de l'examen histologique, ainsi que des zones d'atélectasie pour la plus forte concentration. Des lésions hépatiques nécrotiques sont également observables pour des expositions supérieures à 3 440 ppm (2 432 mg/m³).

L'impact d'une exposition à l'ammoniac sur l'activité ciliaire trachéale a été étudié chez des rats Wistar mâles au cours d'une autre étude (Dalham, 1956). Deux à trois animaux par lot ont été exposés en corps entier, sous anesthésie, trachée ouverte (exposition directe) pendant 10 minutes à des concentrations de 3 à 90 ppm (2,12 à 36,63 mg/m³) d'ammoniac. Les temps de cessation de l'activité ciliaire sont évalués par observations microscopiques et sont les suivants : 7-8 minutes pour 3 ppm (2,12 mg/m³), 150 secondes pour 6,5 ppm (4,60 mg/m³), 20 secondes pour 20 ppm (14 mg/m³), 10 secondes pour 45 ppm (32 mg/m³) et 5 secondes pour 90 ppm (64 mg/m³) (relation dose-dépendante). Toutefois, à l'arrêt de l'exposition, une reprise de l'activité ciliaire s'observe en 20 à 30 secondes.

Dans une autre étude, des lots de 8 rats mâles ont été exposés pendant 24 heures à des concentrations en ammoniac de 15, 32, 310, et 1 157 ppm soit 11, 23, 219 et 818 mg/m³

AMMONIAC

(Schaerdel *et al.*, 1983). Les paramètres sanguins de ces animaux ont été dosés via une canule intra-aortique en fin d'exposition puis 8, 12 et 24 heures après. Aux différents temps d'observation, les animaux ne présentent pas de signes d'irritation oculaire ou des muqueuses respiratoires. La pression sanguine en CO₂ et le pH ne sont pas modifiés par l'exposition ; seule la pression en O₂ est modifiée. De plus, l'ammoniémie révèle une augmentation de ce paramètre dose-dépendante. Dans une seconde phase de l'étude, les animaux (7/lots) ont été exposés pendant 3 ou 7 jours à des concentrations de 4, 24, 44, 165, ou 714 ppm (2,83, 17, 31, 117 ou 505 mg/m³). Les activités enzymatiques microsomiales étudiées montrent de légères variations suite à l'exposition. De plus, des lésions histologiques minimales de l'épithélium respiratoire sont observées, mais le niveau de concentration induisant ces lésions n'est pas mentionné.

Une autre étude a été réalisée chez des souris mâles Swiss exposées à 78, 257 ou 711 ppm (55, 182 ou 503 mg/m³) d'ammoniac, 6 heures/jour pendant 4, 9 ou 14 jours (Zissu, 1995). L'examen histologique de l'ensemble du tractus respiratoire a permis de mettre en évidence une rhinite métaplasique associée à des foyers nécrotiques au sein de la muqueuse nasale à la concentration de 711 ppm (503 mg/m³). L'intensité de ces lésions s'accroît avec la durée de l'exposition. Aucune lésion n'est observée pour les concentrations plus faibles.

Vingt chats anesthésiés et canulés, ont été exposés à 1 000 ppm (707 mg/m³) d'ammoniac pendant 10 minutes dans une chambre pléthysmographique d'exposition (tête entière) afin d'évaluer les fonctions respiratoires (Dodd et Gross, 1980). Des sacrifices sériés ont été réalisés 24 heures, 7 jours, 21 et 35 jours après l'exposition pour un examen histopathologique. Les résultats montrent que les modifications des paramètres fonctionnels respiratoires sont corrélées aux lésions histologiques observées. Vingt-quatre heures après l'exposition, les lésions pulmonaires sont une congestion, de l'œdème, un emphysème interstitiel et des foyers hémorragiques. Sept jours après, les lésions aiguës des muqueuses sont résorbées et quelques foyers d'inflammation chronique péribronchiolaires sont présents. Pour les deux autres sacrifices, des lésions classiques de bronchite, bronchiolite et broncho-pneumonie d'intensité variable sont observées. Des foyers disséminés d'emphysème sont également présents et considérés comme des séquelles de l'exposition. Concernant les fonctions respiratoires, les variations des paramètres tels que la résistance pulmonaire persistent après l'exposition caractérisant le développement des lésions chroniques.

Enfin, une bradycardie est rapportée chez le lapin exposé à la concentration de 2 500 ppm (1 767 mg/m³), (Richard *et al.*, 1978). Une hypertension et une arythmie cardiaque conduisant à un collapsus cardiovasculaire sont rapportées pour des expositions à 5 000 ppm (3 535 mg/m³).

AMMONIAC

3.3 Toxicologie chronique

3.3.1 Effets systémiques

Études chez l'homme

Une seule étude rapporte les effets d'une exposition chronique à l'ammoniac chez l'homme. Il s'agit d'une étude menée chez 58 ouvriers et 31 témoins (sexe masculin) qui a évalué l'odorat, la prévalence des symptômes respiratoires (toux, bronchite, respiration sifflante), oculaires, irritation de la gorge, et paramètres de la fonction respiratoire pour une exposition moyenne de 12,2 ans dans une « soda ash plant » (Holness *et al.*, 1989). Les sujets sont suivis le premier et le dernier jour d'une semaine de travail. Il n'y a pas de différence significative dans la prévalence des symptômes rapportés, mais les ouvriers exposés présentent une aggravation de leurs symptômes lors de l'exposition. Aucune relation entre exposition et aggravation des altérations de la fonction pulmonaire n'a été mise en évidence. Aucune association n'a été mise en évidence entre durée d'exposition et diminution de la fonction pulmonaire.

Études chez l'animal

Très peu d'études ont évalué les effets d'une exposition chronique à l'ammoniac chez l'animal. Les rares résultats à notre disposition rapportent des études d'exposition courtes (3 mois).

Des rats mâles et femelles (Sprague-Dawley et Long Evans) ont été exposés en continu à des concentrations de 0, 40, 127, 262, 455 ou 470 mg/m³ (0, 57, 180, 370, 643 ou 665 ppm) d'ammoniac pendant 90 jours minimum (114 j à la concentration de 40 mg/m³) (Coon *et al.*, 1970). Des altérations histologiques hépatiques sont rapportées pour une exposition à 455 mg/m³ (643 ppm). Une calcification des tubules rénaux est également observée aux concentrations de 455 ou 470 mg/m³ (643 ou 665 ppm). Un LOAEL de 262 mg/m³ (370 ppm) est déterminé pour des écoulements nasaux chez 25 % des animaux exposés, des altérations de la circulation non spécifique, une dégénérescence des poumons et des reins mais dont le lien avec l'exposition est difficile à mettre en évidence. Les mêmes auteurs ont également exposé plusieurs espèces animales (rats, cobayes, lapins, chiens et singes) aux concentrations de 0, 155 et 770 mg/m³ (0, 219 et 1 089 ppm) 8 heures/j 5 j/semaines pendant 6 semaines. Aucune altération hématologique n'est observée chez le cobaye, le rat et le lapin pour une exposition à 770 mg/m³ (1 089 ppm). Un LOAEL de 770 mg/m³ (1 089 ppm) est déterminé pour une inflammation pulmonaire chez le rat et le cobaye. Des irritations nasales sont observées à 770 mg/m³ (1 089 ppm) chez le lapin et le chien. Aucun examen du tractus respiratoire supérieur n'a été réalisé.

Des cobayes ont été exposés à des concentrations de 0 ou 170 ppm (118 mg/m³) 6 h/j, 5 j/semaine, pendant 18 semaines (Weatherby, 1952). Une augmentation des concentrations en hémossidérine est mesurée dans la rate de cobayes exposés à 170 ppm (118 mg/m³). Ceci

AMMONIAC

suggérerait une accélération possible du renouvellement des cellules sanguines de la lignée rouge. Des anomalies des tubules rénaux d'intensité moyenne sont également décrites.

Une exposition à 79 mg d'ammonium /kg/j sous forme de sulfate d'ammonium pendant 90 jours via l'eau de boisson n'induit pas d'anomalie gastro-intestinale, hépatique ou sanguine (niveau d'hémoglobine et numération cellulaire) chez le rat (Gupta *et al.*, 1979).

Effets systémiques

Substance Chimique	Voies d'exposition	Taux d'absorption		Organe cible	
		Homme	Animal	Principal	Secondaire
Ammoniac	Inhalation	83 - 92 %	80 %	Poumons Oeil	SNC
	Ingestion	ND	ND		
	Cutanée	ND	ND	œil	ND

ND : Non déterminé

SNC : système nerveux central

3.3.2 Effets cancérigènes

- Classification

L'union européenne

L'ammoniac a été étudié par l'union européenne mais n'a pas fait l'objet d'une classification (JOCE, 2004).

CIRC - IARC

L'ammoniac n'a pas été étudié par l'IARC.

US EPA (IRIS)

L'ammoniac n'a pas été étudié par l'US EPA.

AMMONIAC

- - Études principales

Études chez l'homme

Par inhalation, la seule publication dont nous disposons ne semble pas adaptée. Un carcinome épidermoïde de la cloison nasale est survenu 6 mois après une brûlure par un mélange d'ammoniac et d'huile refroidie. Il est impossible d'identifier la part de responsabilité de l'ammoniac dans la genèse de cette tumeur (Shimkin *et al.*, 1954).

Études chez l'animal

Seules deux études ont cherché à identifier les effets carcinogènes potentiels de l'ammoniac chez l'animal, la première n'est pas adaptée en durée, la seconde quant au choix de l'espèce animale.

Chez la souris, la formation d'un adénocarcinome de la muqueuse nasale est observée suite à une exposition par inhalation à des vapeurs d'ammoniac d'une solution d'ammoniac à 12 % à raison de 15 minutes par jour, 6 jour /semaine pendant 8 semaines (Gaafar *et al.*, 1992). La durée de l'exposition n'est pas compatible avec le développement de tumeur et ne permet donc pas de conclure quant à l'implication de l'ammoniac.

À notre connaissance, il n'existe pas de donnée pour une exposition cutanée.

Caractère génotoxique : L'ammoniac a été étudié par l'Union Européenne, mais n'a pas fait l'objet d'une classification (JOCE, 2004).

3.3.3 Effets sur la reproduction et le développement

Classification par l'Union européenne : L'ammoniac a été étudié par l'Union européenne, mais n'a pas fait l'objet d'une classification (JOCE, 2004).

Études chez l'homme

À notre connaissance, il n'existe pas de donnée relative aux effets sur la reproduction et le développement lors d'une exposition par voie orale, respiratoire et cutanée.

Études chez l'animal

Chez le porc exposé à des concentrations de 7 ou 35 ppm (5 ou 25 mg/m³) d'ammoniac pendant 6 semaines avant l'accouplement et jusqu'au 30^{ème} jour de la gestation par inhalation, aucune altération du poids des ovaires ou de l'utérus et de la taille des fœtus après 30 jours de gestation n'est observée (Diekman *et al.*, 1993). Il n'y a pas non plus de différence de l'âge de la puberté, du nombre de fœtus vivants, du ratio fœtus-corps lutéal à

AMMONIAC

la concentration de 35 ppm (25 mg/m³) par rapport à celle de 7 ppm (5 mg/m³). Aucun lot témoin n'a été inclus dans cette étude, ce qui rend difficile l'interprétation des données.

À notre connaissance, il n'existe pas de donnée relative aux effets sur la reproduction et le développement lors d'une exposition par voie orale et cutanée.

3.4 Valeurs toxicologiques de référence

Une Valeur toxicologique de référence (VTR) est un indice 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 dont la notoriété internationale est variable.

L'INERIS présente en première approche les VTR publiées par l'ATSDR, l'US EPA et l'OMS. En seconde approche, les VTR publiées par d'autres organismes, notamment Santé Canada, le RIVM et l'OEHHA, peuvent être retenues pour la discussion si des valeurs existent.

Pour accéder à une information actualisée, nous conseillons au lecteur de se reporter :

- soit au document « Points sur les Valeurs Toxicologiques de Référence (VTR) - mars 2009 disponible sur le site Internet de l'INERIS

http://www.ineris.fr/index.php?module=doc&action=getDoc&id_doc_object=2813

- soit en se reportant directement sur les sites Internet des organismes qui les élaborent.

AMMONIAC

3.4.1 Valeurs toxicologiques de référence de l'ATSDR, l'US EPA et l'OMS

Valeurs toxicologiques de référence pour des effets avec seuil

Substances chimiques	Source	Voie d'exposition	Facteur d'incertitude	Valeur de référence	Année de révision
Ammoniac	ATSDR	Inhalation (aiguë)	30	MRL = 1,7 ppm (1,2 mg/m ³)	2004
		Inhalation (chronique)	30	MRL = 0,1 ppm (0,07 mg/m ³)	2004
	US EPA	Inhalation (chronique)	30	RfC = 0,1 mg/m ³ (0,14 ppm)	1991

Valeurs toxicologiques de référence pour des effets sans seuil

Non concerné.

Justification scientifique des valeurs toxicologiques de référence

L'ATSDR propose un MRL de 1,7 ppm (1,2 mg/m³) pour une exposition aiguë par inhalation à l'ammoniac.

Cette valeur est basée sur une étude chez le volontaire sain aux concentrations de 50, 80, 110 ou 140 ppm (35, 57, 78 ou 99 mg/m³) d'ammoniac (Verberk, 1977). De cette étude, un LOAEL de 50 ppm (35 mg/m³) est déterminé pour une irritation modérée des yeux, du nez et de la gorge pour une exposition de 2 heures.

Facteur d'incertitude : Un facteur d'incertitude de 30 est retenu, qui comprend un facteur de 10 pour tenir compte de la différence de sensibilité au sein de l'espèce humaine, et un facteur de 3 pour tenir compte de l'utilisation d'un LOAEL.

Calcul : 50 ppm x 1/30 = 1,667 ppm (arrondi à 1,7 ppm)

L'ATSDR propose un MRL de 0,1 ppm (0,07 mg/m³) pour une exposition chronique par inhalation à l'ammoniac.

Cette valeur est basée sur une étude épidémiologique chez des ouvriers exposés professionnellement à l'ammoniac (Holness *et al.*, 1989). De cette étude, un NOAEL de 9,2 ppm est déterminé en l'absence d'effet pulmonaire. Le MRL est calculé à partir d'un NOAEL ajusté de 8,52 ppm pour tenir compte de l'aspect discontinu de l'exposition (8 h/24 h, 5 j/7 j).

AMMONIAC

Facteur d'incertitude : Un facteur d'incertitude de 30 est retenu, qui comprend un facteur de 10 pour tenir compte de la différence de sensibilité au sein de l'espèce humaine, et d'un facteur supplémentaire de 3 pour tenir compte du manque de données sur la reproduction et le développement.

Calcul : $9,2 \text{ ppm} \times (8 \text{ j}/24 \text{ j}) \times (5 \text{ j}/7 \text{ j}) \times 1/30 = 0,073 \text{ ppm}$ (arrondi à 0,1 ppm)

L'US EPA propose un RfC de $0,1 \text{ mg}/\text{m}^3$ (0,14 ppm) pour une exposition chronique par inhalation à l'ammoniac.

Cette valeur est basée sur une étude épidémiologique chez des ouvriers exposés professionnellement à l'ammoniac (Holness *et al.*, 1989). De cette étude, un NOAEL de 9,2 ppm ($6,4 \text{ mg}/\text{m}^3$) est déterminé en l'absence d'effet pulmonaire. Un NOAEL ajusté de $2,3 \text{ mg}/\text{m}^3$ est calculé pour tenir compte de l'aspect discontinu de l'exposition ($10 \text{ m}^3/20 \text{ m}^3$, 5 j/7 j).

Facteur d'incertitude : Un facteur d'incertitude de 30 est retenu qui comprend un facteur de 10 pour tenir compte de la différence de sensibilité au sein de l'espèce humaine et d'un facteur supplémentaire de 3 pour tenir compte du manque de données sur la reproduction et le développement.

Calcul : $6,4 \text{ mg}/\text{m}^3 \times (10 \text{ m}^3/20 \text{ m}^3) \times (5 \text{ j}/7 \text{ j}) \times 1/30 = 0,076 \text{ mg}/\text{m}^3$ (arrondi à $0,1 \text{ mg}/\text{m}^3$)

3.4.2 Valeurs toxicologiques de référence de Santé Canada, du RIVM et de l'OEHHA

Valeurs toxicologiques de référence pour des effets avec seuil

Substances chimiques	Source	Voie d'exposition	Facteur d'incertitude	Valeur de référence	Année de révision
Ammoniac	OEHHA	Inhalation (Chronique)	10	REL = 0,3 ppm ($0,2 \text{ mg}/\text{m}^3$)	?
		Inhalation (aiguë)	3	REL = 4,5 ppm ($3,2 \text{ mg}/\text{m}^3$)	1999

Valeurs toxicologiques de référence pour des effets sans seuil

Non concerné.

AMMONIAC

Justification scientifique des valeurs toxicologiques de référence

L'OEHHA propose un REL de 0,3 ppm (0,2 mg/m³) pour une exposition chronique par inhalation à l'ammoniac.

Cette valeur est basée sur l'étude de Holness *et al.* (1989) déjà retenue par l'ATSDR et l'US EPA. De cette étude, un NOAEL de 9,2 ppm (6,4 mg/m³) est déterminé en l'absence d'effet pulmonaire. Un NOAEL ajusté de 2,3 mg/m³ est calculé pour tenir compte de l'aspect discontinu de l'exposition (10 m³/20 m³, 5 j/7 j).

Facteur d'incertitude : Un facteur d'incertitude de 10 est retenu pour tenir compte de la différence de sensibilité au sein de l'espèce humaine.

Calcul : $6,4 \text{ mg/m}^3 \times (10 \text{ m}^3/20 \text{ m}^3) \times (5 \text{ j}/7 \text{ j}) \times 1/10 = 0,228 \text{ mg/m}^3$ (arrondi à 0,2 mg/m³)

L'OEHHA propose un REL de 4,5 ppm (3,2 mg/m³) pour une exposition aiguë par inhalation à l'ammoniac.

Cette valeur est basée sur 4 études chez l'homme : Industrial Biotest Laboratories (1973), MacEwen *et al.* (1970), Silverman *et al.* (1949) et Verberk (1977). De ces études, une benchmark concentration BC₀₅ de 13,6 ppm est déterminée.

Facteur d'incertitude : Un facteur d'incertitude de 3 est retenu pour tenir compte de la différence de sensibilité au sein de l'espèce humaine.

Calcul : non précisé

AMMONIAC

4. DONNÉES ÉCOTOXICOLOGIQUES

L'objectif de ce chapitre est d'estimer les effets à long terme sur la faune et la flore ; les résultats nécessaires à cette évaluation sont présentés. Lorsqu'un nombre suffisant de résultats d'écotoxicité chronique est disponible, les résultats d'écotoxicité aiguë ne sont pas fournis. Lorsque l'écotoxicité chronique n'est pas suffisamment connue, les résultats d'écotoxicité aiguë sont présentés et peuvent servir de base pour l'extrapolation des effets à long terme.

4.1 Paramètres d'écotoxicité aiguë

4.1.1 Organismes aquatiques

L'ensemble des informations et des données de ce chapitre proviennent majoritairement des revues bibliographiques effectuées par Johnson *et al.* (2007) et Mummert *et al.* (2003). Ce chapitre a pour objectif de présenter la diversité des données de toxicité aiguë plus que d'effectuer un recensement exhaustif des données existantes. Ces données ne sont d'ailleurs présentées qu'à titre indicatif, les données de toxicité chronique étant nombreuses. Pour plus d'information, le lecteur pourra notamment se rapporter au document de l'US EPA (1999). 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. Il est important de rappeler que la toxicité de l'ammoniac vis-à-vis des organismes aquatiques est étroitement liée à sa spéciation chimique. Cette spéciation est contrôlée principalement par le pH, la température et la composition ionique du milieu (Environment Canada, 1993). C'est pourquoi, en 1999 l'US EPA a réévalué la toxicité de l'ammoniac en tenant compte de la forme chimique de l'ammoniac, ionisée ou non ionisée, et exprime les résultats sous la forme d'azote total à pH 8 et 25°C. Toutefois, de même que réalisé par Johnson *et al.* (2007), afin de conserver l'homogénéité des résultats avec la littérature scientifique, dans ce document il a été décidé d'exprimer les résultats en mg/L d'azote sous la forme NH_3 (N- NH_3).

Les résultats donnés ci-après sont calculés sur l'ensemble des essais réalisés et indépendamment de leur recevabilité, en utilisant la moyenne géométrique des résultats lorsque plusieurs essais sont disponibles pour une même espèce.

Sur l'ensemble des données, la moyenne géométrique des CE(L)_{50} de l'ammoniac pour les organismes aquatiques est de 0,94 mg/L (N- NH_3) avec un minimum de 0,030 mg/L et un maximum de 22,32 mg/L. Les données recueillies se répartissent selon une distribution statistique log-normal (figure 1). Il est à noter qu'aucune valeur anormale n'a été observée. Selon ces données, 5 % des CL_{50} sont inférieures à 0,127 mg/L (intervalle de confiance à 95 % : 0,08 - 0,187 mg/L). La toxicité de l'ammoniac vis-à-vis des organismes dulçaquicoles semble

AMMONIAC

similaire à celle des organismes marins, la moyenne géométrique des C(E)L₅₀ pour ces deux groupes est respectivement de 0,85 et 1,14 mg/L (N-NH₃). La différence de sensibilité dans ce cas semble d'avantage liée aux essais réalisés qu'à des différences biologiques. Les algues sont relativement peu sensibles avec des CE₅₀ comprises entre 2 et 17 mg/L (NH₃) pour les algues dulçaquicoles et marines respectivement. Vis-à-vis des invertébrés, la moyenne géométrique des C(E)L₅₀ est de 0,85 et 1,14 mg/L (N-NH₃) respectivement pour les organismes dulçaquicoles et les organismes marins. Toutefois, les stades précoces (embryo-larvaires et juvéniles) des échinodermes marins et mollusques dulçaquicoles (*i.e. Unionidae*) ou marins semblent des maillons particulièrement sensibles à l'ammoniac avec des CL₅₀ minimaux de 0,03 mg/L (N-NH₃). Enfin, les poissons dulçaquicoles et marins font partie des organismes les plus sensibles avec des CL₅₀ moyennes de 0,85 et 1,14 mg/L respectivement.

	Espèce	Conditions et critères d'effet	Valeur N-NH ₃ (mg/L)	Référence
Algues dulçaquicoles	<i>Chlorella vulgaris</i>	CE ₅₀ 5 jours Abondance Statique pH non mentionné	2	Przytocha-Jusiak, 1976 cité par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Chlorella vulgaris</i>	CE ₁₀₀ 5 jours Abondance Statique pH non mentionné	4,5	Przytocha-Jusiak, 1976 cité par Johnson <i>et al.</i> , 2007
Algues marines	<i>Phaeodactylum tricornutum</i>	CE ₅₀ 1,5 heure Activité photosynthétique Statique pH 8,0-9,5	17	Azoz et Goldman, 1982 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
Rotifères dulçaquicoles	<i>Brachionus rubens</i>	CL ₅₀ 24 heures Mortalité Statique pH 7,4-7,8	3,2	Snell et Personne, 1989 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Brachionus rubens</i>	CL ₅₀ 96 heures Mortalité Probablement statique pH non mentionné	4,6	Snell, 1991 cité par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Philodina acuticornis</i>	CE ₅₀ Durée non précisée Mortalité Statique pH non mentionné	2,4	Buikema <i>et al.</i> , 1974 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007

AMMONIAC

	Espèce	Conditions et critères d'effet	Valeur N-NH ₃ (mg/L)	Référence
Rotifères marins	<i>Brachionus plicatilis</i>	CL ₅₀ 96 heures Mortalité Statique pH 7,5-7,9	8,6	Ostrenky <i>et al.</i> , 1992 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
Crustacés dulçaquicoles	<i>Ceriodaphnia dubia</i> et <i>Ceriodaphnia acanthina</i>	CL ₅₀ 48 - 96 heures Exposition non mentionnée pH non mentionné	0,07 - 0,63	US EPA, 1984 Scheller, 1997 cités par Mummert <i>et al.</i> , 2003
	<i>Cherax quadricans</i>	CL ₅₀ 96 heures Juvénile Exposition non mentionnée pH non mentionné	0,98	Meade et Watts, 1995 cités par Mummert <i>et al.</i> , 2003
	<i>Daphnia magna</i>	CL ₅₀ 48 - 96 heures Exposition non mentionnée pH non mentionné	0,44 - 2,28	US EPA, 1984 cité par Mummert <i>et al.</i> , 2003
	<i>Daphnia magna</i>	CL ₁₀ Non mentionné Mortalité Statique pH non mentionné	0,45	Malacea, 1966 cité par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Daphnia magna</i>	CL ₅₀ 48 heures Mortalité Statique pH non mentionné	1,7	Parkhurst <i>et al.</i> , 1979 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Daphnia magna</i>	CL ₅₀ 48 heures Mortalité Statique pH non mentionné	4,1	Reinbold et Pescitelli, 1982b cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Daphnia pulicaria</i>	CL ₅₀ 48 heures Mortalité Statique pH non mentionné	0,95	Degraeve <i>et al.</i> , 1980 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Hyaella azteca</i>	CL ₅₀ 96 heures Juvénile Exposition non mentionnée pH non mentionné	0,04 - 9,2	Hickey et Martin, 1999 Ankely <i>et al.</i> , 1995 cités par Mummert <i>et al.</i> , 2003

AMMONIAC

	Espèce	Conditions et critères d'effet	Valeur N-NH ₃ (mg/L)	Référence
	<i>Hyalella azteca</i>	CL ₅₀ 96 heures Mortalité Statique Suivi analytique pH 6,47-6,90	0,16	Besser <i>et al.</i> , 1998 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Hyalella azteca</i>	CL ₅₀ 96 heures Mortalité Statique pH 7,29-7,83	1,8	Besser <i>et al.</i> , 1998 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Orconectes immunis</i>	CL ₅₀ 96 heures Exposition non mentionnée pH non mentionné	14,72 - 33,83	US EPA, 1984 Arthur <i>et al.</i> , 1987 cité par Mummert <i>et al.</i> , 2003
	<i>Orconectes nais</i>	CL ₅₀ Mortalité Probablement statique pH non mentionné	2,6	Evans, 1979 cité par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Orconectes nais</i>	CL ₅₀ Mortalité Probablement statique pH non mentionné	3,1	Hazel <i>et al.</i> , 1979 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Orconectes nais</i>	CL ₅₀ 96 heures Juvenile Exposition non mentionnée pH non mentionné	3,15	Frazier <i>et al.</i> , 1996 cités par Mummert <i>et al.</i> , 2003
Crustacés marins	<i>Ampelisca abdita</i>	CL ₅₀ 96 heures Mortalité Statique pH 8,0	0,83	Kohn <i>et al.</i> , 1994 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Crangon crangon</i>	CL ₅₀ 24 heures Mortalité Statique pH non renseigné	1,6	Franklin, 1978 cité par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Crassostrea gigas</i>	CL ₅₀ 48 heures Mortalité Statique pH non renseigné	0,13	US EPA, 1993 cité par Johnson <i>et al.</i> , 2007

AMMONIAC

	Espèce	Conditions et critères d'effet	Valeur N-NH ₃ (mg/L)	Référence
	<i>Eohaustorius estuarius</i>	CL ₅₀ 96 heures Mortalité Statique pH 8,0	2,5	Kohn <i>et al.</i> , 1994 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Fenneropenaeus penicillatus</i>	CL ₅₀ 120 heures Mortalité Semi statique pH 8,10	0,86	Chen et Lin, 1991 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Grandidierella japonica</i>	CL ₅₀ 96 heures Mortalité Statique pH 8,0	3,5	Kohn <i>et al.</i> , 1994 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Homarus americanus</i>	CL ₅₀ 96 heures Mortalité Probablement statique pH non renseigné	1,8	Delistraty <i>et al.</i> , 1977 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Americamysis bahia</i>	CL ₅₀ 48 heures Larve Statique pH 8,2 20 °C	0,85	Boardman <i>et al.</i> , 2004
	<i>Nitokra spinipes</i>	CL ₅₀ 96 heures Mortalité Statique pH non renseigné	1,2	Linden <i>et al.</i> , 1979 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Palaemonetes pugio</i>	CL ₅₀ 48 heures Larve Statique pH 8,2 20 °C	2,87	Boardman <i>et al.</i> , 2004
	<i>Penaeus chinensis</i>	CL ₅₀ 120 heures Mortalité Semi statique pH 7,94	1,4	Chen <i>et al.</i> , 1990a cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Penaeus monodon</i>	CL ₅₀ 144 heures Mortalité Semi statique pH 7,57	0,77	Chen <i>et al.</i> , 1990b cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007

AMMONIAC

	Espèce	Conditions et critères d'effet	Valeur N-NH ₃ (mg/L)	Référence
	<i>Penaeus monodon</i>	CL ₅₀ 144 heures Mortalité Semi statique pH 7,70	1	Chen et Lin, 1992 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Rhepoxynius abronius</i>	CL ₅₀ 96 heures Mortalité Statique pH 8,0	1,6	Kohn <i>et al.</i> , 1994 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Tisbe battagliai</i>	CL ₅₀ 96 heures Mortalité Statique pH non renseigné	0,79	Williams et Brown, 1992 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
Insectes dulçaquicoles	<i>Arcynopteryx parallela</i>	CL ₅₀ 48 - 96 heures Exposition non mentionnée pH non mentionné	2,00 - 2,06	US EPA, 1984 cité par Mummert <i>et al.</i> , 2003
	<i>Callibaetis skokianus</i>	CL ₅₀ 96 heures Exposition non mentionnée pH non mentionné	3,15 - 4,82	Arthur <i>et al.</i> , 1987 cités par Mummert <i>et al.</i> , 2003
	<i>Chironomus tentans</i>	CL ₅₀ 96 heures Mortalité Statique pH 6,47-6,9	0,53	Besser <i>et al.</i> , 1998 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Chironomus tentans</i>	CL ₅₀ 96 heures Mortalité Statique pH 7,29-7,83	5,6	Besser <i>et al.</i> , 1998 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Ephemerella grandis</i>	CL ₅₀ 96 heures Exposition non mentionnée pH non mentionné	3,86 - 5,88	US EPA, 1984 cité par Mummert <i>et al.</i> , 2003
	<i>Philarctus quaeris</i>	CL ₅₀ 96 heures Exposition non mentionnée pH non mentionné	10,07 - 10,2	US EPA, 1984 Arthur <i>et al.</i> , 1987 cités par Mummert <i>et al.</i> , 2003
	<i>Stenelmis sexlineata</i>	CL ₅₀ Mortalité Probablement statique pH non mentionné	6,6	Hazel <i>et al.</i> , 1979 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007

AMMONIAC

	Espèce	Conditions et critères d'effet	Valeur N-NH ₃ (mg/L)	Référence
Annélides dulçaquicoles	<i>Lumbriculus variegatus</i>	CL ₅₀ 96 heures Mortalité Statique pH 6,47-6,9	0,29	Besser <i>et al.</i> , 1998 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Lumbriculus variegatus</i>	CL ₅₀ 96 heures Mortalité Statique pH 7,29-7,83	3,2	Besser <i>et al.</i> , 1998 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Tubifex tubifex</i>	CL ₅₀ Mortalité Probablement statique pH non mentionné	2,21	Stammer, 1953 cité par Johnson <i>et al.</i> , 2007
Echinodermes marins	<i>Dendraster excentricus</i>	CL ₅₀ 72 heures Mortalité Statique pH non renseigné	0,03	US EPA, 1993 cité par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Strongylocentrotus purpuratus</i>	CL ₅₀ 72 heures Mortalité Statique Suivi analytique pH 8,0	0,057	Greenstein <i>et al.</i> , 1995 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Corbicula fluminea</i>	CL ₅₀ 96 heures Juvénile Exposition non mentionnée pH non mentionné	0,09 - 0,28	Scheller, 1997 cité par Mummert <i>et al.</i> , 2003
Mollusques dulçaquicoles	<i>Corbicula fluminea</i>	CL ₅₀ 96 heures Adulte Exposition non mentionnée pH non mentionné	0,71 - 0,88	Scheller, 1997 cité par Mummert <i>et al.</i> , 2003
	<i>Lampsilis fasciola</i>	CL ₅₀ 96 heures Larve Dynamique pH 7,83 12,60 ± 1 °C	0,230	Mummert <i>et al.</i> , 2003
	<i>Lampsilis fasciola</i>	CL ₅₀ 96 heures Larve Dynamique pH 7,96 20,6 ± 1 °C	0,280	Mummert <i>et al.</i> , 2003

AMMONIAC

	Espèce	Conditions et critères d'effet	Valeur N-NH ₃ (mg/L)	Référence
	<i>Musculium transversum</i>	CL ₅₀ 48-96 heures Exposition non mentionnée pH non mentionné	0,77 - 1,29	US EPA, 1984 Arthur <i>et al.</i> , 1987 cité par Mummert <i>et al.</i> , 2003
	<i>Physa gyrina</i>	CL ₅₀ 96 heures Exposition non mentionnée pH non mentionné	1,59 - 2,29	US EPA, 1984 Arthur <i>et al.</i> , 1987 cités par Mummert <i>et al.</i> , 2003
	<i>Planorbella trivolvis</i>	CL ₅₀ 96 heures Exposition non mentionnée pH non mentionné	2,04 - 2,76	US EPA, 1984 Arthur <i>et al.</i> , 1987 cité par Mummert <i>et al.</i> , 2003
	<i>Pleurocera unicala</i>	CL ₅₀ 96 heures Juvénile Exposition non mentionnée pH non mentionné	0,742	Frazier <i>et al.</i> , 1996 cités par Mummert <i>et al.</i> , 2003
	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	CL ₅₀ 96 heures Exposition non mentionnée pH non mentionné	0,31 - 0,36	Hickey et Martin, 1999 cités par Mummert <i>et al.</i> , 2003
	<i>Potamopyrgus jenkinsi</i>	CL ₅₀ 96 heures Mortalité Probablement statique pH non mentionné	0,31	Watton et Hawkes, 1984 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Pyganodon grandis</i>	CL ₅₀ 96 heures Adulte Exposition non mentionnée pH non mentionné	0,44 - 0,54	Scheller, 1997 cité par Mummert <i>et al.</i> , 2003
	<i>Sphaerium novaezelandia</i>	CL ₅₀ 96 heures Exposition non mentionnée pH non mentionné	0,49	Hickey et Martin, 1999 cités par Mummert <i>et al.</i> , 2003
	<i>Utterbackia imbecillis</i>	CL ₅₀ 96 heures Juvénile Exposition non mentionnée pH non mentionné	0,13 - 0,77	Summers, 1998 cité par Mummert <i>et al.</i> , 2003

AMMONIAC

	Espèce	Conditions et critères d'effet	Valeur N-NH ₃ (mg/L)	Référence
	<i>Villosa iris</i>	CL ₅₀ 96 heures Juvénile Dynamique pH 7,30 12,5 ± 1 °C	0,100	Mummert <i>et al.</i> , 2003
	<i>Villosa iris</i>	CL ₅₀ 96 heures Juvénile Dynamique pH 7,41 20,6 ± 1 °C	0,120	Mummert <i>et al.</i> , 2003
	<i>Villosa iris</i>	CL ₅₀ 96 heures Juvénile Exposition non mentionnée pH non mentionné	0,38 - 0,62	Scheller, 1997 cité par Mummert <i>et al.</i> , 2003
Mollusques marins	<i>Anadara granosa</i>	CL ₅₀ 168 heures Mortalité Statique pH 7,9	1,8	Wang, 1989 cité par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Argopecten irradians</i>	CL ₅₀ 96 heures Mortalité Statique pH 8,1	5,3	Lin, 1992 cité par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Crassostrea virginica</i>	CL ₅₀ 96 heures Mortalité Statique pH non renseigné	6,8	Epifano et Srna, 1975 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Crassostrea virginica</i>	CL ₅₀ 96 heures Exposition non mentionnée pH non mentionné	8,3 - 37	Epifanio et Srna, 1975 US EPA, 1984 cités par Mummert <i>et al.</i> , 2003
	<i>Haliotis rufescens</i>	CL ₅₀ 48 heures Mortalité Statique pH non mentionné	0,07	Nicely <i>et al.</i> , 2000 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Mercenaria mercenaria</i>	CL ₅₀ 96 heures Mortalité Statique pH non renseigné	2,9	Epifano et Srna, 1975 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007

AMMONIAC

	Espèce	Conditions et critères d'effet	Valeur N-NH ₃ (mg/L)	Référence
	<i>Mercenaria mercenaria</i>	CL ₅₀ 96 heures Exposition non mentionnée pH non mentionné	3,2 - 7,2	Epifanio et Srna, 1975 US EPA, 1984 cités par Mummert <i>et al.</i> , 2003
	<i>Mercenaria mercenaria</i>	CL ₅₀ 48 heures Larve Statique pH 8,2 20° C	179,3	Boardman <i>et al.</i> , 2004
	<i>Ruditapes philippinarum</i>	CL ₅₀ 168 heures Mortalité Statique pH 7,9	0,64	Wang, 1989 cité par Johnson <i>et al.</i> , 2007
Plathelminthes dulçaquicoles	<i>Dendrocoelum lacteum</i>	CL ₅₀ Mortalité Probablement statique pH non mentionné	1,2	Stammer, 1953 cité par Johnson <i>et al.</i> , 2007
Poissons dulçaquicoles	<i>Campostoma anomalum</i>	CL ₅₀ 96 heures Mortalité Probablement statique pH non mentionné	1,4	Swigert et Spacie, 1983 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Catostomus commersoni</i>	CL ₅₀ 96 heures Mortalité Probablement statique pH non mentionné	0,65	Swigert et Spacie, 1983 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Catostomus commersoni</i>	CL ₅₀ 96 heures Mortalité Probablement statique pH non mentionné	1,1	Reinbold et Pescitelli, 1982a cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Catostomus platyrhynchus</i>	CL ₅₀ 96 heures Mortalité Probablement statique pH non mentionné	0,55	Thurston et Meyn, 1984 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007

AMMONIAC

	Espèce	Conditions et critères d'effet	Valeur N-NH ₃ (mg/L)	Référence
	<i>Clarias batrachus</i>	CL ₅₀ 96 heures Mortalité Probablement statique pH non mentionné	4,3	Krainara, 1988 cité par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Cottus bairdi</i>	CL ₅₀ 96 heures Mortalité Probablement statique pH non mentionné	1,1	Thurston et Russo, 1981 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Cyprinella lutrensis</i>	CL ₅₀ 96 heures Mortalité Probablement statique pH non mentionné	0,88	Hazel <i>et al.</i> , 1979 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Cyprinella spiloptera</i>	CL ₅₀ 96 heures Mortalité Probablement statique pH non mentionné	0,98	Rosage <i>et al.</i> , 1979 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Cyprinella spiloptera</i>	CL ₅₀ 96 heures Mortalité Probablement statique pH non mentionné	1,1	Swigert et Spacie, 1983 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Cyprinella whipplei</i>	CL ₅₀ 96 heures Mortalité Probablement statique pH non mentionné	1	Swigert et Spacie, 1983 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Cyprinus carpio</i>	CL ₅₀ 96 heures Mortalité Probablement statique pH non mentionné	0,44	Xu <i>et al.</i> , 1994 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Cyprinus carpio</i>	CL ₅₀ 96 heures Mortalité Probablement statique pH non mentionné	0,66	Xu <i>et al.</i> , 1994 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007

AMMONIAC

	Espèce	Conditions et critères d'effet	Valeur N-NH ₃ (mg/L)	Référence
	<i>Cyprinus carpio</i>	CL ₅₀ 96 heures Mortalité Probablement statique pH non mentionné	0,9	Rao <i>et al.</i> , 1975 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Etheostoma spectabile</i>	CL ₅₀ 96 heures Mortalité Probablement statique pH non mentionné	0,74	Hazel <i>et al.</i> , 1979 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Galaxias maculatus</i>	CL ₅₀ 96 heures Mortalité Probablement statique pH 8,7-9,4	1,6	Richardson, 1991 cité par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	CL ₅₀ 96 heures Mortalité Probablement statique pH non mentionné	0,38	Xu <i>et al.</i> , 1994 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Hypophthalmichthys nobilis</i>	CL ₅₀ 96 heures Mortalité Probablement statique pH non mentionné	0,3	Xu <i>et al.</i> , 1994 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Ictalurus punctatus</i>	CL ₅₀ 48 heures Mortalité Probablement statique pH non mentionné	1	Vaughn et Simco, 1977 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Lebistes reticulatus</i>	CL ₅₀ 96 heures Mortalité Probablement statique pH 7,2-7,8	0,25	Kumar et Krishnamoorthi, 1983 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Lepomis cyanellus</i>	CL ₅₀ 96 heures Mortalité Probablement statique pH 6,6	0,41	Richardson, 1991 cité par Johnson <i>et al.</i> , 2007

AMMONIAC

	Espèce	Conditions et critères d'effet	Valeur N-NH ₃ (mg/L)	Référence
	<i>Lepomis cyanellus</i>	CL ₅₀ 96 heures Mortalité Probablement statique pH 8,7	1,4	Richardson, 1991 cité par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Leuciscus idus</i>	LOEC 0,1 jour Comportement Probablement statique pH non mentionné	1,2	Hendriks et Stouten, 1993 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Micropterus salmoides</i>	CL ₅₀ 96 heures Mortalité Probablement statique pH non mentionné	0,82	Roseboom et Richey, 1977 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Morone americana</i>	CL ₅₀ 96 heures Mortalité Probablement statique pH 6,0	0,12	Stevenson, 1977 cité par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Morone americana</i>	CL ₅₀ 96 heures Mortalité Probablement statique pH 8,0	0,43	Stevenson, 1977 cité par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Notemigonus crysoleucas</i>	CL ₅₀ 96 heures Mortalité Probablement statique pH non mentionné	0,59	Swigert et Spacie, 1983 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Notemigonus crysoleucas</i>	CL ₅₀ 96 heures Mortalité Probablement statique pH non mentionné	0,98	Baird <i>et al.</i> , 1979 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Nothobranchius guentheri</i>	CL ₅₀ 24 heures Mortalité Probablement statique pH 7,75-7,82	0,57	Shedd <i>et al.</i> , 1999 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007

AMMONIAC

	Espèce	Conditions et critères d'effet	Valeur N-NH ₃ (mg/L)	Référence
	<i>Nothobranchius guentheri</i>	CL ₅₀ 24 heures Mortalité Probablement statique pH 7,75-7,82	1,2	Shedd <i>et al.</i> , 1999 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Oncorhynchus aguabonita</i>	CL ₅₀ 96 heures Mortalité Probablement statique pH non mentionné	0,62	Thurston et Russo, 1981 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Oncorhynchus clarkii</i>	CL ₅₀ 96 heures Mortalité Probablement statique pH non mentionné	0,52	Thurston <i>et al.</i> , 1978 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Oncorhynchus gorbuscha</i>	CL ₅₀ 96 heures Mortalité Probablement statique Suivi analytique pH non mentionné	0,068	Rice et Bailey, 1980 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Oncorhynchus kisutch</i>	CL ₅₀ 96 heures Mortalité Probablement statique pH non mentionné	0,45	Buckley, 1978 cité par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	CL ₅₀ 96 heures Mortalité Probablement statique pH 6,51	0,11	Thurston <i>et al.</i> , 1981b cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	CL ₅₀ 96 heures Exposition non mentionnée pH non mentionné	0,13 - 1,04	US EPA, 1984 Arthur <i>et al.</i> , 1987 cité par Mummert <i>et al.</i> , 2003
	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	CL ₅₀ 96 heures Mortalité Probablement statique pH 7,6-8,1	0,23	Thurston et Russo, 1983 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007

AMMONIAC

	Espèce	Conditions et critères d'effet	Valeur N-NH ₃ (mg/L)	Référence
	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	CL ₅₀ 96 heures Mortalité Probablement statique pH 7,7-7,9	0,67	Thurston <i>et al.</i> , 1981a cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	CL ₅₀ 24 heures Mortalité Probablement statique pH 7,6-7,9	0,3	Harader et Allen, 1983 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	CL ₅₀ 24 heures Mortalité Probablement statique pH non mentionné	0,33	Thurston et Meyn, 1984 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	CL ₅₀ 96 heures Mortalité Probablement statique pH non mentionné	0,45	Servizi et Gordon, 1990 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Pimephales promelas</i>	CL ₅₀ 96 heures Exposition non mentionnée pH non mentionné	0,37 - 2,83	US EPA, 1984 cité par Mummert <i>et al.</i> , 2003
	<i>Pimephales promelas</i>	CL ₅₀ 96 heures Mortalité Probablement statique pH 6,0-9,0	1	Thurston <i>et al.</i> , 1983 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Poecilia reticulata</i>	CL ₅₀ 96 heures Mortalité Probablement statique pH non mentionné	1,2	Rubin et Elmaraghy, 1977 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Prosopium williamsoni</i>	CL ₅₀ 96 heures Mortalité Probablement statique pH non mentionné	0,11	Thurston et Meyn, 1984 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007

AMMONIAC

	Espèce	Conditions et critères d'effet	Valeur N-NH ₃ (mg/L)	Référence
	<i>Ptychocheilus lucius</i>	CL ₅₀ 96 heures Larve 8 jours pH 8,24 ± 0,01 19,9 ± 1 °C	> 0,76	Fairchild <i>et al.</i> , 2005
	<i>Salmo salar</i>	CL ₅₀ 24 heures Mortalité Probablement statique pH non mentionné	0,12	Alabaster <i>et al.</i> , 1979 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Salmo salar</i>	CL ₅₀ 24 heures Mortalité Probablement statique pH 8,12	0,16	Alabaster <i>et al.</i> , 1983 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Salmo trutta</i>	CL ₅₀ 96 heures Mortalité Probablement statique pH non mentionné	0,47	Miller <i>et al.</i> , 1981 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Salvelinus fontinalis</i>	CL ₅₀ 96 heures Mortalité Probablement statique pH non mentionné	0,79	Thurston et Meyn, 1984 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Stizostedion vitreum</i>	CL ₅₀ 96 heures Mortalité Probablement statique pH non mentionné	0,7	Reinbold et Pescitelli, 1982b cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Tilapia aurea</i>	CL ₅₀ 72 heures Mortalité Probablement statique pH non mentionné	2,3	Redner et Stickney, 1979 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Xyrauchen texanus</i>	CL ₅₀ 96 heures Larve 9 jours pH 8,24 ± 0,01 19,9 ± 1 °C	> 0,7	Fairchild <i>et al.</i> , 2005
	<i>Xyrauchen texanus</i>	CL ₅₀ 96 heures Larve 4 jours pH 8,24 ± 0,01 19,9 ± 1 °C	0,72	Fairchild <i>et al.</i> , 2005

AMMONIAC

	Espèce	Conditions et critères d'effet	Valeur N-NH ₃ (mg/L)	Référence
Poissons marins	<i>Agonus cataphractus</i>	CL ₅₀ 24 heures Mortalité Statique Suivi analytique solution mère pH non renseigné	0,26	Franklin, 1978 cité par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Cyprinodon variegatus</i>	CL ₅₀ 96 heures Larve Semi statique pH 8,2 20 °C	1,7	Boardman <i>et al.</i> , 2004
	<i>Diplodus sargus</i>	CE ₅₀ 24 heures Alimentation Statique Suivi analytique pH non renseigné	0,1	Brownell, 1980 cité par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Diplodus sargus</i>	CL ₅₀ 24 heures Mortalité Statique pH non renseigné	0,36	Brownell, 1980 cité par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Gaidropsarus capensis</i>	CE ₅₀ 24 heures Alimentation Statique pH non renseigné	0,11	Brownell, 1980 cité par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Gaidropsarus capensis</i>	CL ₅₀ 24 heures Mortalité Statique pH non renseigné	0,46	Brownell, 1980 cité par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	CL ₅₀ 96 heures Mortalité Statique pH non renseigné	1,6	Hazel <i>et al.</i> , 1971 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Lithognathus mormyrus</i>	CE ₅₀ 24 heures Alimentation Statique pH non renseigné	0,16	Brownell, 1980 cité par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Lithognathus mormyrus</i>	CL ₅₀ 24 heures Mortalité Statique pH non renseigné	0,38	Brownell, 1980 cité par Johnson <i>et al.</i> , 2007

AMMONIAC

	Espèce	Conditions et critères d'effet	Valeur N-NH ₃ (mg/L)	Référence
	<i>Monacanthus hispidus</i>	CL ₅₀ 96 heures Mortalité Statique pH non renseigné	0,57	Venkataramiak <i>et al.</i> , 1981 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Morone saxatilis</i>	CL ₅₀ 96 heures Mortalité Statique pH non renseigné	0,66	Hazel <i>et al.</i> , 1971 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Mugil cephalus</i>	CL ₅₀ 96 heures Mortalité Statique pH non renseigné	0,98	Venkataramiak <i>et al.</i> , 1981 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	CL ₅₀ 24 heures Mortalité Statique pH 7,45	0,59	Herbert et Shuben, 1965 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	CL ₅₀ 24 heures Mortalité Statique pH non renseigné	0,95	Harader et Allen, 1983 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Pachymetopa blochi</i>	CL ₅₀ 24 heures Alimentation Statique pH non renseigné	0,22	Brownell, 1980 cité par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Pachymetopa blochi</i>	CL ₅₀ 24 heures Mortalité Statique pH non renseigné	0,42	Brownell, 1980 cité par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Pagrus major</i>	CL ₅₀ 24 heures Mortalité Statique pH 8,11-8,97	0,15	Kido <i>et al.</i> , 1991 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Paralichthys dentatus</i>	CL ₅₀ 96 heures Juvénile Semi statique pH 8,2 20 °C	0,89	Boardman <i>et al.</i> , 2004
	<i>Salmo salar</i>	CL ₅₀ 24 heures Mortalité Statique pH non renseigné	0,27	Herbert et Shuben, 1965 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007

AMMONIAC

	Espèce	Conditions et critères d'effet	Valeur N-NH ₃ (mg/L)	Référence
	<i>Sciaenops ocellatus</i>	CL ₅₀ 96 heures Mortalité Statique pH non renseigné	0,39	Holt et Arnold, 1983 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
Amphibiens dulçaquicoles	<i>Bufo americanus</i>	NOEC 3 jours Croissance, Survie Statique pH 8,7	> 0,9	Jofre et Karasov, 1999 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Rana clamitans</i>	NOEC 4 jours Croissance, Survie Statique pH 8,7	0,6	Jofre et Karasov, 1999 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Rana pipiens</i>	NOEC 5 jours Croissance, Survie Statique pH 8,7	1,5	Jofre et Karasov, 1999 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
Compartiment sédimentaire dulçaquicole	<i>Lampsilis cardium</i>	CL ₅₀ 96 heures Larve Dynamique pH 8,2 ± 0,1 20,5 ± 0,1 °C	0,1272	Newton <i>et al.</i> , 2003
	<i>Lampsilis cardium</i>	CL ₅₀ 96 heures Larve Dynamique pH 8,2 ± 0,1 20,5 ± 0,1 °C	0,1654	Newton <i>et al.</i> , 2003

AMMONIAC

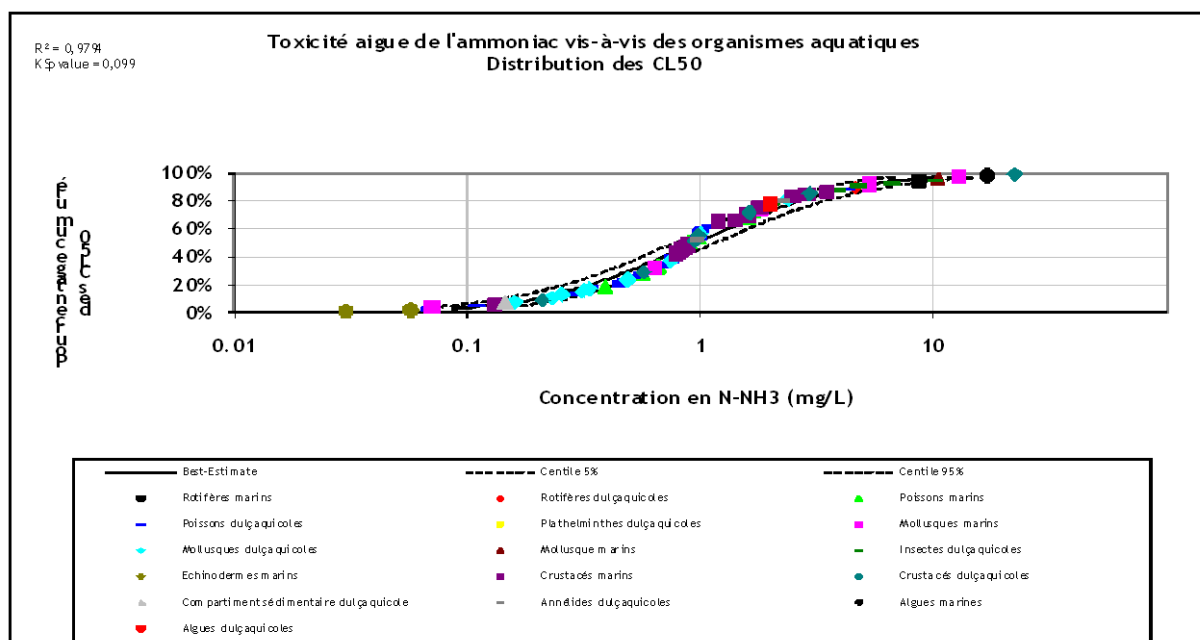


Figure 1 : Toxicité aiguë de l'ammoniac vis-à-vis des organismes aquatiques : Distribution des CL₅₀

Algues

Il existe relativement peu de données sur la toxicité de l'ammoniac vis-à-vis des algues. Vis-à-vis des organismes dulçaquicoles, Przytoca-Jusiak, (1976, cité par Johnson *et al.*, 2007) indique que la CE₅₀ 5 jours pour *Chlorella vulgaris* est de 2 mg/L (N-NH₃) en utilisant pour critère d'effet l'abondance. Vis-à-vis de la diatomée marine, *Phaeodactylum tricornutum*, une CE₅₀ 1,5 heures de 17 mg/L (N-NH₃) est obtenue en utilisant l'activité photosynthétique comme critère de toxicité (Azoz et Goldman, 1982, cités par Johnson *et al.*, 2007). D'autres valeurs existent dans la littérature, mais les résultats sont limités et souvent contradictoires. Toutefois, ces données semblent indiquer que les espèces végétales tolèrent mieux l'ammoniac que les invertébrés ou les poissons.

Invertébrés

Vis-à-vis des invertébrés, la moyenne géométrique des C(E)L₅₀ de l'ammoniac est de 1,156 mg/L. Elle est de 1,199 et 1,100 respectivement pour les invertébrés dulçaquicoles et les invertébrés marins.

AMMONIAC

Pour les organismes dulçaquicoles, la moyenne géométrique des C(E)L₅₀ est de 4,04 (1,72 - 10,13), 3,32 (2,4 - 4,6), 1,46 (0,963 - 2,21), 1,42 (0,210 - 22,315), 1,2 et 0,518 (0,159 - 2,373) mg/L (N-NH₃) respectivement pour les insectes, rotifères, les annélides, les crustacés, les plathelminthes et les mollusques. La variabilité des résultats est liée aux conditions physico-chimiques des milieux d'essais influençant la concentration en NH₃ mais également à la sensibilité particulière de certains stades de développement. Ainsi, par exemple, les stades embryo-larvaires et juvéniles des mollusques bivalves (*i.e.* *Corbicula fluminea*, *Lampsilis fasciola*, *Utterbackia imbecillis*, *Villosa iris*) sont particulièrement sensibles à l'ammoniac. De même, en eau de mer, la moyenne géométrique des C(E)L₅₀ est de 8,6, 1,96 (0,07 - 12,78), 1,18 (0,13 - 3,5) et 0,041 (0,03 - 0,057) mg/L (N-NH₃) respectivement pour les rotifères, les mollusques, les crustacés et les échinodermes. Tout comme pour les organismes dulçaquicoles, les mollusques bivalves (*Ruditapes philippinarum*) ou gastéropodes (*Haliotis rufescens*) et les échinodermes (*Dendraster excentricus*, *Strongylocentrotus purpuratus*) sont particulièrement sensibles à l'ammoniac.

Poissons

Les poissons dulçaquicoles et marins sont des organismes sensibles à l'ammoniac. La moyenne géométrique des CL₅₀ est de 0,668 mg/L (N-NH₃). Pour les poissons dulçaquicoles, les CL₅₀ 96 heures sont comprises entre 0,068 (*Oncorhynchus gorboscha*) et 4,3 mg/L (N-NH₃; *Clarias batrachus*) avec une moyenne géométrique de 0,632 mg/L. Vis-à-vis des poissons marins, ces valeurs sont respectivement de 0,390 (*Sciaenops ocellatus*), 1,7 (*Cyprinodon variegatus*) et 0,86 mg/L (N-NH₃).

Organismes du sédiment

Vis-à-vis des organismes du compartiment sédimentaire dulçaquicole, la moyenne géométrique des CL₅₀ 96 heures sur l'*Unionidae Lampsilis cardium* est de 0,145 mg/L (N-NH₃, Newton *et al.*, 2003). Cette valeur est similaire à celle obtenue sur la même espèce en absence de sédiments.

4.1.2 Organismes terrestres

Pour les organismes terrestres, aucune donnée fiable de toxicité aiguë de l'ammoniac n'a été répertoriée pour une contamination via le sol ou la voie trophique.

4.2 Paramètres d'écotoxicité chronique

4.2.1 Organismes aquatiques

En 1998, l'US EPA a effectué une revue bibliographique des données de toxicité de l'ammoniac, reprise dans US EPA (1999). La pertinence et la validité des données ont été

AMMONIAC

évaluées selon l'US EPA (1986) et les normes E1193, E1241 et E1295 de l'ASTM (ASTM, 1997a, b, c). L'US EPA a estimé par régression les concentrations en ammoniac total en terme d'azote induisant 20 % d'effet. Dans son évaluation, l'US EPA (1999) a utilisé les CE₂₀, les CE₁₀ étant majoritairement non significativement différentes des témoins. Dans ce rapport, les CE₁₀ sont donc retenues comme NOEC et considérées comme valides.

De même, les essais effectués par Hickey *et al.* (1999, *Deleatidium sp.*, NOEC : 0,066 mg/L), Thurston *et al.* (1984a, *Oncorhynchus mykiss*, NOEC : 0,07 mg/L), Solbé et Shurben (1989, *Oncorhynchus mykiss*, NOEC : 0,011 mg/L), Jofre et Karasov (1999, *Rana clamitans*, NOEC : 1 mg/L) et Alderson (1979, *Solea solea*, NOEC : 0,066 mg/L) ont été revus et considérés comme valides par Johnson *et al.* (2007). Ils seront également considérés comme valides dans ce document.

Indépendamment de la qualité des données, en eau douce ou marine, pour l'ammoniac les LOEC vis-à-vis des algues sont comprises entre 0,2 et 3 mg/L. La moyenne géométrique des NOEC pour les invertébrés et les poissons est respectivement de 0,23 et 0,18 mg/L. Plus précisément, pour les organismes dulçaquicoles, la NOEC ou la moyenne géométrique des NOEC lorsque plusieurs données sont disponibles pour un même taxon est de 0,09, 0,18, 0,26, 0,33 et 1 mg/L (N-NH₃) respectivement pour les mollusques, les poissons, les crustacés, les insectes et les amphibiens. Pour les organismes marins, un nombre inférieur de données est disponible. Dans ce cas, ces valeurs sont de 0,19 et 0,16 mg/L respectivement pour les poissons et les crustacés.

	Espèce	Conditions et critères d'effet	Valeur N-NH ₃ (mg/L)	Référence
Algues dulçaquicoles	Population algale mixte	LOEC 14 jours Abondance Statique Suivi analytique PH non mentionné	3	Champ <i>et al.</i> , 1977 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
Algues marines	Diatomées benthiques d'estuaire	LOEC 10 jours Croissance Statique Suivi analytique	0,2	Admiraal, 1977 cité par Johnson <i>et al.</i> , 2007
Annélides dulçaquicoles	<i>Lumbriculus variegatus</i>	CL ₅₀ 10 jours Mortalité Statique pH 6,5	0,37	Schubauer-Berignan <i>et al.</i> , 1995 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Lumbriculus variegatus</i>	CL ₅₀ 10 jours Mortalité Statique pH 7,2	0,54	Schubauer-Berignan <i>et al.</i> , 1995 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007

AMMONIAC

	Espèce	Conditions et critères d'effet	Valeur N-NH ₃ (mg/L)	Référence
	<i>Lumbriculus variegatus</i>	CL ₅₀ 10 jours Mortalité Statique pH 7,8	0,63	Schubauer-Berignan <i>et al.</i> , 1995 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Lumbriculus variegatus</i>	CL ₅₀ 10 jours Mortalité Statique pH 8,6	0,99	Schubauer-Berignan <i>et al.</i> , 1995 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
Crustacés dulçaquicoles	<i>Ceriodaphnia acanthina</i>	CE ₁₀ Cycle de vie Reproduction pH 7,15 24,5 °C	0,349 (1) (2)	Mount, 1982 cité par US EPA, 1999
	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	CE ₁₀ 7 jours - Cycle de vie Reproduction pH 7,8 25,0 °C	0,476 (1) (2)	Nimmo <i>et al.</i> , 1989 cités par US EPA, 1999
	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	CE ₁₀ 7 jours - Cycle de vie Reproduction pH 8,57 26,0 °C	1,118 (1) (2)	Willingham, 1987 cité par US EPA, 1999
	<i>Daphnia magna</i>	CE ₁₀ 21 jours - Cycle de vie Reproduction pH 8,45 19,8 °C	0,580 (1) (2)	Gersich <i>et al.</i> , 1985 cités par US EPA, 1999
	<i>Daphnia magna</i>	CE ₁₀ 21 jours - Cycle de vie Reproduction pH 7,92 20,1 °C	0,739 (1) (2)	Reinbold et Pescitelli 1982a cités par US EPA, 1999
	<i>Hyalella azteca</i>	CE ₁₀ 10 semaines - Cycle de vie Reproduction pH 7,94 25,0 °C	0,038 (1) (2)	Borgmann 1994 cité par US EPA, 1999
Crustacés marins	<i>Macrobrachium rosenbergii</i>	CE ₂ 42 jours Croissance Dynamique Suivi analytique pH non renseigné	0,1	Wickens, 1976 cité par Johnson <i>et al.</i> , 2007

AMMONIAC

	Espèce	Conditions et critères d'effet	Valeur N-NH ₃ (mg/L)	Référence
	<i>Palaemonetes pugio</i>	NOEC 7 jours Survie, Croissance Larve Semi statique pH 8,2 25 °C	0,27	Boardman <i>et al.</i> , 2004
	<i>Penaeus japonica</i>	CL ₅₀ 20 jours Mortalité Probablement dynamique pH non renseigné	1,29	Lin <i>et al.</i> , 1991 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Penaeus setiferus</i>	CE ₅₀ 21 jours Croissance Probablement dynamique pH non renseigné	0,59	Wickens, 1976 cité par Johnson <i>et al.</i> , 2007
Insectes dulçaquicoles	<i>Chironomus tentans</i>	CL ₅₀ 10 jours Mortalité Statique pH 6,5	0,6	Schubauer-Berignan <i>et al.</i> , 1995 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Chironomus tentans</i>	CL ₅₀ 10 jours Mortalité Statique pH 7,2	1,3	Schubauer-Berignan <i>et al.</i> , 1995 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Chironomus tentans</i>	CL ₅₀ 10 jours Mortalité Statique pH 8,6	11,4	Schubauer-Berignan <i>et al.</i> , 1995 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Chironomus tentans</i>	CL ₅₀ 10 jours Mortalité Statique pH 7,8	3,8	Schubauer-Berignan <i>et al.</i> , 1995 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Coloburiscus Humeralis</i>	NOEC 29 jours Mortalité Dynamique pH 7,99-8,75	0,16	Hickey <i>et al.</i> , 1999 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Deleatidium sp.</i>	NOEC 29 jours Mortalité Dynamique Suivi analytique pH 7,99-8,75	0,066 (2)	Hickey <i>et al.</i> , 1999 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007

AMMONIAC

	Espèce	Conditions et critères d'effet	Valeur N-NH ₃ (mg/L)	Référence
	<i>Pteronarcella badia</i>	CL ₅₀ 24 jours Mortalité Probablement dynamique pH non mentionné	1,5	Thurston <i>et al.</i> , 1984b cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Pteronarcella badia</i>	NOEC Durée non mentionné Emergence Probablement dynamique pH non mentionné	3,4	Thurston <i>et al.</i> , 1984b cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Pteronarcella badia</i>	CL ₅₀ 30 jours Mortalité Probablement dynamique pH non mentionné	4,4	Thurston <i>et al.</i> , 1984b cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
Mollusques dulçaquicoles	<i>Musculium transversum</i>	CE ₁₀ 42 jours Survie Juvénile pH 7,8 21,8 °C	0,026 (1) (2)	Sparks et Sandusky 1981 cités par US EPA, 1999
	<i>Musculium transversum</i>	CE ₁₀ 42 jours Survie Juvénile pH 8,15 23,5°C	0,283 (1) (2)	Anderson <i>et al.</i> , 1978 cités par US EPA, 1999
Poissons dulçaquicoles	<i>Cyprinus carpio</i>	NOEC 31 jours Croissance Dynamique pH 7,66-7,93	0,23	Mallett et Sims, 1994 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Cyprinus carpio</i>	NOEC 31 jours Eclosion Dynamique pH 7,66-7,93	0,66	Mallett et Sims, 1994 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Ictalurus punctatus</i>	CE ₁₀ 30 jours Stades de vie précoces Poids pH 7,8 25,8°C	0,256 (1) (2)	Reinbold et Pescitelli, 1982a cités par US EPA, 1999

AMMONIAC

	Espèce	Conditions et critères d'effet	Valeur N-NH ₃ (mg/L)	Référence
	<i>Ictalurus punctatus</i>	CE ₁₀ 30 jours Stades de vie précoces Croissance pH 7,76 26,9°C	0,442 (1) (2)	Swigert et Spacie, 1983 cités par US EPA, 1999
	<i>Lepomis cyanellus</i>	CE ₁₀ 30 jours Stades de vie précoces Croissance pH 7,9 22,0°C	0,184 (1) (2)	McCormick <i>et al.</i> , 1984 cités par US EPA, 1999
	<i>Lepomis cyanellus</i>	CE ₁₀ 30 jours Stades de vie précoces Survie pH 8,16 25,4°C	0,516 (1) (2)	Reinbold et Pescitelli, 1982a cités par US EPA, 1999
	<i>Lepomis macrochirus</i>	NOEC 30 jours Stades de vie précoces Croissance pH 7,76 22,5°C	0,050 (1) (2)	Smith <i>et al.</i> , 1984 cités par US EPA, 1999
	<i>Micropterus dolomieu</i>	CE ₁₀ 32 jours Stades de vie précoces Croissance pH 6,6 22,3°C	0,013 (1) (2)	Broderius <i>et al.</i> , 1985 cités par US EPA, 1999
	<i>Micropterus dolomieu</i>	CE ₁₀ 32 jours Stades de vie précoces Croissance pH 7,25 22,3°C	0,045 (1) (2)	Broderius <i>et al.</i> , 1985 cités par US EPA, 1999
	<i>Micropterus dolomieu</i>	CE ₁₀ 32 jours Stades de vie précoces Croissance pH 7,83 22,3°C	0,239 (1) (2)	Broderius <i>et al.</i> , 1985 cités par US EPA, 1999
	<i>Micropterus dolomieu</i>	CE ₁₀ 32 jours Stades de vie précoces Croissance pH 8,68 22,3°C	0,272 (1) (2)	Broderius <i>et al.</i> , 1985 cités par US EPA, 1999

AMMONIAC

	Espèce	Conditions et critères d'effet	Valeur N-NH ₃ (mg/L)	Référence
	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	LOEC 6 mois Croissance Low DO (5,8 mg/L)	0,017	Smith et Piper, 1975 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	LOEC 73 jours Mortalité Dynamique Suivi analytique pH 7,47-7,57	0,022	Solbé et Shurben, 1989 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	CL ₅₀ 72 jours Mortalité Dynamique Suivi analytique pH 7,4	0,046	Calamari <i>et al.</i> , 1981 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	LOEC Croissance, Survie pH non mentionné	0,05	Burkhalter et Kaya, 1977 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	NOEC 1 460 jours Croissance Dynamique Suivi analytique pH 7,7	0,07 (2)	Thurston <i>et al.</i> , 1984a cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Pimephales promelas</i>	CE ₁₀ Cycle de vie Ecllosion pH 8 24,2 °C	0,074 (1) (2)	Thurston <i>et al.</i> , 1986 cités par US EPA, 1999
	<i>Pimephales promelas</i>	CE ₁₀ 30 jours Stades de vie précoces pH 7,82 25,1 °C	0,079 (1) (2)	Swigert et Spacie, 1983 cités par US EPA, 1999
	<i>Pimephales promelas</i>	NOEC 28 jours Mortalité, Croissance Larve 4 jours pH 8,24 ± 0,01 19,9 ± 1 °C	0,25 (2)	Fairchild <i>et al.</i> , 2005
	<i>Pimephales promelas</i>	CE ₁₀ 28 jours Stades de vie précoces Survie pH 8 24,8 °C	0,270 (1) (2)	Mayes <i>et al.</i> , 1986 cités par US EPA, 1999

AMMONIAC

	Espèce	Conditions et critères d'effet	Valeur N-NH ₃ (mg/L)	Référence
	<i>Ptychocheilus lucius</i>	NOEC 28 jours Mortalité, Croissance Larve 8 jours pH 8,24 ± 0,01 19,9 ± 1 °C	0,44 (2)	Fairchild <i>et al.</i> , 2005
	<i>Rutilus rutilus</i>	NOEC 130 jours Mortalité Dynamique pH 7,77-7,81	0,1	Mallett et Sims, 1994 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Rutilus rutilus</i>	NOEC 31 jours Mortalité Dynamique pH 7,68-7,98	0,55	Mallett et Sims, 1994 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Xyrauchen texanus</i>	NOEC 28 jours Mortalité, Croissance Larve 9 jours pH 8,24 ± 0,01 19,9 ± 1 °C	< 0,44 (2)	Fairchild <i>et al.</i> , 2005
Poissons marins	<i>Cyprinodon variegatus</i>	NOEC 7 jours Survie Larve Semi statique pH 8,2 25 °C	1,07	Boardman <i>et al.</i> , 2004
	<i>Cyprinodon variegatus</i>	NOEC 7 jours Croissance Larve Semi statique pH 8,2 25 °C	0,28	Boardman <i>et al.</i> , 2004
	<i>Menidia menidia</i>	NOEC 7 jours Survie Larve Semi-statique pH 8,2 25 °C	0,52	Boardman <i>et al.</i> , 2004
	<i>Menidia menidia</i>	NOEC 7 jours Croissance Larve Semi-statique pH 8,2 25 °C	0,39	Boardman <i>et al.</i> , 2004

AMMONIAC

	Espèce	Conditions et critères d'effet	Valeur N-NH ₃ (mg/L)	Référence
	<i>Paralichthys dentatus</i>	NOEC 7 jours Survie Juvénile Semi statique pH 8,2 25 °C	0,28	Boardman <i>et al.</i> , 2004
	<i>Scophthalmus maximus</i>	NOEC 11 jours Croissance Dynamique Suivi analytique pH 6,8-7,9	0,11	Alderson, 1979 cité par Johnson <i>et al.</i> , 2007
	<i>Solea solea</i>	NOEC 42 jours Croissance Dynamique Suivi analytique pH 6,9-7,9	0,066 (2)	Alderson, 1979 cité par Johnson <i>et al.</i> , 2007
Amphibiens dulçaquicoles	<i>Rana clamitans</i>	NOEC 114 jours Croissance Dynamique Suivi analytique pH 8,0-8,6	1 (2)	Jofre et Karasov, 1999 cités par Johnson <i>et al.</i> , 2007
Compartment sédimentaire dulçaquicole	<i>Lampsilis cardium</i>	CE ₅₀ 10 jours Croissance Larve Dynamique pH 8,1 ± 0,1 21,3 ± 0,1 °C	0,051	Newton <i>et al.</i> , 2003
	<i>Lampsilis cardium</i>	CE ₅₀ 10 jours Organisme affectée Larve Dynamique pH 8,1 ± 0,1 21,3 ± 0,1 °C	0,0712	Newton <i>et al.</i> , 2003
	<i>Lampsilis cardium</i>	CE ₅₀ 10 jours Croissance Larve Dynamique pH 7,9 ± 0,1 21 ± 0,1 °C	0,0762	Newton <i>et al.</i> , 2003

AMMONIAC

	Espèce	Conditions et critères d'effet	Valeur N-NH ₃ (mg/L)	Référence
	<i>Lampsilis cardium</i>	CL ₅₀ 10 jours Larve Dynamique pH 8,1 ± 0,1 21,3 ± 0,1 °C	0,0932	Newton <i>et al.</i> , 2003
	<i>Lampsilis cardium</i>	CE ₅₀ 10 jours Organismes affectés Larve Dynamique pH 7,9 ± 0,1 21 ± 0,1 °C	0,0991	Newton <i>et al.</i> , 2003
	<i>Lampsilis cardium</i>	CL ₅₀ 10 jours Larve Dynamique pH 7,9 ± 0,1 21 ± 0,1 °C	0,1396	Newton <i>et al.</i> , 2003

(1) Dans l'US EPA (1999) les CE₁₀ sont indiquées en mg/L de N total. Ces valeurs ont été converties en mg/L de N-NH₃ à la température et au pH de l'essai selon la méthode décrite par l'US EPA (1999).

(2) Donnée considérée comme valide

Algues

Vis-à-vis des algues dulçaquicoles et marines, deux LOEC ont été répertoriées. La première a été obtenue en milieu dulçaquicole sur une population mixte d'algues et la seconde sur des diatomées benthiques en milieu marin. Dans ces essais, les LOEC croissance sont respectivement de 3 et 0,2 mg/L (N-NH₃) pour des durées d'exposition de 14 et 10 jours.

De ces deux données, seule la LOEC en milieu dulçaquicole a été validée par Johnson *et al.* (2007). Cette valeur a été obtenue dans une étude en mésocosme ne comportant qu'une seule concentration. Pour l'évaluation du risque de l'ammoniac faite dans ce document, cette dernière donnée ne sera pas retenue compte tenu de la durée d'exposition et du critère mesurée (LOEC). Toutefois, cette étude montre que, comme dans les études de toxicité aiguë, les algues sont moins sensibles à l'ammoniac que les invertébrés. Cette observation est cohérente avec le fait que l'ammoniac peut être une source d'azote pour de nombreux végétaux.

Invertébrés

Indépendamment de la validité des données vis-à-vis des invertébrés, la moyenne géométrique des NOEC de l'ammoniac est de 0,24 et 0,16 mg/L (N-NH₃) respectivement pour les organismes dulçaquicoles et les organismes marins.

AMMONIAC

Vis-à-vis des organismes dulçaquicoles, 9 NOEC ou CE₁₀ ont été validées par l'US EPA (1999) ou par Johnson *et al.* (2007) dont 6 sur crustacés, 1 sur insecte et 2 sur mollusques. Ces valeurs sont comprises entre 0,026 (*Musculium transversum*, Sparks et Sandusky, 1981) et 1,118 mg/L (*Ceriodaphnia dubia*, N-NH₃). La CE₁₀ de 0,283 mg/L (N-NH₃) obtenue par Anderson *et al.* (1978) sur *Musculium transversum* et la CE₁₀ de 0,038 mg/L obtenue sur *Hyaella azteca* (N-NH₃, Borgmann, 1994) ne pouvant pas être validées, la plus faible NOEC 29 jours validée au niveau de l'espèce est de 0,066 mg/L (N-NH₃). Cette valeur, obtenue par Hickey *et al.* (1999) sur *Deleatidium* sp., semble toutefois peu protectrice par rapport aux résultats obtenus dans d'autres études chroniques, mais également par rapport à des mesures de CL₅₀ long terme sur d'autres mollusques (*Lampsilis cardium*, CL₅₀ 10 jours 0,05 mg/L N-NH₃, Newton *et al.*, 2003 ; Cf. § compartiment sédimentaire).

Pour les organismes marins, dans leur étude de 2007, Johnson *et al.* ont validé la LOEC croissance 42 jours de 0,1 mg/L (N-NH₃), correspondant à une CE₂ sur la crevette *Macrobrachium rosenbergii* (Wickens, 1976). Cet essai a été réalisé en flux dynamique avec un suivi analytique de la concentration en ammoniac. Dans cette étude, l'auteur exprime les concentrations en ammoniac en N-NH₃. Cette valeur sera donc retenue également comme valide pour l'évaluation des risques faite dans ce document.

Boardman *et al.* (2004) ont exposé à l'ammoniac des larves de *Palaemonetes pugio* durant 7 jours. Les essais sont réalisés en semi statique avec renouvellement journalier du milieu dans des aquariums d'un litre. Durant l'essai, les animaux sont nourris 2 fois par jour avec des nauplii d'artémie. Les essais sont réalisés dans de l'eau de mer synthétique à une température de 25°C, une concentration en oxygène dissous supérieure à 4 mg/L, un pH de 8,2 ± 0,1, et une salinité de 25 ppt. Le nombre de concentrations en ammoniac testées n'est pas indiqué. Pour chaque concentration testée, 4 répliques et un suivi analytique sont réalisés. Dans ces conditions, la NOEC survie et la NOEC croissance sont respectivement de 0,81 et 0,27 mg/L N-NH₃.

Les essais sont peu décrits et les résultats bruts ne sont pas indiqués. Un suivi analytique est réalisé mais la durée des essais est trop courte. Les résultats sont considérés comme non valides (niveau de validité : 3).

Vertébrés

Vis-à-vis des poissons, indépendamment de la validité des données, 25 NOEC ou CE₁₀ ont été recensées. La moyenne géométrique de ces valeurs est de 0,17 et 0,19 mg/L (N-NH₃) respectivement pour les organismes dulçaquicoles et les organismes marins.

Parmi ces valeurs considérées comme valides pour le milieu dulçaquicole, 16 ont été obtenues sur 8 espèces. Les NOEC sont comprises entre 0,05 (*Lepomis macrochirus*, Smith *et al.*, 1984) et 0,44 mg/L (*Xyrauchen texanus*, Fairchild *et al.*, 2005, N-NH₃) avec une moyenne géométrique de 0,160 mg/L (N-NH₃). Toutefois, Solbé et Shurben (1989) ont montré que

AMMONIAC

l'exposition des premiers stades de vie de la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) à la concentration de 0,022 mg/L (N-NH₃) pouvait induire un taux de mortalité important (> 70 %). Seule la NOEC de 0,066 mg/L (*Solea solea*, Alderson, 1979, N-NH₃) est disponible pour le milieu marin. Cette valeur, obtenue en utilisant comme critère de toxicité la croissance, a été considérée comme valide par Johnson *et al.* (2007), l'essai ayant été conduit selon une procédure bien définie, en flux continu avec un suivi analytique des concentrations en ammoniac.

Une étude de toxicité chronique sur amphibien est disponible. La NOEC survie/croissance obtenue est de 1 mg/L (N-NH₃) vis-à-vis du têtard de la grenouille verte *Rana clamitans* (Jofre et Karasov, 1999). Johnson *et al.* (2007) ont considéré l'essai comme valide, ce dernier ayant été conduit selon une procédure bien décrite, en flux continu avec un suivi analytique des concentrations en ammoniac.

Boardman *et al.* (2004) ont exposé à l'ammoniac trois espèces de poissons marins le *Paralichthys dentatus*, au stade juvénile, le *Cyprinodon variegatus* et le *Menidia menidia* au stade larvaire durant 7 jours. Les essais sont réalisés en semi statique avec renouvellement journalier du milieu dans des aquariums de 0,6 à 2 litres. Les juvéniles ou les larves proviennent de laboratoires ou d'écloseries. Durant l'essai, les animaux sont nourris 2 fois par jour avec des nauplii d'artémie ou des granulés en fonction de l'espèce. Les essais sont réalisés dans de l'eau de mer synthétique à une température de 25 °C, une concentration en oxygène dissous supérieure à 4 mg/L, un pH de 8,2 ± 0,1, et une salinité de 25 ppt pour le *Cyprinodon variegatus* et de 30 ppt pour les deux autres espèces. Le nombre de concentrations en ammoniac testées n'est pas indiqué. Pour chaque concentration testée 4 répliques (*Cyprinodon variegatus*) ou 3 répliques (*Paralichthys dentatus*, *Menidia menidia*) sont réalisées. Un suivi analytique est effectué. Dans ces conditions, la NOEC survie est de 1,07 ; 0,52 et 0,28 mg/L N-NH₃ respectivement pour le *Cyprinodon variegatus*, le *Menidia menidia* et le *Paralichthys dentatus*. Parallèlement, la NOEC croissance est de 0,28 et 0,39 mg/L N-NH₃ pour le *Cyprinodon variegatus* et le *Menidia menidia*.

Les essais sont peu décrits et les résultats bruts ne sont pas indiqués. Toutefois un suivi analytique est réalisé mais la durée des essais est trop courte. Les résultats sont considérés comme non valides (niveau de validité : 3).

Fairchild *et al.* (2005) ont exposé à l'ammoniac trois espèces de poissons dulçaquicoles, le *Pimephales promelas*, le *Ptychocheilus lucius* et le *Xyrauchen texanus* au stade larvaire durant 28 jours. Les essais sont réalisés en semi statique avec renouvellement journalier du milieu dans des aquariums d'un litre. Les larves âgées de 1 jour proviennent de laboratoires ou d'écloseries. Les essais débutent avec des larves au stade nourriture exotrophe (4, 8 et 9 jours après éclosion respectivement pour le *Pimephales promelas*, le *Ptychocheilus lucius* et le *Xyrauchen texanus*). Durant l'essai, les larves sont nourries 2 fois par jour avec des nauplii d'artémie. Les essais sont réalisés dans de l'eau de forage à une température de 19,9 ±

AMMONIAC

1,0°C, une concentration en oxygène dissous de $7,4 \pm 0,8$ mg/L, un pH de $8,24 \pm 0,01$ une conductivité de 660 ± 76 µSiemens/cm, une alcalinité de 245 ± 12 mg/L (CaCO₃) et une dureté de 273 ± 12 mg/L (CaCO₃). Les essais sont réalisés à 4 concentrations en ammoniac (2,5 ; 5 ; 10 et 15 mg/L d'ammoniac total exprimé sous la forme N introduit sous la forme chlorure d'ammonium) plus un témoin. Pour chaque concentration testée, 3 répliques sont réalisées. Un suivi analytique est effectué. Dans ces conditions, les NOECs survie sont de 0,25 ; 0,44 et inférieure à 0,44 mg/L N-NH₃ respectivement pour le *Pimephales promelas*, le *Ptychocheilus lucius* et le *Xyrauchen texanus*. Les NOECs croissance sont respectivement de 0,25 ; 0,24 et inférieure à 0,44 mg/L N-NH₃.

Les essais sont relativement bien décrits et un suivi analytique est réalisé. Les résultats sont indiqués pour chaque concentration testée et le taux de mortalité chez les témoins est au minimum de 93 %. Les résultats sont considérés comme valides avec restriction (niveau de validité : 2).

Smith *et al.* (1984) ont étudié la toxicité de l'ammoniac sur les premiers stades de vie du *Lepomis macrochirus*. L'essai a été réalisé en flux continu durant une période d'exposition de 30 jours au chlorure d'ammonium. Cinq concentrations et 1 témoin ont été testés avec 4 répliques. Cinquante embryons (≤ 28 heures) ont été utilisés par réplique. Un suivi analytique des concentrations d'essai sous forme d'ammoniac total a été réalisé 2 fois par semaine et les concentrations en ammoniac non ionisé (NH₃) ont été dérivées à partir de celles-ci suivant la méthode de Thurston *et al.* (1979). La dureté, l'alcalinité et la concentration en oxygène dissous ont été mesurées une fois par semaine. Les éclosions ont été examinées et dénombrées deux fois par jour, les embryons morts étaient retirés des enceintes d'essai. Après éclosion totale (au 3ème jour d'essai), les survivants ont été déterminés une fois par jour, de même que la présence de larves déformées et les individus morts ont été ôtés. Les larves ont été nourries avec des *nauplii d'artémia ad libitum* 4 fois par jour. Au bout de 14 jours d'exposition, le nombre d'individus par enceinte d'essai a été réduit à 20 individus. A la fin de l'essai, tous les poissons survivants ont été pesés. La NOEC déterminée à partir des concentrations mesurées et par rapport aux poids des individus et au pourcentage de survivants obtenus au bout de 30 jours d'exposition à pH $7,76 \pm 0,72$ et $22,5^\circ\text{C} \pm 0,3$ est de $1,64 \pm 0,29$ mg (ammoniac total)/L, soit $0,05 \pm 0,009$ mg (N-NH₃)/L. Le taux de survie des œufs témoins était de 92,5 % à l'éclosion et le taux de survie des larves est de 100 % à la fin de l'essai.

Le protocole d'essai est relativement bien renseigné et globalement satisfaisant avec néanmoins certains paramètres qui s'écartent quelque peu de ceux recommandés par la Ligne directrice 210 de l'OCDE : la température devrait être de 28 °C, la durée de l'essai de 32 jours et la fréquence des apports alimentaires de 3 fois par jour. Par ailleurs, aucune information sur la concentration en oxygène dissous n'est fournie, mais il est indiqué que celle-ci a été contrôlée et mesurée chaque semaine. Compte tenu de ces remarques, l'essai est considéré comme valide sous restrictions (niveau de validité : 2).

AMMONIAC

Compartiment sédimentaire

Newton *al.* (2003) ont exposé des larves de *Lampsilis cardium* durant 10 jours à l'ammoniac. Les essais sont réalisés en flux dynamique dans des aquariums de 1,2 litres dont le fond est recouvert d'une couche de sable de silice de 1,5 cm puis de 3 cm de sédiment. Deux essais, durant lesquels les animaux ne sont pas nourris, sont réalisés à une température de $21 \pm 0,1^\circ\text{C}$ et $21,3 \pm 0,1^\circ\text{C}$, une concentration en oxygène dissous de $7,7 \pm 0,1$ et $7,8 \pm 0,1$ mg/L, un pH de $7,9 \pm 0,1$ et $8,1 \pm 0,1$, une alcalinité de 90 ± 4 et 75 ± 8 mg/L (CaCO_3), une dureté de 132 ± 1 et 123 ± 1 mg/L (CaCO_3) et une conductivité de $3\,502 \pm 24$ et $3\,640 \pm 41$ $\mu\text{S}/\text{cm}$. Six concentrations en ammoniac comprises entre 5,7 et 57,4 mg/L d'azote total sont testées avec 6 (premier essai) ou 3 (second essai) répliques. Un suivi analytique est réalisé. Dans ces conditions, les CL_{50} , $\text{CE}_{\text{proportion affectée}}$ et $\text{CE}_{\text{croissance 10 jours}}$ sont respectivement de 0,1396, 0,0991 et 0,0762 mg/L N-NH₃ lors du premier essai et de 0,0932, 0,0712 et 0,051 mg/L N-NH₃ lors du second essai.

Les essais sont relativement bien décrits mais les résultats obtenus pour chaque concentration ne sont pas indiqués. Un suivi analytique est réalisé. La durée des essais est courte mais est liée notamment à la durée de vie des larves dans les conditions de laboratoire. Le taux de survie des témoins est élevé. Les résultats sont exprimés en terme de CL_{50} . Les résultats sont considérés comme non valides (niveau de validité : 3).

4.2.2 Organismes terrestres

Aucune donnée n'est disponible sur la toxicité chronique de l'ammoniac sur les organismes terrestres comme les abeilles, les prédateurs, les parasites, les oiseaux et les mammifères (Santé Canada, 2005). De même, différents auteurs ont étudié la toxicité de l'ammoniac atmosphérique vis-à-vis des plantes. Toutefois, aucune étude fiable concernant l'étude de la toxicité par le sol n'a été répertoriée. Santé Canada (2005) indique que les végétaux utilisent l'ammonium comme élément nutritif, mais de fortes concentrations de ce composé peuvent leur être toxiques.

AMMONIAC

5. VALEURS SANITAIRES ET ENVIRONNEMENTALES

5.1 Classification - Milieu de travail

France : Arrêté du 20 avril 1994 relatif à la déclaration, la classification, l'emballage et l'étiquetage des substances chimiques complété jusqu'à la directive européenne 2004/73/CE de la Commission du 16 janvier 2009 portant la 31^e adaptation au progrès technique de la directive 67/548/CEE.

Ammoniac anhydre (n° CAS 7664-41-7)

Classification : R 10, T ; R23, C ; R34, N R50

Indication(s) de danger : T, N

Phrase(s) de risque : R 10, R 23, R 34, R50

Conseil(s) de prudence : S½, 9, 16, 26, 36/37/39, 45, 61

Limite de concentration :

- $C \geq 25\%$: T, N, R.23 - R 34 - R 50
- $5\% \leq C < 25\%$: T, R 23 - R 34
- $0,5\% \leq C < 5\%$: Xn, R 20 - R 36/37/38

Europe : Règlement (CE) N° 1272/2008 du parlement européen et du conseil du 16 décembre 2008 relatif à la classification, l'étiquetage et l'emballage des substances et des mélanges, modifiant et abrogeant les directives 67/548/CEE et 1999/45/CE et modifiant le règlement (CE) n° 1907/2006.

Ammoniac anhydre (n° CAS 7664-41-7)

Classification :

- code(s) des classes et catégories de danger : Gaz inflammable, catégorie 2 - Pression de gaz - Toxicité aiguë, catégorie 3, Corrosif pour la peau catégorie 1B, toxicité aiguë pour les organismes aquatiques catégorie 1
- codes (s) des mentions de danger : H221, H331, H314, H400

AMMONIAC

5.2 Nomenclature Installations classées (IC)

France : Décret n° 53-578 du 20 mai 1953 modifié relatif à la nomenclature des installations classées pour la protection de l'environnement mise à jour par le Ministère de l'écologie et du développement durable « Nomenclature des installations classées pour la protection de l'environnement » (2002).

La liste des rubriques mentionnées est indicative et ne se veut pas exhaustive.

Rubriques : 1135 -01136

5.3 Valeurs utilisées en milieu de travail - France

Notes documentaires INRS ED 984 (2008) Aide mémoire technique "Valeurs limites d'exposition professionnelle aux agents chimiques en France" et ND 2245-202-06 "Indices biologiques d'exposition".

- **Air** :
 - VME : 10 ppm (7 mg/m³)
 - VLCT (ou VLE) 20 ppm (14 mg/m³)
- **Indice biologique d'exposition** : non déterminé

5.4 Valeurs utilisées pour la population générale

5.4.1 Qualité des eaux de consommation

France : Décret n° 2001 - 1220 du 20 décembre 2001 relatif aux eaux destinées à la consommation humaine à l'exclusion des eaux minérales naturelles (JORF, 2001).

Non concerné.

UE : Directive 98/83/CE du Conseil du 3 novembre 1998 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine (JOCE, 1998).

Non concerné.

OMS : Directives de qualité pour l'eau de boisson (2008)

Non concerné.

5.4.2 Qualité de l'air

France :

- Décret n° 2002-213 du 15 février 2002 relatif à la surveillance de la qualité de l'air et de ses effets sur la santé et sur l'environnement, aux objectifs de qualité de l'air, aux seuils d'alerte et aux valeurs limites (JORF, 2002).

AMMONIAC

Non concerné.

- Décret n° 2003-1085 du 12 novembre 2003 relatif à la surveillance de la qualité de l'air et de ses effets sur la santé et sur l'environnement, aux objectifs de qualité de l'air, aux seuils d'alerte et aux valeurs limites (JORF, 2003).

Non concerné.

UE :

- Directive 1999/CE du Conseil du 22 avril 1999 relative à la fixation de valeurs limites pour l'anhydride sulfureux, le dioxyde d'azote et les oxydes d'azote, les particules et la plomb dans l'air ambiant (JOCE, 1999).

Non concerné.

- Directive 2000/69/CE du 16 novembre 2000 concernant les valeurs limites pour le benzène et le monoxyde de carbone dans l'air ambiant (JOCE, 2000).

Non concerné.

- Directive 2002/3/CE du Conseil du 12 février 2002 relative à l'ozone dans l'air ambiant (JOCE, 2002).

Non concerné.

- Directive 2004/107/CE du Conseil du 15 décembre 2004 concernant l'arsenic, le mercure, le nickel et les hydrocarbures aromatiques dans l'air ambiant (JOCE, 2005).

Non concerné.

OMS : Directives de qualité pour l'air (2000).

Non concerné.

5.4.3 Valeurs moyennes dans les milieux biologiques

Milieux Biologiques	Valeurs de référence
Sang	Non déterminé
Urine	Non déterminé
Cheveux	Non déterminé
Placenta	Non déterminé

AMMONIAC

5.5 Concentrations sans effet prévisible pour l'environnement (PNEC). Propositions de l'INERIS

5.5.1 Compartiment aquatique

Sur l'ensemble des résultats de toxicité aiguë répertoriés, les poissons et les stades précoces des invertébrés semblent les organismes les plus sensibles à l'ammoniac. De plus, comme indiqué par Johnson *et al.* (2007), les études répertoriées tendent à montrer que la toxicité de l'ammoniac pour les organismes marins est similaire à celle pour les organismes dulçaquicoles. Aucune donnée fiable pour les algues n'a été identifiée.

Des études de toxicité chronique ont été validées aussi bien pour le milieu dulçaquicole que pour le milieu marin. Ainsi, il peut être retenu une NOEC de 0,066 mg/L (N-NH₃ *Deleatidium* sp., Hickey *et al.*, 1999) et de 0,05 mg/L (N-NH₃, *Lepomis macrochirus*, Smith *et al.*, 1984) respectivement pour les invertébrés et les poissons dulçaquicoles. Pour ces organismes, en milieu marin, ces valeurs sont respectivement de 0,1 mg/L (N-NH₃ *Macrobrachium rosenbergii*, Wickens, 1976) et de 0,066 mg/L (N-NH₃, *Solea solea*, Alderson, 1979).

Toutefois, en utilisant l'ensemble des données vis-à-vis des organismes aquatiques, du fait de l'existence de 16 NOECs, la concentration affectant 5 % des espèces (HC₅) peut être calculée par une méthode statistique (Duboudin, 2003). En utilisant une distribution log-normale, la concentration affectant 5 % des espèces est de 0,037 mg/L (N-NH₃ intervalle de confiance : IC_{90%}= [0,026 ; 0,060]).

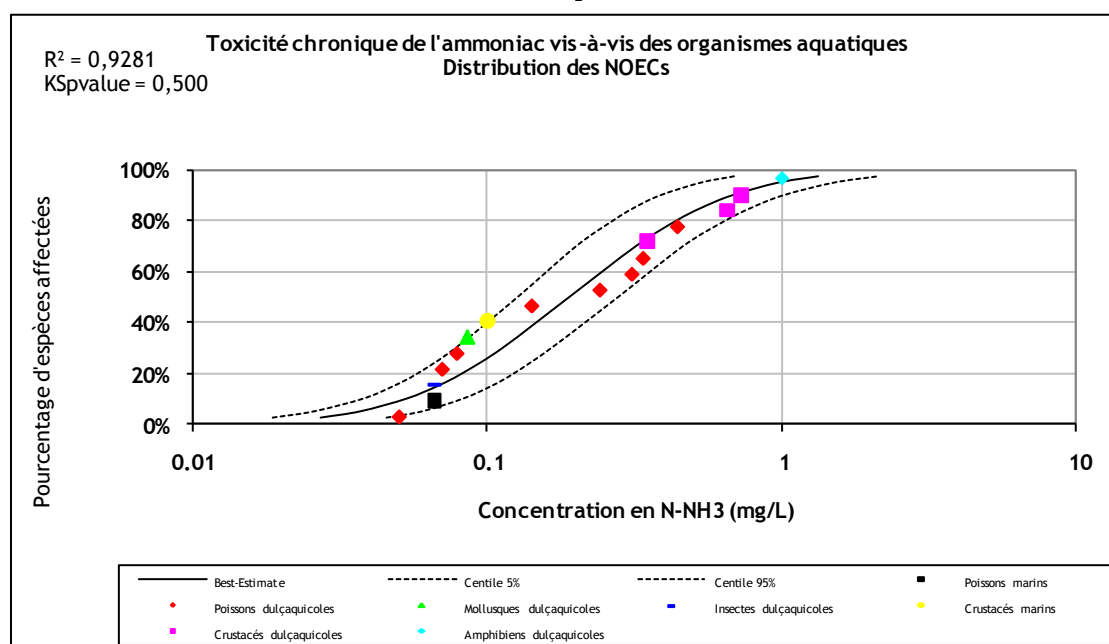


Figure 1 : Toxicité aiguë de l'ammoniac vis-à-vis des organismes aquatiques : Distribution des CL₅₀

AMMONIAC

Ainsi, pour la détermination de la PNEC,

- l'HC₅ ainsi calculée étant inférieure à l'ensemble des NOEC valides pour chaque espèce étudiée,
- l'ensemble des groupes taxonomiques sensibles (*i.e.* mollusques) dans les études de toxicité aiguë n'étant pas représenté,

il est proposé d'utiliser un facteur de sécurité de 5 : $PNEC_{\text{eau}} = 0,037/5$ soit : 0,074 mg/L (N-NH₃)

$$PNEC_{\text{eau}} = 7,4 \mu\text{g/L}$$

En utilisant la même matrice de données et conformément au TGD (CE, 2003), une PNEC_{aqua} peut être dérivée également en utilisant la méthode des facteurs de sécurité.

Dans ce cas, en mettant pour postulat que les algues ne sont pas le groupe le plus sensible, pour le milieu dulçaquicole, une PNEC_{eau} peut être dérivée en appliquant un facteur de 10 sur la NOEC la plus faible. $PNEC_{\text{eau dulçaquicole}} = 0,05/10$ soit :

$$PNEC_{\text{eau dulçaquicole}} = 0,005 \text{ mg/L soit } 5 \mu\text{g/L (N-NH}_3\text{)}$$

Pour le milieu dulçaquicole, la PNEC de 5 µg/L déterminée selon la méthode des facteurs de sécurité sera retenue, la PNEC déterminée selon la méthode d'extrapolation statistique étant supérieure. Toutefois, des études complémentaires seraient nécessaires pour conforter cette PNEC. En effet, les études de toxicité chronique ont montré que les stades embryo-larvaires des mollusques et des poissons et principalement les premières heures suivant la fécondation étaient particulièrement sensibles à l'ammoniac. Or ces données sont manquantes dans les études de toxicité chronique (Solbé et Shurben, 1989). C'est pourquoi, pour ce milieu, Johnson *et al.* (2007) ont proposé une PNEC de 1,1 µg/L (N-NH₃). Cette PNEC a été dérivée en appliquant un facteur de 2 pour la conversion d'une LOEC en NOEC puis d'un facteur de sécurité de 10. Toutefois, dans l'étude de Solbé et Shurben (1989) utilisée pour ce calcul, la LOEC 73 jours de 0,022 mg/L (N-NH₃) sur la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) induit un taux de mortalité de 67 %, ne permettant pas de dériver une PNEC conformément au TGD.

Pour le milieu marin, en mettant pour postulat que les algues ne sont pas le groupe le plus sensible, en l'absence de données chronique vis-à-vis des stades embryo-larvaires des mollusques, une PNEC_{eau marine} peut être dérivée en appliquant un facteur de 100 sur la NOEC la plus faible. $PNEC_{\text{eau marine}} = 0,066/100$ soit :

$$PNEC_{\text{eau marine}} = 0,00066 \text{ mg/L soit } 0,66 \mu\text{g/L (N-NH}_3\text{)}$$

AMMONIAC

5.5.2 Compartiment sédimentaire

Les essais valides sur des organismes du sédiment sont trop peu nombreux pour dériver une PNEC à partir des essais écotoxicologiques.

Cependant, en accord avec le TGD, il est possible de déterminer une PNEC pour le compartiment sédimentaire en utilisant la méthode du coefficient de partage. La PNEC sédiment est calculée en utilisant les valeurs du TGD relatives aux matières en suspension (MES).

$$PNEC_{mes} = (K_{mes-eau}/RHO_{mes}) \times (PNEC_{eau}) \times 1\,000$$

$$RHO_{mes} = \text{Densité des matières en suspension (humide) (valeur par défaut : } 1\,150 \text{ kg/m}^3\text{)}$$

$$K_{mes-eau} : \text{Coefficient de partage entre les MES et l'eau (3,375 m}^3\text{/m}^3\text{)}$$

$$= Feau_{mes} + Fsolid_{mes} \times Kp_{mes}/1\,000) \times RHO_{solid}$$

$$Feau_{mes} : \text{Fraction d'eau dans le sol (défaut : } 0,9 \text{ m}^3\text{/m}^3\text{)}$$

$$Fsolid_{mes} : \text{Fraction solide dans les MES (défaut : } 0,1 \text{ m}^3\text{/m}^3\text{)}$$

$$Kp_{mes} : \text{Coefficient de partage eau-MES (9,9 L/kg)}$$

$$\text{D'où : } PNEC_{mes} = 14,67 \text{ } \mu\text{g/kg MES humides} = 67,50 \text{ } \mu\text{g/kg MES secs.}$$

Soit :

$$PNEC_{mes} = 67,50 \text{ } \mu\text{g/kg MES secs}$$

La similitude des PNEC pour l'eau et les sédiments est induite par le fait que l'ammoniac étant soluble, il est peu susceptible de s'adsorber sur les matières en suspension. Cette évaluation est confirmée par l'observation que la toxicité de l'ammoniac dans l'eau interstitielle est similaire à celle observée dans la colonne d'eau. Ainsi, Newtown *et al.* (2003) obtiennent une CE₅₀ croissance 10 jours de 0,051 mg/L (N-NH₃) sur le bivalve *Lampsilis cardium*.

AMMONIAC

5.5.3 Compartiment sol

Une PNEC pour le compartiment sol peut également être déterminée en utilisant la méthode du coefficient de partage selon le TGD.

$$PNEC_{sol} = K_{sol-eau}/RHO_{sol} \times PNEC_{eau} \times 1\,000$$

RHO_{sol} = Densité du sol (humide) (valeur par défaut : 1 700 kg/m³)

$K_{sol-eau}$ = Coefficient de partage sol eau (1,80 m³/m³)

$$= Fair_{sol} \times K_{air-eau} + Feau_{sol} + Fsolid_{sol} \times (Kp_{sol} / 1\,000) \times RHO_{solid}$$

$K_{air-eau}$: Coefficient de partage entre l' air et l' eau (7,98)

$Fair_{sol}$: Fraction d' air dans le sol (défaut : 0,2 m³/m³)

$Feau_{sol}$: Fraction d' eau dans le sol (défaut : 0,2 m³/m³)

$Fsolid_{sol}$: Fraction solide dans le sol (défaut : 0,6 m³/m³)

Kp_{sol} : Coefficient de partage eau-sol (0,006 L/kg)

RHO_{solid} : Densité de la phase solide (défaut 2,5 kg/L)

D'où :

$$PNEC_{SOL} = 44,3 \mu\text{g/kg sol humide} = 50,2 \mu\text{g/kg sol sec}$$

Soit :

$$PNEC_{SOL} = 50,2 \mu\text{g/kg sol sec}$$

5.5.3 Compartiment terrestre

La PNEC de l'ammoniac pour le compartiment terrestre ne peut pas être estimée, aucune donnée pour les organismes terrestres comme les abeilles, les prédateurs, les parasites, les oiseaux et les mammifères n'étant disponible (Santé Canada, 2005).

AMMONIAC

6. MÉTHODES DE DÉTECTION ET DE QUANTIFICATION DANS L'ENVIRONNEMENT

6.1 Familles de substances

Composé gazeux.

6.2 Principes généraux

NH₃ étant la forme gazeuse, seules les méthodes pour le milieu « air » seront présentées dans cette partie.

6.2.1 Eau

Non applicable

6.2.2 Air

L'ammoniac peut être piégé :

- sur filtre de quartz imprégné d'une solution d'acide sulfurique,
- ou dans un tube garni de gel de silice traité à l'acide sulfurique,
- ou par barbotage dans une solution acide.

Pour les prélèvements sur filtre (Ø37 mm), il est préconisé de prélever à un débit de 1 L/min pour, un volume échantillonné de 60 à 240 L, dans le cas d'une comparaison à la VME, ou un temps d'échantillonnage de 15 minutes maximum, dans le cas d'une comparaison à la VLE.

Dans le cas du prélèvement sur un tube, les débits à utiliser doivent être compris entre 0,1 et 0,2 L/min pour un volume de prélèvement de 0,1 à 96 L.

Les durées de prélèvement par barbotage dépendront de la taille des barboteurs utilisés et des volumes de solution d'acide introduits. Pour réaliser un prélèvement, il est conseillé de placer deux barboteurs en série et de les analyser séparément afin de vérifier l'efficacité du système de piégeage (le rendement de piégeage doit être supérieur à 95 %).

AMMONIAC

Il est également possible de mesurer, en continu, les concentrations en ammoniac dans l'air à l'aide d'un spectromètre infra rouge à transformée de Fourier (IRTF). Le prélèvement s'effectue alors directement dans la cellule de détection du spectromètre, à des débits de prélèvements allant de 0,1 à 20 L/min. Le volume prélevé dépend de la cellule du IRTF qui est utilisée.

Extraction

Les ions ammonium piégés sur les filtres imprégnés ou dans les tubes précédemment décrits sont extraits en utilisant de l'eau déionisée.

Dosage

- Méthode utilisant la chromatographie ionique

Les solutions de désorption ou les solutions de barbotage sont filtrées puis analysées par chromatographie ionique couplée à un détecteur conductimétrique.

- Méthode utilisant la spectrophotométrie

Les ions ammonium sont indirectement dosés dans les solutions d'extraction ou les solutions de barbotage par colorimétrie en formant un bleu d'indophénol ($\lambda = 630$ ou 660nm) par ajout d'un réactif contenant de l'EDTA (acide éthylène diamine tétra acétique), du phénolate de sodium, de l'hypochlorite de sodium ainsi que du nitroprussiate de sodium ($\text{Na}_2[\text{Fe}(\text{CN})_5\text{NO}]$).

6.2.3 Sols

Non applicable

6.2.4 Autres compartiments

Non applicable

AMMONIAC

6.3 Principales méthodes

6.3.1 Présentation des méthodes

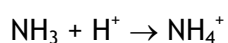
A) Métropol fiche 013 - Ammoniac et sels d'ammonium (août 2004)

Domaine d'application

La méthode « Métropol » décrite dans la fiche 013 a été validée pour la mesure de concentrations en ammoniac variant de 0,7 mg/m³ à 28 mg/m³, dans l'air des lieux de travail. Elle permet le dosage simultané de l'ammoniac et de la fraction inhalable des particules présentes dans l'air.

Principe

L'acide sulfurique, qui imprègne le filtre, réagit avec l'ammoniac selon l'équation :



Le sel d'ammonium ainsi formé est extrait avec de l'eau déionisée puis dosé par chromatographie ionique.

Interférences

Les pics du sodium et de l'ammonium sont proches. Une forte concentration en sodium peut donc perturber le dosage de traces d'ammonium.

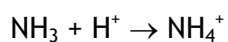
B) NIOSH 6016 - Ammonia by IC (mai 1996)

Domaine d'application

La méthode NIOSH 6016 a été validée pour la mesure de concentrations en ammoniac, dans l'air des lieux de travail, variant de 17 mg/m³ à 68 mg/m³, pour un volume de prélèvement de 30 L.

Principe

L'acide sulfurique, qui imprègne le gel de silice, réagit avec l'ammoniac selon l'équation :



AMMONIAC

Le sel d'ammonium ainsi formé est extrait avec de l'eau déionisée puis dosé par chromatographie ionique.

Interférences

La monoéthylamine, l'isopropylamine et la propylamine ont des temps de rétention proches des ions ammonium. En leur présence, il faut donc jouer sur la nature de l'éluant pour séparer les pics.

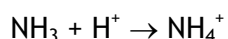
C) NIOSH 6015 - Ammonia (août 1994)

Domaine d'application

La méthode NIOSH 6015 a été validée pour la mesure de concentrations en ammoniac, dans l'air des lieux de travail, variant de 0.15 mg/m³ à 300 mg/m³, pour un volume de prélèvement de 10 L.

Principe

L'acide sulfurique, qui imprègne le gel de silice, réagit avec l'ammoniac selon l'équation :



Le sel d'ammonium ainsi formé est extrait avec de l'eau déionisée et forme un bleu d'indophénol par ajout d'un réactif contenant de l'EDTA, du phénolate de sodium, de l'hypochlorite de sodium ainsi que du nitroprussiate de sodium (Na₂[Fe(CN)₅NO]). Le bleu d'indophénol est dosé par spectrométrie visible ($\lambda = 630$ ou 660 nm).

Interférences

Aucune interférence n'a été identifiée.

6.3.2 Autres méthodes

non applicable.

AMMONIAC

6.3.3 Tableau de synthèse

	Air	Eaux	Sols	Autres compartiments
Prélèvement et pré-traitement	A, B, C			
Extraction	A, B, C			
Dosage	A, B, C			

AMMONIAC

7. BIBLIOGRAPHIE

Admiraal W. (1977) - Tolerance of estuarine benthic diatoms to high concentrations of ammonia, nitrite ion, nitrate ion and orthophosphate. *Mar Biol (Berlin)*, **43**, 4, 307-315.

Alabaster J.S., Shurben DG and Knowles G (1979) - The effect of dissolved oxygen and salinity on the toxicity of ammonia to smolts of salmon, *Salmo salar* L. *J Fish Biol*, **15**, 6, 705-712.

Alabaster J.S., Shurben D.G. and Mallett M.J. (1983) - The acute lethal toxicity of mixtures of cyanide and ammonia to smolts of salmon (*Salmo salar* L.) at low concentrations of dissolved oxygen. *J Fish Biol*, **22**, 2, 215-222.

Alderson R. (1979) - The effect of ammonia on the growth of juvenile Dover sole, *Solea solea* (L.) and turbot, *Scophthalmus maxiums* (L.). *Aquaculture*, **17**, 291-309.

Alpatov I.M. (1964) - A study of gaseous ammonia toxicity. *Gig Tr Prof Zabol*, **2**, 14-18.

Anderson K.B., Sparks R.E. and Paparo A.A. (1978) - Rapid assessment of water quality, using the fingernail clam, *Musculium transversum*. University of Illinois, Water Resources Center. Urbana, IL.

Aneja V.P., Murthy A.B., Battye W., Battye R. and Benjey W.G. (1998) - Analysis of ammonia as an important sediment-associated toxicant in the lower Fox river and Green Bay, Wisconsin. *Atmos Environ*, **9**, 313-322.

Ankley G.T., Schubauer-Berigan M.K. and Monson P.D. (1995) - Influence of pH and hardness on toxicity of ammonia to the amphipod *Hyalella Azteca*. *Can J Fish Aquat Sci*, **52**, 10, 2078-2083.

Appelman L.M., Ten Berge W.F. and Reuzel P.G.F. (1982) - Acute inhalation toxicity study of ammonia in rats with variable exposure periods. *Am Ind Hyg Assoc J*, **43**, 9, 662-665.

Arthur J.W., West C.W., Allen K.N. and Hedtke S.F. (1987) - Seasonal toxicity of ammonia to five fish and nine invertebrate species. *Bull Environ Contam Toxicol*, **38**, 2, 324-331.

Arwood R., Hammond J. and Ward G.G. (1985) - Ammonia inhalation. *J Trauma*, **25**, 5, 444-447.

AMMONIAC

ASTM (1997a) - Standard guide for conducting early life-cycle toxicity tests with fishes. Standard E1241 in vol. 11.05 of the annual book of ASTM Standards. American Society for Testing and Materials. West Conshohocken, PA.

ASTM (1997b) - Standard guide for conducting renewal life-cycle toxicity tests with *Daphnia magna*. Standard E1193 in vol. 11.05 of the annual book of ASTM Standards. American Society for Testing and Materials. West Conshohocken, PA.

ASTM (1997c) - Standard guide for conducting three-brood, renewal toxicity tests with *Ceriodaphnia dubia*. Standard E1295 in vol. 11.05 of the annual book of ASTM Standards. American Society for Testing and Materials. West Conshohocken, PA.

ATSDR (2004) - Toxicological profiles for Ammonia. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta, GA: U.S Department of Health and Human Services, Public Health Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxpro2.html>

Azoz Y. and Goldman J.C. (1982) - Free ammonia inhibition of algal photosynthesis in intensive cultures. *Appl Environ Microbiol*, **43**, 4, 735-739.

Baird R., Bottomley J. and Taitz H. (1979) - Ammonia toxicity and pH control in fish toxicity bioassays of treated wastewaters. *Water Res*, **13**, 2, 181-184.

Beare J.D., Wilson R.S. and Marsh R.J. (1988) - Ammonia burns of the eye: old weapon in new hands. *Br Med J*, **296**, 590.

Beauchamp E.G., Kidd G.E. and Thurtell G. (1982) - Ammonia volatilization from liquid dairy cattle manure in the field. *Can J Soil Sci*, **62**, 11-19.

Benyajati S. and Goldstein L. (1975) - Renal glutaminase adaptation and ammonia excretion in infant rats. *Am J Physiol*, **228**, 693-698.

Besser J.M., Ingersoll C.G., Leonard E.N. and Mount D.R. (1998) - Effect of zeolite on toxicity of ammonia in freshwater sediments: Implications for toxicity identification evaluation procedures. *Environ Toxicol Chem*, **17**, 11, 2310-2317.

Boardman G.D., Starbuck S.M., Hudgins D.B., Li X. and D.D. K. (2004) - Toxicity of ammonia to three marine fish and three marine invertebrates. *Environ Toxicol*, **19**, 2, 134-142.

Borgmann U. (1994) - Chronic toxicity of ammonia to the amphipod *Hyaella azteca* - Importance of ammonium ion and water hardness. *Environ Pollut*, **86**, 3, 329-335.

Boyd E.M., McLachlan M.L. and Perry W.F. (1944) - Experimental ammonia gas poisoning in rabbits and cats. *J Hyg Toxicol*, **26**, 1, 29-34.

AMMONIAC

Broderius S., Drummond R., Fiantdt J. and Russom C. (1985) - Toxicity of ammonia to early life stages of the smallmouth bass at four pH values. *Environ Toxicol Chem*, **4**, 1, 87-96.

Brown R.H., Duda G.D., Korkes S. and Handler P. (1957) - A colorimetric micromethod for determination of ammonia; the ammonia content of rat tissues and human plasma. *Arch Biochem Biophys*, **66**, 301-309.

Brownell C.L. (1980) - Water quality requirements for first feeding in marine fish larvae. 1. Ammonia nitrite and nitrate. *J Exp Mar Biol Ecol*, **44**, 269-283.

Buckley J.A. (1978) - Acute toxicity of unionized ammonia to fingerling coho salmon. *Progres Fish-Cultur*, **40**, 1, 30-32.

Buikema A.I.J., Cairns J.J. and Sullivan G.W. (1974) - Evaluation of *Philodina acuticornis* (Rotifera) as a bioassay organism for heavy metals. *Water Resour Bull*, **10**, 4, 648-661.

Burkhalter D.E. and Kaya C.M. (1977) - Effects of prolonged exposure to ammonia on fertilised eggs and sac fry of rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *Trans Am Fish Soc*, **106**, 5, 470-475.

Burns T.R., Mace M.L., Greenberg S.D. and Jachimczyk J.A. (1985) - Ultrastructure of acute ammonia toxicity in the human lung. *Am J Forensic Med Pathol*, **6**, 204-210.

Caddle S.H. (1985) - Seasonal variations in nitric acid, nitrate, strong aerosol acidity, and ammonia on an urban area. *Atmos Environ*, **19**, 1, 191-188.

Calamari D., Marchetti R. and Vailati G. (1981) - Effects of long-term exposure to ammonia on the developmental stages of rainbow trout (*Salmo gairdneri* Richardson). Rapport procès-verbal de la réunion du Conseil International pour l'Exploration de la Mer, **178**, 81-86.

CALTOX (2007) - Cité par le CEDRE (2006).

Castro A., Stulen I., Posthumus F.S. and De Kok L.J. (2006) - Changes in growth and nutrient uptake in *Brassica oleracea* exposed to atmospheric ammonia. *Ann Bot*, **97**, 1, 121-131.

CE (2003) - Technical Guidance Document on Risk Assessment in support of Commission Directive 93/67/EEC on risk assessment for new notified substances, Commission Regulation (EC) N° 1488/94 on risk assessment for existing substances, Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council the placing of biocidal products on the market. Luxembourg. CR-48-96-001-EN-C, CR-48-96-002-EN-C, CR-48-96-003-EN-C, CR-48-96-004-EN-C.

AMMONIAC

CEDRE (2006) - Guide d'intervention chimique. Centre de documentation de Recherche et d'Expérimentation sur les pollutions Accidentelles des Eaux ; p 68. http://www.cedre.fr/uk/publication/chemical/ammonia_gb.pdf

Champ M.A., Lock J.T., Bjork C.D., Klussmann W.G. and McCullough J.D.J. (1977) - Effects of anhydrous ammonia on a central Texas pond, and a review of previous research with ammonia in fisheries management. *Trans Am Fish Soc*, **102**, 1, 73-82.

Chen J.C., Ting Y.Y., Lin J.N. and Lin M.N. (1990a) - Lethal effects of ammonia and nitrite on *Penaeus chinensis* juveniles. *Mar Biol (Berlin)*, **107**, 3, 427-431.

Chen J.C., Liu P.C. and Lei S.C. (1990b) - Toxicities of ammonia and nitrite to *Penaeus monodon* larvae. *Aquaculture*, **89**, 127-137.

Chen J.C. and Lin C.Y. (1991) - Lethal effects of ammonia and nitrite on *Penaeus chinensis* Osbeck juveniles at two salinity levels *Comp Biochem Physiol C, Comp Pharmacol Toxicol*, **100**, 3, 477-482.

Chen J.C. and Lin C.Y. (1992) - Lethal effects of ammonia on *Penaeus chinensis* Osbeck juveniles at different salinity levels. *J Exp Mar Biol Ecol*, **156**, 1, 139-148.

CITEPA (2007) - Emissions dans l'air en France, métropole ; substances relatives à l'acidification, l'eutrophisation et à la pollution photochimique. Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique. Paris. P8-10. www.citepa.org

Close L.G., Catlin F.I. and Cohn A.M. (1980) - Acute and chronic effects of ammonia burns of the respiratory tract. *Arch Otolaryngol*, **106**, 151-158.

Cole T.J., Cotes J.E., Johnson G.R., Martin H.D., Reed J.W. and Saunders J.E. (1977) - Ventilation, cardiac frequency and pattern of breathing during exercise in men exposed to O-chlorobenzylidene malonitrile (CS) and ammonia gas in low concentrations. *Q J Exp Physiol Cogn Med Sci*, **62**, 4, 341-351.

Coon R.A., Jones R.A., Jenkins L.J.J. and Siegel J. (1970) - Animal inhalation studies on ammonia, ethylene, glycol, formaldehyde, dimethylamine and ethanol. *Toxicol Appl Pharmacol*, **16**, 646-655.

Couturier Y., Barbotin M., Bobin P. and Derrien J.P. (1971) - Three cases of toxic lung caused by vapors of ammonia and hydrogen sulfide. *Bull Soc Med Afr Noire Lang Fr*, **16**, 2, 250-252.

Crumpton W.G. and Isenhardt T.M. (1988) - Diurna patterns of ammonium and un-ionised ammonia in streams receiving secondary treatment effluent. *Bull Environ Contam Toxicol*, **40**, (4) 539-544.

AMMONIAC

Crutzen P.J. (1983) - Atmospheric interactions-homogeneous gas reactions of C, N and S containing compounds. In: Bolin B, Cook RB, eds. The major biogeochemical cycles and their interactions. J. W. Sons. Chichester, 67-113.

Dalham T. (1956) - Mucous flow and ciliary activity in the trachea of healthy rats and rats exposed to respiratory irritants gases (SO₂, NH₃, HCHO). *Acta Physiol Scand*, **36**, 123, 1-161.

De Boer L., Brouwer J.W., Van Hassel C.W., Levering P.R. and Dijkhuizen L. (1989) - Nitrogen metabolism in the facultative methylotroph *Arthrobacter* P1 grown with various amines or ammonia as nitrogen sources. *J Antonie Van Leeuwenhoek*, **56**, 3, 221-232.

Degraeve G.M., Overcast R.L. and Bergman H.L. (1980) - Toxicity of underground coal gasification condenser water and selected constituents to aquatic biota. *Arch Environ Contam Toxicol*, **9**, 5, 543-555.

Delistraty D.A., Carlberg J.M., Van Olst J.C. and Ford R.F. (1977) Ammonia toxicity in cultured larvae of the American lobster (*Homarus americanus*). In: *8th Annual Meeting of the World Mariculture Society*, San Jose, Costa Rica., Eds, 647-673.

Diekman M.A., Scheidt A.B., Sutton A.L., Green M.L., Clapper J.A., Kelly D.T. and van Alstine W.G. (1993) - Growth and reproductive performance, during exposure to ammonia, of gilts afflicted with pneumonia and atrophic rhinitis. *Am J Vet Res*, **54**, 12, 2128-2131.

Dodd K.T. and Gross D.R. (1980) - Ammonia inhalation toxicity in cats: a study of acute and chronic respiratory dysfunction. *Arch Environ Health*, **35**, 1, 6-14.

Dontsova K.M., Norton L.D. and Johnston C.T. (2005) - Calcium and Magnesium Effects on Ammonia Adsorption by soil clays. *Soil Sci Soc Am J*, **69**, 1225-1232.

Duboudin C. (2003) Species sensitivity weighted distribution software. *Electricité de France*.

Environment Agency (2007) - Proposed EQS for water Framework Directive Annex VIII substances: ammonia (un-ionised). Environment Agency/Sniffer. http://www.wfduk.org/stakeholder_reviews/stakeholder_review_1-2007/LibraryPublicDocs/sr12007-ammonia

Environment Canada (1993) - Styrene. Priority substances list assessment report. Canadian Environmental Protection Act. Canada Communication Group Publishing. Minister of Supply and Services. Ottawa.

AMMONIAC

Environnement Canada (1999) - Loi canadienne sur la protection de l'environnement, liste des substances d'intérêt prioritaire. Rapport d'évaluation : Ammoniac dans le milieu aquatique. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/hecs-sesc/pff/pubs/contaminants/psl2-lsp2/ammonia/ammonia_f.pdf

Epifano C.E. and Srna R.F. (1975) - Toxicity of ammonia, nitrite ion, nitrate ion, and orthophosphate to *Mercenaria mercenaria* and *Crassostrea virginica*. *Mar Biol (Berlin)*, **33**, 3, 241-246.

Evans J.W. (1979) The construction and use of a continuous-flow bioassay apparatus to determine a preliminary un-ionized ammonia 96-h LC₅₀ for the crayfish, *Orconectes nais*. University of Kansas (USA).

Fairchild J.F., Allert A.L., Sappington L.C. and Waddell B. (2005) - Chronic toxicity of un-ionized ammonia to early life-stages of endangered colorado pikeminnow (*Ptychocheilus lucius*) and razorback sucker (*Xyrauchen texanus*) compared to the surrogate fathead minnow (*Pimephales promelas*) *Arch Environ Contam Toxicol*, **49**, 3, 378-384.

Fangmeier A., Hadwiger-Fangmeier A., van Der Eeden L. and Jäger HJ. (1994) - Effects of atmospheric ammonia on vegetation. *Environ Pollut*, **86**, (1) 43-82.

Franklin F.L. (1978) - The acute toxicity of ammonia to brown shrimps and fish. Internal report. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food (MAFF). London.

Frazier B.E., Naimo T.J. and Sandheinrich M.B. (1996) - Temporal and vertical distribution of total ammonia nitrogen and un-ionized ammonia nitrogen in sediment pore water from the Upper Mississippi River. *Environ Toxicol Chem*, **15**, 2, 92-99.

Fürst P., Josephson B., Maschio G. and Vinnars E. (1969) - Nitrogen balance after intravenous and oral administration of ammonium salts to man. *J Appl Phys*, **26**, 13-22.

Gaafar H., Girgis R., Hussein M. and el-Nemr F. (1992) - The effect of ammonia on the respiratory nasal mucosa of mice. *Acta Otolaryngol*, **112**, 2, 339-342.

Georges A., Bang R.L., Lari A.R. Gang R.K. and Kanjoor J.R. (2000) - Liquid ammonia injury. *Burns*, **26**, 4, 409-413.

Georgii H.W. and Gravenhorst G. (1977) - The ocean source as source or sink of relative trace gases. *Pure Appl Geophys*, **115**, 503-511.

Gersich F.M., Hopkins D.L., Applegath S.L., Mendoza C.G. and Milazzo D.P. (1985) The sensitivity of chronic endpoints used in *Daphnia magna* Straus life-cycle tests.

AMMONIAC

In: Aquatic Toxicology and Hazard Assessment: Eighth Symposium, Philadelphia, PA, R. C. Bahner and D. J. Hansen Eds, 245-252.

Gilliam J.W., Daniels R.B. and Lutz J.F. (1974) - Nitrogen content of shallow ground water in the North Carolina Coastal Plain. *J Environ Qual*, **3**, 2, 147-151.

Greenstein D.J., Alzadjali S. and Bay S.M. (1995) - Toxicity of ammonia to purple sea urchin (*Strongylocentrotus purpuratus*) embryos. Southern California Coastal Water Research Project (SCCWRP). Westminster, CA.

Gupta B.N., Khanna R.N. and Data K.K. (1979) - Toxicological studies of ammonium sulfamate in rat after repeated oral administration. *Toxicology*, **13**, 45-49.

Harader R.R. and Allen G.H. (1983) - Ammonia toxicity to Chinook salmon parr: reduction in saline water. *Trans Am Fish Soc*, **112**, 6, 834-837.

Hazel C.R., Thomsen W. and Meith S.J. (1971) - Sensitivity of striped bass and stickleback to ammonia in relation to temperature and salinity. *California Fish Game*, **57**, 3, 138-153.

Hazel R.H., Burkhead C.E. and Huggins D.G. (1979) - The development of water quality criteria for ammonia and total residual chlorine for the protection of aquatic life in two Johnson County, Kansas streams. Office of Water Research and Technology, US Department of the Interior. Washington DC.

Helmers S., Top F.H. and Knapp L.W. (1971) - Ammonia injuries in agriculture. *J Iowa Med Soc*, **61**, 271-280.

Heifer U. (1971) - Casuistic contribution to acute lethal inhalation poisoning by ammonia. *Lebensversicher.* **22**, 60-62. (German).

Hendriks A.J. and Stouten M.D.A. (1993) - Monitoring the response of microcontaminants by dynamic *Daphnia magna* and *Leuciscus idus* assays in the Rhine Delta: biological early warning as a useful supplement. *Ecotoxicol Environ Saf*, **26**, 3, 265-279.

Herbert D.W. and Shuben D.S. (1965) - The susceptibility of salmonid fish to poisons under estuarine conditions. II. Ammonium chloride. *Int J Air Water Pollut*, **9**, 89-91.

Hickey C.V., Golding L.A., Martin M.L. and Croker G.F. (1999) - Chronic toxicity of ammonia to New Zealand freshwater invertebrates: a mesocosm study. *Arch Environ Contam Toxicol*, **37**, 3, 338-351.

Hickey C.V. and Martin M.L. (1999) - Chronic toxicity of ammonia to the freshwater bivalve *Sphaerium novaezelandiae*. *Arch Environ Contam Toxicol*, **36**, 1, 38-46.

AMMONIAC

Hilado C.J., Casey C.J. and Furst A. (1977) - Effect of ammonia on swiss albino mice. *J Combust Toxicol*, 4, 385-388.

Holness D.L., Purdham J.T. and Nethercott J.R. (1989) - Acute and chronic respiratory effects of occupational exposure to ammonia. *Am Ind Hyg Assoc J*, 50, 646-650.

Holt G.J. and Arnold C.R. (1983) - Effects of ammonia and nitrite on growth and survival of red drum eggs and larvae. *Trans Am Fishs Soc*, 112, 314-318.

HSDB (2000) - Hazardous Substances Data Bank, Ammonia, National Library of Medicine. <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search/f?./temp/~KgbyvD:1>

HSDB (2005) - Hazardous Substances Data Bank, Ammonia National Library of Medicine. <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search/f?./temp/~KgbyvD:1>

Hutchinson G.L., Mosier A.R. and Andre C.E. (1982) - Ammonia and amine emissions from a large cattle feedlot. *J Environ Qual*, 11, 288-293.

Industrial Bio-Test Laboratories (1973) - Report to International Institute of Ammonia Refrigeration: Irritation threshold evaluation study with ammonia. IBT No 1973-663-03161.

INERIS (2003) - Seuil de toxicité aiguë : Ammoniac (NH₃). <http://www.ineris.fr/>

INERIS (2006) - Etat des lieux de la contamination des milieux aquatiques par les substances dangereuses. Campagne exceptionnelle 2005. <http://www.ineris.fr>.

INRA (2002) - Mesurer les émissions d'ammoniac dues à l'activité agricoles. <http://www.inra.fr/>

INRS (1997) - Fiche toxicologique n° 16 - Ammoniac et ses solutions aqueuses. Institut National de Recherche et de Sécurité. <http://www.inrs.fr/>

INRS (2006) - Note documentaire n° 2245-202-06 - Indices biologiques d'exposition. Institut National de Recherche et de Sécurité. <http://www.inrs.fr/>

INRS (2008) - Aide mémoire technique n°984 - Valeurs limites d'exposition professionnelle aux agents chimiques en France. Institut National de Recherche et de Sécurité. <http://www.inrs.fr/>

Ip Y.K., Leong M.W.F., Sim M.Y., Goh G.S., Wong W.P. and Chew S.F. (2005) - Chronic and acute ammonia toxicity in mudskippers, *Periophthalmodon schlosseri* and *Boleophthalmus boddarti*: brain ammonia and glutamine contents, and effects of methionine sulfoximine and MK801, *J Exp Biol*, 208, 1993-2004.

AMMONIAC

IUCLID (2000) - Ammonia, anhydrous, European Chemicals Bureau International Uniform Chemical Information Database. <http://ecb.jrc.it/esis/>

Janicki R.H. (1970) - Renal adaptation during chronic NH₄Cl acidosis in the rat: No role for hyperplasia. *Am J Physiol*, **219**, 613-618.

Jarudi M.D. and Golden M.D. (1973) - Ammonia eye injuries. *J Iowa Med Soc*, **63**, 260-263.

JOCE (1998) - Directive 98/83/CE du conseil du 3 novembre 1998 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine. *J Off Com Europ.*

JOCE (1999) - Directive 1999/30/CE du conseil du 22 avril 1999 relative à la fixation de valeur limites pour l'anhydride sulfureux, le dioxyde d'azote, les particules de plomb dans l'air ambiant. *J Off Com Europ.*

JOCE (2000) - Directive 2000/69/CE du parlement européen et du conseil du 16 novembre 2000 concernant les valeurs limites pour le benzène et le monoxyde de carbone dans l'air ambiant. *J Off Com Europ.*

JOCE (2001) - Commission Directive 2001/59/EC, 28th time Council directive 67/548EEC. *Off J Europ Com.*

JOCE (2002) - Directive 2002/3/CE du parlement européen et du conseil du 12 février 2002 relative à l'ozone dans l'air ambiant. *J Off Com Europ.*

JOCE (2004) - Commission Directive 2004/73/EC, 29th time Council directive 67/548EEC. *Off J Europ Com.*

JOCE (2005) - Directive 2004/107/CE du parlement européen et du conseil du 15 décembre 2004 concernant l'arsenic, le cadmium, le nickel et les hydrocarbures polycycliques aromatiques dans l'air ambiant. *J Off Com Europ*

Jofre M.B. and Karasov W.H. (1999) - Direct effect of ammonia on three species of North American anuran amphibians. *Environ Toxicol Chem*, **18**, 8, 1806-1812.

Johnson I., Sorokin N., Atkinson C., Rule K. and Hope S.J. (2007) - Proposed EQS for water framework directive annex VIII substances: ammonia. Environmental Agency. Bristol. Report SCHO0407BLVT-E-E, 77.

JORF (2001) - Décret n°2001-1220 du 20 décembre 2001 relatif aux eaux destinées à la consommation humaine, à l'exclusion des eaux minérales naturelles *J Off Rép Franç.*

JORF (2002) - Décret n°2002-213 du 15 février 2002 portant transposition de la directive 1999/30/CE du conseil du 22 avril 1999 et 2000/69/CE du parlement

AMMONIAC

européen et du conseil du 16 novembre 2000 et modifiant le décret n°98-360 du 6 mai 1998 relatif à la surveillance de la qualité de l'air et de ses effets sur la santé et sur l'environnement, aux objectifs de la qualité de l'air, aux seuils d'alerte et aux valeurs limites. *J Off Rép Franç.*

JORF (2003) - Décret n°2003-1085 du 12 novembre 2003 portant transposition de la directive 2002/3/CE du conseil du 12 février 2002 et modifiant le décret n°98-360 du 6 mai 1998 relatif à la surveillance de la qualité de l'air et de ses effets sur la santé et sur l'environnement, aux objectifs de la qualité de l'air, aux seuils d'alerte et aux valeurs limites. *J Off Rép Franç.*

Kapeghian J.C., Mincer H.H., Jones A.B., Verlangieri A.J. and Waters I.W. (1982) - Acute inhalation toxicity of ammonia in mice. *Bull Environ Contam Toxicol*, **29**, 3, 371-378.

Kido K., Watanabe Y., Nakamura Y. and Okamura T. (1991) - Effect of ammonia on the survival of red sea bream, *Pagrus major* eggs and larvae. (Résumé en Anglais). *Aquiculture (Suisan Zoshoku)*, **39**, 4, 353-362.

Kirk Othmer (2004) - Encyclopedia of Chemical Technology. Acetaldehyde. J Wiley & Sons Ed. New York. **2**, 679-710.

Klein J., Olson K.R. and McKinney H.E. (1985) - Caustic injury from household ammonia. *Am J Emerg Med*, **3**, 320.

Koenig H. and Koenig R. (1949) - Production of acute pulmonary edema by ammonium salts. *Proc Soc Exp Biol Med*, **70**, 3, 375-380.

Kohn N.P., Word J.Q., Niyogi D.K., Ross L.T., Dillon T. and Moore D.W. (1994) - Acute toxicity of ammonia to four species of marine amphipod. *Mar Environ Res*, **38**, 1, 1-15.

Krainara T. (1988) Effects of ammonia on walking catfish, *Clarias batrachus* (Linnaeus). Abstract. Faculty of Fisheries, Kasertart University, Bangkok, Thailand.

Krajenbrink G.J.K., Ronen D., van Duijvenbooden W., Magaritz M. and Weaver D. (1988) - Monitoring of recharge water quality under woodland. *J Hydrol*, **98**, 83-102.

Kumar N.J. and Krishnamoorthi K.P. (1983) - Evaluation of toxicity of ammoniacal fertiliser effluents. *Environ Pollut, A, Ecol Biol*, **30**, 1, 77-86.

Landhal H.D. and Herrmann R.G. (1950) - Retention of vapors and gases in the human nose and lung. *Arch Ind Hyg Occup Med*, **1**, 36-45.

AMMONIAC

Leuven R.E.W. and Schuurkes J.A.A.R. (1984) - Effects of acid precipitation sulfur and nitrogen on weakly buffered waters lox nutriments. The Neverland, Laboratory of aquatic Ecology, University and Ministry of housing, Physical Planning and Environment, 131.

Levine J.S., Augustsson T.R. and Hoell J.M. (1980) - The vertical distribution of tropospheric ammonia. *Geophy Res Lett*, **7**, (5) 317-320.

Liebhart W.C., Golt C. and and Tupin J. (1979) - Nitrate and ammonium concentrations of ground water resulting from poultry manure applications. *J Environ Qual*, **8**, 211-215.

Lin G. (1992) - The toxicity of ammonia on the larvae of the bay scallop, *Argopecten irradians*. *J Shellfish Res*, **11**, 1, 200-201.

Lin H.P., Charmantier G. and Trilles J.P. (1991) - Ammonia toxicity to different developmental stages of *Penaeus japonicus* (Crustacea, Decapoda) and its effects on osmoregulation., **312**, No. 3, 99-105. *CR Acad Sci Serie III, Sciences de la Vie*, **312**, 3, 99-105.

Linden E., Bengtsson B.E., Svanberg O. and Sundstrom G. (1979) - The acute toxicity of 78 chemicals and pesticide formulations against two brackish water organisms, the bleak (*Alburnus alburnus*) and the harpacticoid (*Nitocra spinipes*). *Chemosphere*, **11**, 12, 843-851.

Lopez G., Dean B.S. and Krenzelok E.P. (1988) - Oral exposure to ammonia inhalants: a report of 8 cases. *Vet Hum Toxicol*, **30**, 350.

Lotspeich W.D. (1965) - Renal hypertrophy in metabolic acidosis and its relation to ammonia excretion. *Am J Physiol*, **208**, 1135-1142.

Loubet B. (2000) - Modélisation du dépôt sec d'ammoniac atmosphérique à proximité des sources. Thèse de l'Université Paul Sabatier (Toulouse) et de l'INRA(Versailles-Grignon). p60.

MacEwen J., Theodore J. and Vernot E.H. (1970) - Human exposure to EEL concentration of monoethylhydrazine. Wright-Patterson air force base (OH): Systemed corp. Report, AMRL-TR-1970; 70-102,23.

MacEwen J.D. and Vernot E.H. (1972) - Toxic Hazards Research Unit annual technical report. Wright-Patterson Air Force Base (OH): Aerospace Medical Division , Aerospace Medical Research Laboratory Report. AMRLTR7262.

Malacea I. (1966) - Contributions to knowledge of the cyanide, ammonia, mercury and arsenic toxic action on some species of fishes and on *Daphnia*. *Stud Prot Epurare*

AMMONIAC

Apelot *Inst Stud Cercet Hidrotehnice*, 7, 2, 751-792. Cité par *Biol Abstr* 1969, 50,92715

Mallett M.J. and Sims I. (1994) Effects of ammonia on the early life stages of carp (*Cyprinus carpio*) and roach (*Rutilus rutilus*). vol, In: *Sublethal and Chronic Effects of Pollutants on Freshwater Fish*, 19. R. Muller and R. Lloyd Eds. (Londres)

Markham R.S. (1987) Review of damages from ammonia spills. vol 27, In: *Ammonia plant safety*, Eds, 137-149. (Boston USA)

Mayes M.A., Alexander H.C., Hopkins D.L. and Latvaitis P.B. (1986) - Acute and chronic toxicity of ammonia to freshwater fish: a site specific study. *Environ Toxicol Chem*, 5, 5, 437-442.

McCormick J.H., Broderius S.J. and Fiandt J.T. (1984) - Toxicity of ammonia to early life stages of the green sunfish *Lepomis cyanellus*. (with erratum). *Environ Pollut*, 36, 2, 147-163.

Meade M.E. and Watts S.A. (1995) - Toxicity of ammonia, nitrite, and nitrate to juvenile Australian crayfish, *Cherax quadricarinatus*. *J Shellfish Res*, 14, 2, 341-346.

Meylan W.M. and Howard P.H. (1995) - Atom/fragment contribution method for estimating octanol-water partition coefficients. *J Pharm Sci*, 84, 83-92.

Mikolajkow J. (2003) - Laboratory methods of estimating the retardation factor of migrating mineral nitrogen compounds in shallow groundwater. *Geological Quarterly*, 47, 1, 91-97.

Millea T.P., Kucan J.O. and Smoot E.C. (1989) - Anhydrous ammonia injuries. *J Burn Care Rehab*, 10, 5, 448-453.

Miller G.R., Shrimp G.F., Andrews H.O., Nimmo D.W. and Iley E.S. (1981) - Effect of domestic wastewater on trout in Dillon Reservoir, Colorado. Paper presented at the American Society for Testing Materials (ASTM) Symposium on Aquatic Toxicology, 1981, St. Louis, MO.

Mount D.I. (1982) - Memorandum to R.C. Russo. August 6, Cité par U.S. EPA, 1999.

Mummert A.K., Neves R.J., Newcomb T.J. and Cherry D.S. (2003) - Sensitivity of juvenile freshwater mussels (*Lampsilis fasciola*, *Villosa iris*) to total and un-ionized ammonia. *Environ Toxicol Chem*, 22, 11, 2545-2553.

National Pollutant Inventory Substance Profile (2004) - Ammonia. Department of Environment, Waters, Heritage and the Arts. Canberra, Australia.

AMMONIAC

Newton T.J., Allran J.W., O'Donnell J.A., Bartsch M.R. and Richardson W.B. (2003) - Effects of ammonia on juvenile unionid mussels (*Lampsilis cardium*) in laboratory sediment toxicity tests. *Environ Toxicol Chem*, **22**, 11, 2554-2560.

Nicely P.A., Phillips B.M., Anderson B.S., Hunt J.W., Huntley S.A., Tjeerdema R.S., Palmer F.H. and Carley S. (2000) - Tolerance of several marine toxicity test organisms to ammonia and artificial salts. Poster Presentation at the 21st Annual SETAC Meeting. Nashville, TN.

Nimmo D.W.R., Link D., Parrish L.P., Rodriguez G.J., Wuerthele W. and Davies P.H. (1989) - Comparison of on-site and laboratory toxicity tests: Derivation of site-specific criteria for un-ionized ammonia in a colorado transitional stream. *Environ Toxicol Chem*, **8**, 12, 1177-1189.

OEHHA (1999a) - Appendix D2 - Acute RELs and toxicity summaries using the previous version of the hot spots risk assessment guidelines. Office of Environmental Health Hazard Assessment

http://www.oehha.ca.gov/air/hot_spots/2008/AppendixD2_final.pdf#page=8.

OEHHA (1999b) - Appendix D3 - Chronic RELs and toxicity summaries using the previous version of the hot spots risk assessment guidelines. Office of Environmental Health Hazard Assessment

http://www.oehha.ca.gov/air/hot_spots/2008/AppendixD3_final.pdf#page=19.

OMS IPCS (1986) - Environmental Health Criteria n° 54 : Ammonia. World Health Organisation, International Programme on chemical Safety. <http://www.inchem.org/fullist.htm>.

OMS (2000) - Air Quality Guidelines for Europe. Copenhagen. 2nd.

OMS (2008) - Guidelines for drinking-water quality. Third edition incorporating the first and second addenda. Volume 1: recommendations. Geneva.

Ostrensky A., Marchiori M.A. and Poersch L.H. (1992) - Aquatic toxicity of ammonia in the metamorphosis of post-larvae *Penaeus paulensis* Perez-Farfante, 1967. *Anais Acad Bras Cienc*, **64**, 40, 383-389.

Parkhurst B.R., Bradshaw A.S., Forte J.L. and Wright G.P. (1979) - An evaluation of the acute toxicity to aquatic biota of a coal conversion effluent and its major components. *Bull Environ Contam Toxicol*, **23**, 1, 349-356.

Pitts R.F. (1971) - The role of ammonia production and excretion in regulation of acid-base balance. *N Engl J Med*, **284**, 32-38.

PMRA (2005) - Regulatory note: Anhydrous Ammonia. Pest Management regulatory Agency, Health Canada, p30.

AMMONIAC

Price S.K., Hughes J.E., Morrison S.C. and Potgieter P.D. (1983) - Fatal ammonia inhalation - A case report with autopsy findings. *S Afr Med J*, **64**, 24, 952-955.

Prokop'eva A.S., Yushkov G.G. and Ubashev I.O. (1973) - Materials for a toxicological characteristic of the one-time effect of ammonia on the organisms of animals after brief exposures. *Gig Tr Prof Zabol*, **6**, 56-57.

Przytocha-Jusiak M. (1976) - Growth and survival of *Chlorella vulgaris* in high concentrations of nitrogen. *Acta Microbiol Pol*, **25**, 3, 287-289.

Rajagopal R. (1978) - Impact of land use on ground water quality in the Grant Traverse Bay Region og Michigan. *J Environ Qual*, **7**, (1) 93-98.

Rao T.S., Rao M.S. and Prasad S.B.S.K. (1975) - Median tolerance limits of some chemicals to the fresh water fish "Cyprinus carpio". *Indian J Environ Health*, **17**, 2, 140-146.

Redner B.D. and Stickney R.R. (1979) - Acclimatization to ammonia by *Tilapia aurea*. *Trans Am Fish Soc*, **108**, 4, 383-388.

Reinbold K.A. and Pescitelli S.M. (1982a) - Effects of cold temperature on toxicity of ammonia to rainbow trout, bluegills and fathead minnows. Illinois Natural History Survey. Champaign, IL.

Reinbold K.A. and Pescitelli S.M. (1982b) - Effects of exposure to ammonia on sensitive life stages of aquatic organisms. Illinois Natural History Survey. Champaign, IL.

Rice S.D. and Bailey J.E. (1980) - Survival, size and emergence of pink salmon, *Oncorhynchus gorbuscha*, alevins after short- and long-term exposure to ammonia. *Fish Bull*, **78**, 3, 641-648.

Richard D., Jouany J.M. and Boudene C. (1978) - Acute toxicity of ammonia gas in the rabbit by inhalation. *C R Acad Hebd Seances Acad Sci Ser D*, **287**, 375-378.

Richardson J. (1991) - Acute toxicity of ammonia to juvenile inanga (*Galaxias maculatus*). *N Z J Mar Freshwater Res*, **25**, 3, 327-330.

Rodriguez S.B., Alonso-Gaite A. and Alvare-Benedi J. (2005) - Characterization of Nitrogen Transformations, Sorption and Volatilization processes in Urea Fertilized soils. *Vadose zone J*, **4**, 329-336.

Rosage T.F., Schutsky R.M. and Rapp K.M. (1979) - Toxicity of un-ionized ammonia to the spotfin shiner (*Notropis spilopterus*). *Proc Pennsylvania Acad Sci*, **53**, 39-42.

AMMONIAC

Roseboom D.P. and Richey D.L. (1977) - Acute toxicity of residual chlorine and ammonia to some native Illinois fishes. Illinois State Water Survey. Urbana, IL.

Rosenbaum A.M., Walner D.L., Dunham M.E. and Holinger L.D. (1998) - Ammonia capsule ingestion causing upper aerodigestive tract injury. *Otolaryngol Head Neck Surg*, **119**, 6, 678-680.

Rubin A.J. and Elmaraghy G.A. (1977) - Studies on the toxicity of ammonia, nitrate and their mixtures to guppy fry. *Water Res*, **11**, 10, 927-935.

Salvatore F., Bocchinti V. and Cimino F. (1963) - Ammonia intoxication and its effects on brain ammonia levels. *Biochem Pharmacol*, **12**, 1-6.

Santé Canada (2005) - Ammoniac anhydre. Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire, note réglementaire, 25, REG 2005-03. Ottawa (Ontario).

Schaerdel A.D., White W.J., Lang C.M., Dvorchik B.H. and Bohner K. (1983) - Localized and systemic effects of environmental ammonia in rats. *Lab Anim Sci*, **33**, 1, 40-45.

Scheller J.L. (1997) The effect of die-offs of asian clams (*Corbicula fluminea*) on native freshwater mussels (*Unionidae*). *Virginia Polytechnic Institute and State University*. Blackburg (Virginia USA)

Schubauer-Berigan M.K., Monson P.D., West C.W. and Ankley G.T. (1995) - Influence of pH on the toxicity of ammonia to *Chironomus tentans* and *Lumbriculus variegatus*. *Environ Toxicol Chem*, **14**, 4, 713-717.

Seegal B.C. (1927) - Chronic acidosis in rabbits and in dogs. *Arch Intern Med*, **39**, 550-563.

Seitzinger S.P. (1987) - Nitrogen biochemistry in an unpolluted estuary: The importance of benthic denitrification. *Mar Ecol Prog Ser*, **41**, 177-186.

Servizi J.A. and Gordon R.W. (1990) - Acute lethal toxicity of ammonia and suspended sediment mixtures to Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). *Bull Environ Contam Toxicol*, **44**, 4, 650-656.

Shedd T.R., Widder M.W., Toussaint M.W., Sunket M.C. and Hull E. (1999) - Evaluation of the annual killifish *Nothobranchius guentheri* as a tool for rapid acute toxicity screening. *Environ Toxicol Chem*, **18**, 10, 2258-2261.

Shimkin M.B., de Lorimier A.A., Mitchell J.R. and Burroughs T.P. (1954) - Appearance of carcinoma following single exposure to a refrigeration ammonia-oil mixture. *Arch Ind Hyg Occup Med*, **9**, 186-193.

AMMONIAC

Silver S.D. and McGrath F.P. (1948) - A comparison of acute toxicities of ethylene amine and ammonia to mice. *J Ind Hyg Toxicol*, **30**, 7-9.

Silverman L., Whittenberger J.L. and Muller J. (1949) - Physiological response of man to ammonia in low concentrations. *J Ind Hyg Toxicol*, **31**, 74-78.

Smith C.E. and Piper R.G. (1975) Lesions associated with chronic exposure to ammonia. vol 497-517, In: *The Pathology of Fishes*, W. E. Ribelin and G. Migaki Eds.

Smith W.E., Roush T.H. and Fiandt J.T. (1984) - Toxicity of ammonia to early life stages of Bluegill (*Lepomis macrochirus*). US-EPA. Duluth, MN.

Snell T.W. (1991) - New rotifer bioassays for aquatic toxicology. United States Army Medical Research and Development Command, Fort Detrick. Frederick, MD.

Snell T.W. and Personne G. (1989) - Acute toxicity bioassays using rotifers. II. A freshwater test with *Brachionus rubens*. *Aquat Toxicol*, **14**, 1, 81-92.

Sobonya R. (1977) - Fatal anhydrous ammonia inhalation. *Hum Pathol*, **8**, 293-299.

Söderlund R. and Svensson B.H. (1976) - The global nitrogen cycle. In: Svensson B.H. and Söderlund R. Ed. Nitrogen, phosphorus, and sulfur: global sources, Stockholm, pp 23-76. Scope Report n° 7. *Ecol Bull* n° 221

Solbé J.F.d.L.G. and Shurben D.G. (1989) - Toxicity of ammonia to early life stages of rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *Water Res*, **23**, 1, 127-129.

Sparks R.E. and Sandusky M.J. (1981) - Identification of factors responsible for decreased production of fish food organisms in the Illinois and Mississippi Rivers. River Research Laboratory, Illinois Natural History Survey. Havana, IL.

Spiller H. and Shanmugam K.T. (1987) - Physiological conditions for nitrogen fixation in a unicellular marine cyanobacterium, *Synechococcus* sp. strain SF1. *J Bacteriol*, **169**, 12, 5379-5384.

Stammer H.A. (1953) - The effect of hydrogen sulphide and ammonia on characteristic animal forms in the saprobial system (en Allemand). *Vom Wasser*, **20**, 34-71.

Stevenson T.J. (1977) The effects of ammonia, pH and salinity on the white perch, *Morone Americana*. PhD Thesis. *University of Rhode Island*.

Summers J.M. (1998) Response of artificially and naturally transformed juvenile mussels, *Utterbackia imbecilis* to environmental contaminants. MS thesis, *Clemson University*.

AMMONIAC

Summerskill W.H.J. and Wolpert E. (1970) - Ammonia metabolism in the gut. *Am J Clin Nutr*, **23**, 5, 633-639.

Suthersan S. and Ganczarczyk J.J. (1986) - Inhibition of nitrite oxidation during nitrification some observations. *Water Pollut Res J Can*, **21**, 2, 257-266.

Swigert J.P. and Spacie A. (1983) - Survival and growth of warmwater fishes exposed to ammonia under low flow conditions. National Technical Information Service. Springfield, Virginia.

Syracuse Research Corporation (2008) - Data from SRC Physprop Database. Syracuse Research Corporation.

<http://esc.syrres.com/interkow/webprop.exe>.

Thurston R.V., Russo R.C. and Smith C.E. (1978) - Acute toxicity of ammonia and nitrite to cutthroat trout fry. *Trans Am Fish Soc*, **107**, 2, 361-368.

Thurston R.V., Russo R.C. and Emerson K. (1979) - Aqueous ammonia equilibrium-tabulation of percent un-ionized ammonia. Environmental Research Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency. Duluth, MN.

Thurston R.V. and Russo R.C. (1981) - Acute toxicity of ammonia to golden trout (*Salmo aguabonita*) and mottled sculpin (*Cottus bairdi*). Fisheries Bioassay Laboratory, Montana State University. Bozeman, MT.

Thurston R.V., Phillips G.R. and Russo R.C. (1981a) - Increased toxicity of ammonia to rainbow trout (*Salmo gairdneri*) resulting from reduced concentrations of dissolved oxygen. *Can J Fish Aqu Sci*, **38**, 8, 983-988.

Thurston R.V., Russo R.C. and Vinogradov G.A. (1981b) - Ammonia toxicity to fishes: effect of pH on the toxicity of the un-ionized ammonia species. *Environ Sci Technol*, **15**, 7, 837-840.

Thurston R.V. and Russo R.C. (1983) - Acute toxicity of ammonia to rainbow trout. *Trans Am Fish Soc*, **112**, 5, 696-704.

Thurston R.V., Russo R.C. and Phillips G.R. (1983) - Acute toxicity of ammonia to fathead minnows. *Trans Am Fish Soc*, **112**, 5, 705-711.

Thurston R.V. and Meyn E.L. (1984) - Acute toxicity of ammonia to five fish species from the northwest United States. Fisheries Bioassay Laboratory, Montana State University. Bozeman, MT.

AMMONIAC

Thurston R.V., Russo R.C., Luedtke R.J., Smith C.E., Meyn E.L., Chakoumakos C., Wang K.C. and Brown C.J.D. (1984a) - Chronic toxicity of ammonia to rainbow trout. *Trans Am Fish Soc*, 113, 1, 56-73.

Thurston R.V., Luedtke R.J. and Russo R.C. (1984b) - Toxicity of ammonia to freshwater insects of three families Fisheries Bioassay Laboratory, Montana State University.

Thurston R.V., Russo R.C., Meyn E.L., Zajdel R.K. and Smith C.E. (1986) - Chronic toxicity of ammonia to fathead minnows. *Trans Am Fish Soc*, 115, 2, 196-207.

Toth B. (1972) - Hydrazine, methylhydrazine sulfate carcinogenesis swiss mice. Failure of ammonium hydroxyde to interfere in the development of tumors. *Int J Cancer*, 9, 109-118.

Ullmann (1996) - Ammonia, VCH. 5th, vol A2, pp. 143-231.

US EPA (1984) - Ambient water quality criteria for ammonia. United States Environmental Protection Agency. Washington, DC.
<http://www.epa.gov/superfund/sites/npl/hrsres/tools/scdm.htm>

US EPA (1986) - Ambient water quality criteria for dissolved oxygen. National Technical Information Service, U.S. EPA. Springfield, VA.
<http://www.epa.gov/superfund/sites/npl/hrsres/tools/scdm.htm>

US EPA (IRIS) (1991) - Ammonia - Reference concentration for chronic oral inhalation exposure (RfD). U.S. Environmental Protection Agency - Integrated Risk Information System
<http://www.epa.gov/iris/subst/0422.htm>.

US EPA (1993) - Refinements of current PSDDA bioassays. Surface Water Branch, US EPA Region X. Seattle, WA.
<http://www.epa.gov/superfund/sites/npl/hrsres/tools/scdm.htm>

US EPA (1998) - Update of ambient water quality criteria for ammonia. United States Environmental Protection Agency. Washington, DC.
<http://www.epa.gov/superfund/sites/npl/hrsres/tools/scdm.htm>

US EPA (1999) - Update of ambient water quality criteria for ammonia. United States Environmental Protection Agency. Washington, DC.
<http://www.epa.gov/superfund/sites/npl/hrsres/tools/scdm.htm>

US EPA (2006) - Superfund Chemical Data Matrix. Ammonia Appendix A.
<http://www.epa.gov/superfund/sites/npl/hrsres/tools/scdm.htm>

AMMONIAC

Vaughn R.E. and Simco B.A. (1977) - Effects of ammonia on channel catfish, *Ictalurus punctatus*. *ASB Bull*, 24, 2, 92.

Venkataramiak A., Lakshmi G.J., Best C., Gunter G., Hartwig E. and Wilde P. (1981) - Studies on toxicity of OTEC plant components on marine animals from the Gulf of Mexico. National Technical Information Service. Springfield, VA.

Verberk M.M. (1977) - Effects of ammonia in volunteers. *Int Arch Occup Environ Health*, 39, 73-81.

Vinokurova M.K. and Mal'Kova V.B. (1963) - Toxicology of the selective herbicide ammonium sulfamate. *Gig Tr Prof Zabol*, 7, 5, 56-57.

Wallace D.P. (1978) - Atmospheric emissions and control ICI. Agricultural division. Billingham, England.

Walton M. (1973) - Industrial ammonia gassing. *Br J Ind Med*, 30, 78-86.

Wang X. (1989) - Tolerance of the blood cockle (*Anadara granosa*) and philippini clam (*Ruditapes philippinarum* Adams et Reeve) to ammonia in sediments. (Résumé en Anglais). *Mar Sci*, 6, 51-54.

Watton A.J. and Hawkes H.A. (1984) - The acute toxicity of ammonia and copper to the gastropod *Potamopyrgus jenkinsi* (Smith). *Environ Pollut, A, Ecol Biol*, 36, 1, 17-29.

Weatherby J.H. (1952) - Chronic toxicity of ammonia fumes by inhalation. *Proc Soc Exp Biol Med*, 81, 300-301.

Weedon F.R., Hartzell A. and Setterstrom C. (1940) - Toxicity of ammonia, chlorine, hydrogen cyanide, hydrogen sulphide, and sulphur dioxide gases V. Animals. *Contrib Boyce Thompson Inst*, 11, 365-385.

Weiser J.R. and Mackenroth T. (1989) - Acute inhalatory mass ammonia intoxication with fatal course. *Exp Pathol*, 37, 1-4, 291-295.

Wickens J.F. (1976) - The tolerance of warm-water prawns to recirculated water. *Aquaculture*, 9, 19-37.

Williams T.D. and Brown B.R.H. (1992) - The acute and chronic toxicity of ammonia to the marine copepod *Tisbe battagliai*. ICI Group Experimental Laboratory. Brixham, Devon. Report, No BL440/B.

Willingham T. (1987) - Acute and short-term chronic ammonia toxicity to fathead minnows (*Pimephales promelas*) and *Ceriodaphnia dubia* using laboratory dilution water and lake mead dilution water. US EPA. Denver, CO.

AMMONIAC

Withers J. (1986) - The letal toxicity of ammonia Institution of chemical Engineers. Loughborough, England. Report 6.1-6.27.

Wolaver T.C. (1972) - Distribution of natural and anthropogenic elements and levels in precipitation across The US: theory and quantitative models, Chapel Hill, North Carolina, University of North Carolina. 75.

Xu J., Ma X., Hou W. and Han X. (1994) - Effects of temperature and ammonia on silver carp, bighead carp, grass carp and common carp (Résumé en Anglais). *China Environ Sci*, 14, 3, 214-218.

Yang G.Y., Tominack R.L. and Deng J.F. (1987) - An industrial mass ammonia exposure. *Vet Hum Toxicol*, 29, 476-477.

Zissu D. (1995) - Histopathological changes in the respiratory tract of mice exposed to ten families of airborne chemicals. *J Appl Toxicol*, 15, 3, 207-213.

AMMONIAC

8. ADDENDUM

ADDENDUM 1 (2011 / VTR)

1. Introduction

Le présent addendum modifie la partie de la fiche de données toxicologiques et environnementales du paragraphe 3.4.

2. Nouvelle version du paragraphe 3.4.

2.4. Valeurs toxicologiques de référence

Une Valeur toxicologique de référence (VTR) est établie 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 dont la notoriété internationale est variable.

3.4.1. Valeurs toxicologiques de référence de l'ATSDR, l'OEHHA, l'OMS, le RIVM, Santé Canada et l'US EPA

3.4.1.1 Effets à seuil

Valeurs toxicologiques de référence pour des effets avec seuil

Substances chimiques	Source	Voie d'exposition	Facteur d'incertitude	Valeur de référence	Année de révision
Ammoniac (7664-41-7)	OEHHA	Inhalation (aiguë) 1 h	3	REL = 4,5 ppm (3,2 mg.m ⁻³)	1999
	ATSDR	Inhalation (aiguë)	30	MRL = 1,7 ppm (1,2 mg.m ⁻³)	2004
	ATSDR	Inhalation (chronique)	30	MRL = 0,1 ppm (0,07 mg.m ⁻³)	2004
	US EPA	Inhalation (chronique)	30	RfC = 0,1 mg.m ⁻³ (0,14 ppm)	1991

AMMONIAC

	OEHHA	Inhalation (chronique)	10	REL = 0,3 ppm (0,2 mg.m ⁻³)	2000
--	-------	---------------------------	----	---	------

Justification scientifique des valeurs toxicologiques de référence

Inhalation

Exposition aiguë

L'OEHHA propose un REL de 4,5 ppm (3,2 mg.m⁻³) pour une exposition aiguë de 1 heure par inhalation à l'ammoniac (OEHHA, 1999).

Cette valeur est basée sur 4 études chez l'homme (Industrial Bio-Test Laboratories 1973 ; MacEwen *et al.*, 1970 ; Silverman *et al.*, 1949 ; Verberk, 1977). De ces études, une benchmark concentration BMC₀₅ de 13,6 ppm est déterminée.

Facteur d'incertitude : Un facteur d'incertitude de 3 est retenu pour tenir compte de la différence de sensibilité au sein de l'espèce humaine.

Calcul : non précisé

L'ATSDR propose un MRL de 1,7 ppm (1,2 mg.m⁻³) pour une exposition aiguë par inhalation à l'ammoniac (ATSDR, 2004).

Cette valeur est basée sur une étude chez le volontaire sain aux concentrations de 50 - 80 - 110 ou 140 ppm (35 - 57- 78 ou 99 mg.m⁻³) d'ammoniac (Verberk, 1977). De cette étude, une LOAEC de 50 ppm (35 mg.m⁻³) est déterminée pour une irritation modérée des yeux, du nez et de la gorge pour une exposition de 2 heures.

Facteur d'incertitude : Un facteur d'incertitude de 30 est retenu, qui comprend un facteur de 10 pour tenir compte de la différence de sensibilité au sein de l'espèce humaine, et un facteur de 3 pour tenir compte de l'utilisation d'une LOAEC.

Calcul : 50 ppm x 1/30 = 1,667 ppm (arrondi à 1,7 ppm)

Exposition chronique

L'ATSDR propose un MRL de 0,1 ppm (0,07 mg.m⁻³) pour une exposition chronique par inhalation à l'ammoniac (ATSDR, 2004).

Cette valeur est basée sur une étude épidémiologique chez des ouvriers exposés professionnellement à l'ammoniac (Holness *et al.*, 1989). De cette étude, une NOAEC de 9,2 ppm est déterminée en l'absence d'effet pulmonaire. Le MRL est calculé à partir d'une NOAEC ajustée de 8,52 ppm pour tenir compte de l'aspect discontinu de l'exposition (8 h/24 h, 5 j/7 j).

Facteur d'incertitude : Un facteur d'incertitude de 30 est retenu, qui comprend un facteur de 10 pour tenir compte de la différence de sensibilité au sein de l'espèce humaine, et d'un

AMMONIAC

facteur supplémentaire de 3 pour tenir compte du manque de données sur la reproduction et le développement.

Calcul : $9,2 \text{ ppm} \times (8 \text{ j}/24 \text{ j}) \times (5 \text{ j}/7 \text{ j}) \times 1/30 = 0,073 \text{ ppm}$ (arrondi à 0,1 ppm)

L'US EPA propose un RfC de $0,1 \text{ mg.m}^{-3}$ (0,14 ppm) pour une exposition chronique par inhalation à l'ammoniac (US EPA (IRIS), 1991).

Cette valeur est basée sur une étude épidémiologique chez des ouvriers exposés professionnellement à l'ammoniac (Holness *et al.*, 1989). De cette étude, une NOAEC de 9,2 ppm ($6,4 \text{ mg.m}^{-3}$) est déterminée en l'absence d'effet pulmonaire. Une NOAEC ajustée de $2,3 \text{ mg.m}^{-3}$ est calculée pour tenir compte de l'aspect discontinu de l'exposition ($10 \text{ m}^3/20 \text{ m}^3$, 5 j/7 j).

Facteur d'incertitude : Un facteur d'incertitude de 30 est retenu qui comprend un facteur de 10 pour tenir compte de la différence de sensibilité au sein de l'espèce humaine et d'un facteur supplémentaire de 3 pour tenir compte du manque de données sur la reproduction et le développement.

Calcul : $6,4 \text{ mg.m}^{-3} \times (10 \text{ m}^3/20 \text{ m}^3) \times (5 \text{ j}/7 \text{ j}) \times 1/30 = 0,076 \text{ mg.m}^{-3}$ (arrondi à $0,1 \text{ mg.m}^{-3}$)

Indice de confiance : La confiance dans l'étude source, la base de données et la valeur élaborée est moyenne.

L'OEHHA propose un REL de $0,3 \text{ ppm}$ ($0,2 \text{ mg.m}^{-3}$) pour une exposition chronique par inhalation à l'ammoniac.

Cette valeur est basée sur l'étude de Holness *et al.*, (1989) déjà retenue par l'ATSDR et l'US EPA. De cette étude, une NOAEC de 9,2 ppm ($6,4 \text{ mg.m}^{-3}$) est déterminée en l'absence d'effet pulmonaire. Une NOAEC ajustée de $2,3 \text{ mg.m}^{-3}$ est calculée pour tenir compte de l'aspect discontinu de l'exposition ($10 \text{ m}^3/20 \text{ m}^3$, 5 j/7 j).

Facteur d'incertitude : Un facteur d'incertitude de 10 est retenu pour tenir compte de la différence de sensibilité au sein de l'espèce humaine.

Calcul : $6,4 \text{ mg.m}^{-3} \times (10 \text{ m}^3/20 \text{ m}^3) \times (5 \text{ j}/7 \text{ j}) \times 1/10 = 0,228 \text{ mg.m}^{-3}$ (arrondi à $0,2 \text{ mg.m}^{-3}$)

3.4.1.2 Effets sans seuil

Non concerné.

AMMONIAC

3.4.2. Valeurs toxicologiques de référence retenues par l'INERIS

Effets	Substances chimiques	Voie d'exposition	Facteur d'incertitude	Valeur de référence	Année de révision
A seuil	Ammoniac (7664-41-7)	Inhalation (aiguë)	30	MRL = 1,7 ppm (1,2 mg.m ⁻³)	ATSDR, 2004
		Inhalation (chronique)	10	REL = 0,2 mg.m ⁻³ (0,3 ppm)	OEHHA, 2000

Justification scientifique du choix des Valeurs Toxicologiques de Référence

De manière générale, les REL de l'OEHHA pour des expositions de 1 à 8 heures correspondent à des seuils accidentels et ne sont pas retenus par l'INERIS dans ces choix de VTR.

L'INERIS propose de retenir la valeur de 1,2 mg.m⁻³ pour une exposition aiguë à l'ammoniac par inhalation.

Cette valeur est basée sur la valeur de l'ATSDR qui est la seule VTR disponible. L'étude source est une étude chez le volontaire sain, de bonne qualité. La construction de la VTR est claire et les facteurs d'incertitude appliqués de manière raisonnée.

L'INERIS propose de retenir la valeur de 0,2 mg.m⁻³ pour une exposition chronique à l'ammoniac par inhalation.

Trois organismes proposent une valeur (ATSDR, OEHHA et US EPA) en se basant sur la même étude (Holness *et al.*, 1989). Les différences dans le calcul résident au niveau de l'ajustement au temps et les facteurs d'incertitude retenus. Pour les ajustements au temps, l'US EPA préfère prendre en compte les volumes respiratoires ce qui est plus précis. Pour les facteurs d'incertitude, l'US EPA et l'ATSDR retiennent un facteur global de 30 pour tenir compte des différences de sensibilité dans l'espèce humaine et un facteur de 3 du fait de l'absence de données sur la reproduction. Ce dernier facteur n'est pas retenu par l'OEHHA et comme il ne paraît pas justifié, c'est donc la valeur de l'OEHHA qui est retenue.

AMMONIAC

Bibliographie

ATSDR (2004) - Toxicological profiles for Ammonia. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta, GA: U.S Department of Health and Human Services, Public Health Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxpro2.html>.

Holness D.L., Purdham J.T. and Nethercott J.R. (1989) - Acute and chronic respiratory effects of occupational exposure to ammonia. *Am Ind Hyg Assoc J*, **50**, 646-650.

Industrial Bio-Test Laboratories I. (1973) - Report to International Institute of Ammonia Refrigeration:

Irritation threshold evaluation study with ammonia. IBT No 1973;663-03161 .

MacEwen J., Theodore J. and Vernot E.H. (1970) - Human exposure to EEL concentration of monoethylhydrazine. Wright-Patterson air force base (OH): Systemed corp. AMRL-TR-1970; 70-102,23.

Silverman L., Whittenberger J.L. and Muller J. (1949) - Physiological response of man to ammonia in low concentrations. *J Ind Hyg Toxicol*, **31**, 74-78.

US EPA (IRIS) (1991) - Ammonia - Reference concentration for chronic oral inhalation exposure (RfD). U.S. Environmental Protection Agency - Integrated Risk Information System

<http://www.epa.gov/iris/subst/0422.htm>.

Verberk M.M. (1977) - Effects of ammonia in volunteers. *Int Arch Occup Environ Health*, **39**, 73-81.