

CHLORURES – n° CAS : 16887-00-6

VALEUR GUIDE ENVIRONNEMENTALE – EAUX DOUCES DE SURFACE

EAU DOUCE

Moyenne Annuelle dans l'eau : $VGE_{EAU-DOUCE} =$ **30 mg Cl⁻/L ***

fondée sur la proposition de norme de qualité pour la protection des organismes aquatiques

Pour les chlorures, seules la norme de qualité pour la protection des organismes aquatiques et pour la protection de la santé humaine vis-à-vis de la consommation d'eau de boisson ont été déterminées. La norme de qualité la plus faible parmi elles correspond à la norme de qualité pour la protection des organismes aquatiques. C'est donc cette valeur de 30 mg Cl⁻/L qui est retenue par l'INERIS comme Valeur Guide Environnementale (VGE) pour les chlorures dans les eaux douces de surface. Elle correspond à une valeur en-deçà de laquelle 95 % ou plus des espèces aquatiques seront protégées, y compris les espèces de mollusques bivalves identifiées comme les plus sensibles d'après les données disponibles. Elle ne tient pas compte des concentrations de fond géochimique en chlorures, est supérieure à la médiane des concentrations mesurées en phase aqueuse dans les eaux françaises d'après l'extraction des données depuis la base Naïades, et correspondrait au 75^{ème} percentile de la distribution de ces valeurs.

** Cette valeur seuil générique pour toutes les masses d'eaux ne tient pas compte du fond géochimique des chlorures et a été fixée à 30 mg Cl⁻/L notamment pour permettre la protection des espèces de mollusques d'eaux douces. Il pourrait donc être justifié de considérer une valeur seuil de 45 mg Cl⁻/L (application d'un AF de 2 au lieu de 3, cf. dans ce document), à dire d'experts, pour des sites spécifiques, par exemple dans le cas de sites où il serait démontré que les mollusques bivalves sont parfaitement absents, ou qu'ils ne sont plus présents suite à une évolution des écosystèmes (cf. changements climatiques).*

Le chlore est un élément essentiel pour la vie aquatique et terrestre. Il représente l'anion extracellulaire le plus important chez les animaux. L'ion chlore est très mobile et traverse très facilement les membranes cellulaires, ce qui en fait un élément essentiel des équilibres cellulaires (équilibre osmotique et hydrique et équilibre acide-bases des tissus chez les animaux). De récentes études ont démontré que les ions chlore jouent notamment un rôle crucial dans les fonctions rénales, neurophysiologiques et de nutrition.

Bien que les chlorures soient un élément essentiel au maintien des fonctions physiologiques, des concentrations élevées dans les milieux aquatiques peuvent provoquer des effets néfastes chez les végétaux et les animaux, et notamment perturber l'osmorégulation des organismes, avec pour conséquence des effets sur la survie, la croissance et / ou la reproduction des individus et populations. En outre, même s'il est connu que la distribution des ions chlorures dans les milieux aquatiques varient en fonction de nombreux paramètres (température, oxygène dissous, concentrations en sulfate, dureté, etc.), il existe peu d'études permettant de précisément qualifier l'effet de ces facteurs confondants. Ainsi, il a été décidé de proposer une Valeur Guide Environnementale (VGE) indépendamment de l'influence possible de ces paramètres, basée dans un premier temps simplement sur des données de toxicité issues de tests réalisés avec exposition à des sels de chlore, et selon la méthodologie européenne de détermination des normes de qualité environnementale classiquement appliquée par l'INERIS pour la détermination des VGE (E.C., 2018).

IDENTIFICATION DE LA SUBSTANCE

Le terme « chlorures » désigne l'ensemble des sels que forme l'anion chlore (Cl^-) avec certains atomes chargés positivement, ou cations, tels que l'ion sodium (Na^+), l'ion potassium (K^+), l'ion magnésium (Mg^{2+}) et l'ion calcium (Ca^{2+}). Les formes de chlorures les plus largement retrouvées en phase aqueuse sont en effet NaCl , KCl , et MgCl_2 (utilisation pour le salage et le déneigement des routes), et dans une moindre mesure CaCl_2 (utilisation comme dépoussiérants pour route), AlCl_3 et FeCl_3 (utilisation pour le traitement des eaux) (CCME, 2011).

Toutes les formes de chlorures sont très solubles dans l'eau, se dissocient facilement, et tendent à persister dans l'eau sous leur formes ioniques (par exemple Na^+ et Cl^- pour la dissociation du sel NaCl) une fois dissous dans l'eau).

Par conséquent, l'élément correspondant aux « chlorures » mesuré dans les cours d'eau et plans d'eau par les Agences de l'Eau en France est l'ion chlore (Cl^-). **La Valeur Guide Environnementale proposée dans ce document, bien que basée sur des concentrations issues de tests réalisés après exposition des organismes vivants au chlorure de sodium (cf. infra), s'applique à tous les chlorures. Elle est exprimée en $\text{mg Cl}^-/\text{L}$.**

| | | | |
|---|--|--|---------------------------|
| Substance chimique et Numéro CAS | Chlorures, notamment NaCl , KCl , CaCl_2 et MgCl_2 | | |
| | Cl | Atome de chlore | 7782-50-0 |
| | Cl^- | Anion chlore | 16887-00-6 |
| | NaCl | Chlorure de sodium | 7647-14-5 |
| | KCl | Chlorure de potassium | 7447-40-7 |
| | CaCl_2 | Dichlorure de calcium | 10043-52-4 (anhydre) |
| | | | 10035-04-8 (Dihydrate) |
| | | | 25094-02-4 (Tétrahydrate) |
| MgCl_2 | Dichlorure de magnésium | 7774-34-7 (Hexahydrate) | |
| | | 7786-30-3 (anhydre) 7791-18-6 (hexahydrate) | |
| Structure moléculaire | Exemple : Na^+ Cl^- | | |

EVALUATIONS EXISTANTES ET INFORMATIONS REGLEMENTAIRES

| | |
|--|--|
| Evaluations existantes | Pas d'évaluation réglementaire existante connue |
| Phrases de risque et classification | Non inclus à l'Annexe VI du Règlement (CE) No 1272/2008 (C.E., 2008) |
| Effets endocriniens | Les chlorures ne sont pas cités dans la stratégie communautaire concernant les perturbateurs endocriniens (E.C., 2004) ni dans le rapport d'étude de la DG ENV sur la mise à jour de la liste prioritaire des perturbateurs endocriniens à faible tonnage (Petersen <i>et al.</i> , 2007). |
| Critères PBT / POP | Les chlorures ne sont pas cités dans les listes PBT/vPvB ¹ (C.E., 2006) ou POP ² (PNUE, 2001). |
| Normes de qualité existantes | <p><u>Norme de qualité pour la protection des organismes aquatiques :</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - <u>Canada</u>: 120* mg Cl⁻ /L (CCME, 2011) - <u>IOWA</u>: 178 x [dureté]^{0.2} x [sulphates]^{-0.07} mg Cl⁻ /L (Iowa Department of Natural Resources, 2009) - <u>Pays-Bas</u>: 94 mg Cl⁻ /L (RIVM, Verbruggen <i>et al.</i>, 2008) - <u>British Columbia</u>: 150 mg Cl⁻ /L (Nagpal, 2003) - <u>USA</u>: 230 mg Cl⁻/L (US-EPA, 1988) <p><u>Norme de qualité pour la protection de la santé humaine via la consommation d'eau potable :</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - Union Européenne : 250 mg/L (C.E., 1998) |
| Mesure de restriction | - |
| Substance(s) associée(s) | - |

* sauf exception sur des zones où sont inventoriées 2 espèces de mollusques protégées et particulièrement sensibles.

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

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

PROPRIETES PHYSICO-CHIMIQUES ET COMPORTEMENT DANS L'ENVIRONNEMENT (PERSISTANCE, DISTRIBUTION)

| | Valeurs | Source |
|--|---|----------------------|
| <u>Poids moléculaire [g/mol]</u> | Cl- 35,45 NaCl 58,44 CaCl ₂ 110,99 KCl 74,55 MgCl ₂ 95,21 | - |
| Hydrosolubilité [mg/L] | Toutes les formes de chlorures sont très solubles dans l'eau | |
| | Hydrosolubilité à 0°C | |
| | NaCl 357000 | Evans et Frick, 2001 |
| | CaCl ₂ 371000 | |
| | KCl 344000 | |
| MgCl ₂ 543000 | | |
| Pression de vapeur [Pa] | Non significatif / non pertinent, compte tenu de la très grande hydrosolubilité des chlorures dans l'eau. | |
| Constante de Henry [Pa.m³/mol] | | |
| Log du coefficient de partage Octanol-eau (log Kow) | | |
| Coefficient de partage carbone organique-eau (Koc) [L/kg] | | |
| Constante de dissociation (pKa) | | |

Toutes les formes de chlorures sont très solubles dans l'eau, se dissocient facilement, et tendent à persister dans l'eau sous leur formes ioniques (par exemple Na⁺ et Cl⁻ pour la dissociation du sel NaCl) une fois dissous dans l'eau), et l'ion chlore, très mobile dans l'eau, est non susceptible d'être soumis à des réactions chimiques. C'est pourquoi il ne subit aucun phénomène de biodégradation, de précipitation ou de dissipation significatif vers d'autres compartiments (atmosphérique, sédimentaire, biote). Par conséquent, son hydrosolubilité est grande et il se concentre dans l'eau, l'eau interstitielle et les couches superficielles du sédiment (Mayer *et al.*, 1999 ; Evans et Frick, 2001).

Compte tenu de cela, ses capacités de bioconcentration, de bioaccumulation et de bioamplification sont négligeables.

ECOTOXICITE ET TOXICITE

ORGANISMES AQUATIQUES

ECOTOXICITE

Influence des différents sels sur la toxicité des chlorures (CCME, 2011)

La toxicité des sels de chlore pour les organismes aquatiques diffère significativement en fonction du sel considéré, et donc du cation accompagnant l'anion chlore. Les tests réalisés avec les sels de chlore les plus connus (NaCl, KCl, CaCl₂ et MgCl₂) démontrent que (i) KCl est le sel de chlore le plus toxique, devant MgCl₂ et CaCl₂, alors que NaCl est le moins toxique (cf. Tableau 1 ci-dessous) et que (ii) la toxicité de KCl et MgCl₂ serait plutôt due aux cations, quand celle de NaCl et CaCl₂ serait plutôt due à l'anion chlore. Compte tenu de ces observations, il est plus pertinent d'étudier la toxicité des chlorures sur la base de test effectué avec exposition au CaCl₂ ou au NaCl. Les données d'exposition au CaCl₂ n'étant pas assez nombreuses, seules le jeux de données NaCl a été reporté ci-après dans l'évaluation pour la détermination de la VGE.

Tableau 1 – Toxicité relative des sels de chlorures de potassium, de magnésium, de calcium et de sodium pour les organismes d'eau douce, exprimées en mg d'ion chlore par litre d'eau (Source : CCME, 2011).

| Organismes | Durée (h) | Critère d'effet | Concentration en ion Cl ⁻ (mg Cl ⁻ /L) | | | |
|---------------------------------------|-----------|------------------|--|-------------------|-------------------|-------|
| | | | KCl | MgCl ₂ | CaCl ₂ | NaCl |
| Poisson - <i>Pimephales promelas</i> | 96 | CL ₅₀ | 419 | 1 579 | 2 958 | 3 876 |
| Crustacés – <i>Daphnia magna</i> | 48 | CL ₅₀ | 314 | 990 | 1 770 | 2 893 |
| Crustacés – <i>Ceriodaphnia dubia</i> | 48 | CL ₅₀ | 300 | 655 | 1 169 | 1 189 |

Mode d'action (Holland et al., 2011)

Les organismes d'eau douce possèdent généralement des concentrations internes de sels qui sont élevées en comparaison à celles retrouvées dans le milieu aquatique les environnant (). On dit qu'ils sont hyperosmotiques. Par conséquent, ils excrètent constamment de l'eau afin de maintenir l'équilibre, et perdent ainsi des solutés (Schmidt-Nielsen, 1998). Les organismes d'eau douce doivent donc continuellement prélever des ions dans le milieu les environnant afin de contrecarrer cette perte (Boisen et al., 2003). Bien que certains organismes soient capables d'une certaine tolérance vis-à-vis de fortes variations de la salinité (espèces euryhalines), la plupart sont sténohalines, c'est-à-dire qu'elles ne tolère que de faibles variations de salinité (Schmidt-Nielsen, 1998). Par conséquent, les modifications de la salinité sont susceptibles d'affecter la capacité d'osmorégulation des organismes, ce qui peut avoir des effets néfastes sur l'équilibre endocrinien ou la consommation en oxygène des organismes par exemple.

COMPARAISON DES VALEURS SEUILS DISPONIBLES

Une comparaison des valeurs seuils existantes pour les chlorures dans les eaux douces de surface a été réalisé. Les principaux éléments collectés figurent dans le Tableau 2 ci-après.

Tableau 2 – Parangonnage des valeurs seuils existantes pour les chlorures dans les eaux douces de surface. En gras, sont indiquées les valeurs seuils pour lesquelles la méthodologie appliquée s'apparente à celle de la détermination des normes de qualité pour la protection des organismes aquatiques telle que définie dans la méthodologie de détermination des Normes de Qualité Environnementale (E.C., 2018).

| Source | Année | Valeurs seuils aigus (mg Cl-/L) | Valeurs seuils chroniques (mg Cl-/L) | Méthodologie appliquée | Données d'écotoxicité sous-jacentes |
|----------------------|-------------|---|---|---|--|
| US EPA | 1998 | 860 | 230 | Facteur d'extrapolation | EC50 min (crustacé) = 1470 mg Cl-/L (NaCl expo) NOEC min (crustacé) = 372 mg Cl-/L (NaCl expo) |
| Canada (BC) | 2003 | 600 | 150 | Facteur d'extrapolation | Aigu – 28 données : LC50 min (annélides) = 1204 mg Cl-/L Chronique – 9 taxons différents : LOEC min (crustacé) = 735 mg Cl-/L |
| Pays-Bas (NL) | 2008 | Non déterminée | 94 | Extrapolation statistique (HC5 / AF) | Chronique – 21 NOEC ou EC10 validées et 8 taxons/phylum représentés : NOEC min (Algue- <i>Chlorella pyrenoidosa</i>) = 61 mg Cl-/L |
| IOWA | 2009 | 287 * [dureté]0.2 * [sulfates]-0.07 | 178 * [dureté]0.2 * [sulfates]-0.07 | Valeur seuil = f {dureté ; sulfates} | - |
| Canada | 2011 | 640 | 120 * | Valeur seuil = HC5 | Aigu – 51 données validées : EC50 min (moules) = 709 mg Cl-/L Chronique – 28 données validées : EC10 min (moules) = 24 mg Cl-/L |

* sauf pour les sites où sont présentes 2 espèces de mollusques pour lesquelles l'EC10 est inférieure à la HC5. Sur ces sites, la NOEC de chacun de ces mollusques s'applique comme valeur seuil.

Il existe au moins 5 valeurs seuils pour la protection des organismes aquatiques vis-à-vis de l'exposition aux chlorures dans les eaux douces de surface. Elles sont indiquées dans le Tableau 2.

La méthodologie employée par l'IOWA (Iowa Department of Natural Resources, 2009) semble tout à fait pertinente, mais nécessiterait de pouvoir disposer des concentrations de chlorures, de sulfates et de la dureté de l'eau sur un même site et au même instant pour l'ensemble des données analysées, ce qui a semblé difficilement envisageable d'un point de vue opérationnel. Cette option est donc écartée.

Dans ce Tableau 2, sont indiquées en gras, les valeurs seuils qui correspondent à l'application d'une méthodologie qui s'apparente à celle de la détermination des normes de qualité pour la protection des organismes aquatiques telle que définie dans la méthodologie de détermination des Normes de Qualité Environnementale (E.C., 2018).

La valeur seuil la plus pertinente à ce jour semble être celle déterminée par les Pays-Bas en 2008 (Verbruggen *et al.*, 2008) car elle allie un jeu de données récent à une méthodologie cohérente à celle appliquée pour la détermination des VGE (application de la méthode statistique de détermination des valeurs seuils dans le cas d'un grand nombre de données d'écotoxicité). La valeur seuil déterminée par le Canada en 2011 (CCME, 2011), bien que n'appliquant pas de facteur d'extrapolation après détermination de la HC5, fait également appel à un jeu de données sous-jacentes qu'il est important de considérer.

La comparaison des données et méthodologies sous-jacentes à l'établissement de ces 2 valeurs seuils est rapportée dans le Tableau 3 ci-dessous.

Tableau 3 – Comparaison des données et méthodologies sous-jacentes à l'établissement des valeurs seuils les plus récentes aux Pays-Bas (Verbruggen et al., 2008) et Canada (CCME, 2011).

| Source | Pays-Bas : HC5 = 94.1 mg Cl ⁻ /L | Canada : HC5 = 120 mg Cl ⁻ /L |
|---|---|--|
| Jeux de données | Aucune donnée commune entre les 2 jeux de données | |
| Éléments d'essai | Exposition au NaCl uniquement (sauf une exception CCME) | |
| Fiabilité | Qualification des données selon les mêmes modalités (évaluation de la pertinence et de la fiabilité puis élimination des données non robustes). | |
| Type de critères d'effets | En cohérence avec la méthodologie européenne (E.C., 2018), toutes les données sont des NOEC* ou des EC10* pour l'établissement de la distribution de sensibilité des espèces (SSD) | Non cohérent avec la méthodologie européenne (E.C., 2018), car la distribution de sensibilité des espèces (SSD) est déterminée sur la base d'EC10*, mais également d'EC25, de LOEC et de MATC. |
| Données critiques – Algues | Les plus faibles données pour les algues sont les plus faibles données du jeu de données chroniques Range = 61 – 268 mg/L | Les données pour les algues sont les données les plus élevées du jeu de données chroniques. Les données critiques reportées par les Pays-Bas ci-contre ne sont pas considérées dans cette évaluation |
| Données critiques – Mollusques | Pas de données mollusques | Les plus faibles données pour les mollusques sont les plus faibles données du jeu de données chroniques (plusieurs espèces Nord-américaines). Elles sont traitées séparément. |
| Détermination de la valeur seuil | Extrapolation statistique : distribution de sensibilité des espèces permettant de déterminer une HC ₅ , combinée à l'application d'un facteur d'extrapolation compris entre 1 et 5 | Distribution de sensibilité des espèces permettant de déterminer une HC ₅ , sans application d'un facteur d'extrapolation |

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

Compte tenu des divergences des jeux de données et des méthodologies comparées ci-dessus, il a été décidé de baser l'établissement de la norme de qualité pour la protection des organismes aquatiques vis-à-vis de l'exposition aux chlorures en utilisant un jeu de données qui combine l'ensemble des données d'écotoxicité utilisées par les Pays-Bas et le Canada. Il a ensuite été vérifié qu'aucune donnée d'écotoxicité chronique récente supplémentaire n'était disponible sur la période 2011-2019. Ensuite, la méthode d'extrapolation statistique telle que recommandée dans le guide technique européen pour la détermination des normes de qualité environnementale (E.C., 2018) a été appliquée.

NORMES DE QUALITE POUR LA COLONNE D'EAU

Dans un tableau figurant en Annexe, sont reportés pour chaque espèce, tous les résultats des tests d'écotoxicité considérés comme pertinents et fiables par les Pays-Bas (RIVM, Verbruggen *et al.*, 2008) et le Canada (CCME, 2011) dans leurs évaluations.

En se basant sur le jeu de données regroupant les données d'écotoxicité utilisées par les Pays-Bas et le Canada, un nouveau jeu de données est établi incluant 42 espèces et 10 taxons (cyanobactéries, algues, macrophytes, rotifères, annélides, mollusques, crustacés, insectes, poissons, amphibiens) représentant ainsi des modes de vie et de nutrition très divers. L'étendue des NOEC ainsi obtenue est très importante, avec la valeur la plus faible obtenue pour une espèce de mollusque d'eau douce de 24 mg Cl⁻/L et une NOEC maximale pour une espèce d'algue de 4443 mg Cl⁻/L.

Une évaluation supplémentaire subséquente a été effectuée par l'INERIS afin de qualifier certaines données prises en compte par le CCME et qui n'étaient pas utilisables en tant que telles pour la détermination de la norme de qualité pour la protection des organismes aquatiques selon la méthodologie européenne (E.C., 2018). En particulier, des NOEC ont pu être recalculées à partir d'un certain nombre de MATC (cf. tableau en Annexe) et utilisées pour l'établissement de la SSD. *A contrario*, les EC25 et LOEC pour lesquelles une EC10 ou une NOEC ne pouvait pas être recalculées ont été écartées du jeu de données. Les données ainsi validées sont regroupées dans le Tableau 4 ci-dessous pour l'établissement de la SSD. Le cas échéant, la moyenne géométrique a été calculée lorsqu'il existe plusieurs valeurs pour la même espèce, la même durée et le même critère d'effet.

Tableau 4 – Données d'écotoxicité chronique sélectionnées pour la construction de la SSD

| # | Espèces | Taxons | NOEC (mg Cl ⁻ /L) |
|----|-------------------------------------|----------------|------------------------------|
| 1 | <i>Anacystus nidulans</i> | Cyanobactéries | 3994 * |
| 2 | <i>Chlorella pyrenoidosa</i> | Algues | 61 |
| 3 | <i>Micrasterias americana</i> | Algues | 86 |
| 4 | <i>Cosmarium sp.</i> | Algues | 229 |
| 5 | <i>Pleurotaenium trabecula</i> | Algues | 268 |
| 6 | <i>Chlorella minutissimo</i> | Algues | 4289 |
| 7 | <i>Chlorella zofingiensis</i> | Algues | 4289 |
| 8 | <i>Chlorella emersonii</i> | Algues | 4443 |
| 9 | <i>Myriophyllum crispatum</i> | Macrophytes | 610 |
| 10 | <i>Potamogeton tricarinatus</i> | Macrophytes | 610 |
| 11 | <i>Triglochin procera</i> | Macrophytes | 610 |
| 12 | <i>Potamogeton pectinatus</i> | Macrophytes | 915 |
| 13 | <i>Lemna minor</i> | Macrophytes | 828 |
| 14 | <i>Sagittaria latifolia</i> | Macrophytes | 2444 |
| 15 | <i>Myriophyllum spicatum</i> | Macrophytes | 3532 |
| 16 | <i>Brachionus calyciflorus</i> | Rotifères | 155 |
| 17 | <i>Brachionus patulus</i> | Rotifères | 475 |
| 18 | <i>Tubifex tubifex</i> | Annélides | 519 |
| 19 | <i>Lampsilis fasciola</i> | Mollusques | 24 |
| 20 | <i>Epioblasma torulosa rangiana</i> | Mollusques | 42 |
| 21 | <i>Elliptio complanata</i> | Mollusques | 406 |
| 22 | <i>Villosa delumbis</i> | Mollusques | 716 |
| 23 | <i>Villosa constricta</i> | Mollusques | 789 |
| 24 | <i>Lampsilis siliquoidea</i> | Mollusques | 1474 |
| 25 | <i>Physa sp.</i> | Mollusques | 2000 |
| 26 | <i>Daphnia ambigua</i> | Crustacés | 259 |
| 27 | <i>Daphnia pulex</i> | Crustacés | 320 |
| 28 | <i>Daphnia pulex</i> | Crustacés | 368 |
| 29 | <i>Daphnia magna</i> | Crustacés | 383 * |
| 30 | <i>Ceriodaphnia dubia</i> | Crustacés | 530 * |
| 31 | <i>Caridina nilotica</i> | Crustacés | 1160 |
| 32 | <i>Gammarus pseudopinmaeus</i> | Crustacés | 2000 |
| 33 | <i>Stenodema modestum</i> | Insectes | 1220 |
| 34 | <i>Stenonema modestum</i> | Insectes | 1447 |
| 35 | <i>Chironomus tentans</i> | Insectes | 2136 |
| 36 | <i>Pimephales promelas</i> | Poissons | 561 |
| 37 | <i>Pimephales promelas</i> | Poissons | 598 |
| 38 | <i>Salmo trutta fario</i> | Poissons | 607 |
| 39 | <i>Oncorhynchus mykiss</i> | Poissons | 784 * |
| 40 | <i>Bydianus bydianus</i> | Poissons | 1157 |
| 41 | <i>Xenopus laevis</i> | Amphibiens | 1307 |
| 42 | <i>Rana pipiens</i> | Amphibiens | 2426 |

* Moyenne géométrique de 2 valeurs pour la même espèce, la même durée et le même critère d'effet.

La normalité de ce jeu de données est acceptée pour l'ensemble des 3 tests appliqués (Anderson-Darling, Kolmogorov-Smirnov et Cramer von Mises) quel que soit le degré de significativité exigé (de 0,01, 0,25, 0,05 et 0,1).

La courbe de distribution de sensibilité des espèces (SSD) ainsi obtenue est présentée ci-après dans la Figure 1.

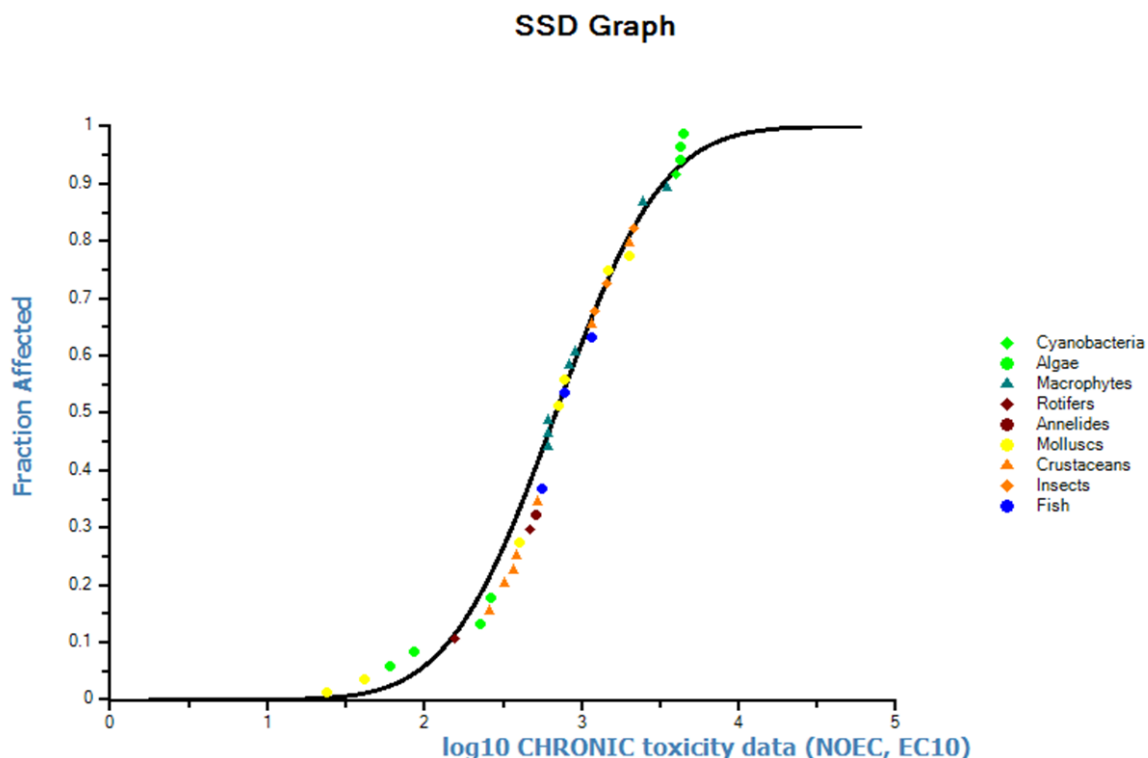


Figure 1 – Distribution de la sensibilité aux chlorures (mg Cl/L) des espèces aquatiques établies sur la base des données d'écotoxicité chronique.

Sur la base de ces données, la valeur suivante a été calculée comme concentration affectant 5 % de la population (HC₅, pour Hazardous Concentration 5 %) :

HC₅ = 89,6 mg Cl/L, avec l'intervalle de confiance suivant : IC (5 – 95 %) = [51,2 ; 138,2].

Il est à noter que cette valeur de HC₅ de 89,6 mg Cl/L est très proche de celle obtenue par le RIVM pour les Pays-Bas (HC₅ = 94,1 mg Cl/L) et du même ordre de grandeur que la valeur obtenue par le CCME pour le Canada (HC₅ = 120 mg Cl/L).

- **Calcul de la moyenne annuelle pour l'eau douce (AA-QS_{water_eco}) :**

Les normes de qualité pour les organismes de la colonne d'eau sont calculées conformément aux recommandations du guide technique européen pour la détermination des normes de qualité environnementale (E.C., 2018). Lorsqu'un nombre suffisant de données d'écotoxicité est disponible (10 NOEC au minimum, représentant au moins 8 groupes taxonomiques différents), elles peuvent être obtenues en divisant la concentration à laquelle seulement 5 % des espèces sont affectées (HC₅ déterminée à partir de la SSD établie sur la base des valeurs de NOEC ou d'EC10 valides) par un facteur d'extrapolation (AF, Assessment Factor), compris entre 1 et 5.

La valeur de ce facteur d'extrapolation dépend du nombre et du type de tests pour lesquels des résultats valides sont disponibles. Les règles détaillées pour le choix des facteurs sont données dans le guide technique européen (E.C., 2018) et le choix réalisé pour les chlorures est argumenté ci-après.

Le facteur d'extrapolation maximal de 5 à appliquer sur la HC₅, utilisé par défaut, peut être diminué dans le cas où des éléments peuvent permettre de faire régresser l'incertitude résiduelle sur la valeur de HC₅. Ces éléments sont analysés ci-dessous pour le cas des données d'écotoxicité chronique des chlorures :

- connaissance du mode d'action : le mode d'action des chlorures est bien décrit. Le chlore a un rôle fondamental dans le maintien de l'équilibre ionique chez les organismes vivants. C'est un élément essentiel à ce processus, mais il est également démontré que des variations des concentrations en chlore peuvent perturber ces processus d'osmorégulation – notamment chez les organismes aquatiques – et ainsi provoquer des effets adverses (cf. supra).
- qualité globale du jeu de données d'écotoxicité chronique et des critères d'effets couverts, diversité et représentativité des groupes taxonomiques couverts par le jeu de données : le jeu de données est complet et substantiel, avec 42 espèces représentées et 10 taxons (cyanobactéries, algues, macrophytes, rotifères, annélides, mollusques, crustacés, insectes, poissons, amphibiens) représentant ainsi des modes de vie et de nutrition très divers.
- incertitudes statistiques autour de l'estimation de la HC₅ : concernant la qualité de l'ajustement du jeu de données (« goodness of fit »), la normalité du jeu de données log-transformé est acceptée pour l'ensemble des 3 tests appliqués (Anderson-Darling, Kolmogorov-Smirnov et Cramer von Mises) et quel que soit le degré de significativité exigé (0,01, 0,25, 0,05 et 0,1) ; concernant l'étendue de l'intervalle de confiance autour de la valeur (51,2 – 138,2 mg/L, à 5 % de significativité ; valeur médiane de 89,6 mg/L), il est considéré comme très acceptable.
- comparaison entre les données de terrain ou les données de mésocosmes avec la HC₅ pour évaluer la cohérence entre les éléments de suivi de terrain et les données obtenues en laboratoire : des données de terrain reportées par le RIVM et le CCME indiquent une NOEC écosystème de 100 mg Cl⁻/L, très proche de la valeur proposée pour la HC₅ de 89,6 mg Cl⁻/L.

Il existe néanmoins des arguments qui sous-tendent la décision de ne pas trop abaisser ce facteur :

- 4 données d'écotoxicité chroniques reportées pour des mollusques et des algues sont inférieures à la valeur de la HC₅ (jusqu'à 24 mg Cl⁻/L, alors que la HC₅ est de 90 mg Cl⁻/L). La valeur obtenue pour *Micrasterias americana* (86 mg Cl⁻/L) est très proche et peut être considérée comme équivalente à la HC₅. La NOEC obtenue pour *Chlorella pyrenoidosa* (61 mg Cl⁻/L) doit être considérée avec précaution dans la mesure où la LOEC pour cette étude est de 610 mg Cl⁻/L, ce qui signifie que l'EC10, comprise entre ces deux valeurs de 61 et 610 mg Cl⁻/L, pourrait aussi bien être proche de 610 mg Cl⁻/L et donc très supérieure à la HC₅. En revanche, aucun argument ne permet de remettre en cause la sensibilité des glochidies de moules d'eau douce et le fait que les NOEC correspondantes sont bien inférieures à la HC₅ d'après les informations disponibles (valeurs recalculées dans le cadre des travaux CCME : pour *Lampsilis fasciola*, recalculée par les auteurs de Bringolf *et al.*, 2007, et pour *Epioblasma torulosa rangiana*, recalculée par les auteurs de Gillis, 2011, cf. Tableau 4 et Annexe).
- Certaines études rapportant des relations dose-réponses d'effet des chlorures sur les organismes aquatiques ont démontré que la pente de la courbe peut être très importante, et prend un aspect de type « tout ou rien » (e.g., Venâncio *et al.*, 2018 ; O'Neil *et al.*, 1989), c'est-à-dire qu'un effet peut survenir à une concentration donnée, alors qu'aucun effet n'était observé à une concentration inférieure toute proche. Cette caractéristique induit *de facto* une incertitude supplémentaire dans la description de la relation dose-réponse, tout particulièrement lorsque les concentrations d'exposition sont espacées (exemple de la donnée obtenue sur *Chlorella pyrenoidosa*, cf. supra).
- Il est connu que les proportions de chacun des sels de chlore dans les eaux douces de surface françaises, ainsi que d'autres paramètres environnants (température, oxygène dissous, concentrations en sulfates, dureté, re-solubilisation dans les métaux, etc.), peuvent être des facteurs confondants de la toxicité des chlorures. Or ceux-ci ne sont pas pris en compte dans la présente évaluation et n'ont pas été précisément étudiés, ce qui implique une incertitude supplémentaire.

L'application d'un facteur d'extrapolation de 2 ne permettrait pas de protéger l'ensemble des mollusques d'eau douce les plus sensibles d'après les données disponibles.

Compte tenu de ces éléments, un facteur d'extrapolation de 3 est appliqué à la HC₅, ce qui conduit au calcul d'AA-QS_{water_eco} suivant :

$$\text{AA-QS}_{\text{water_eco}} = 89,6 \text{ mg Cl}^-/\text{L} / 3, \quad \text{soit} \quad \text{AA-QS}_{\text{water_eco}} = 30 \text{ mg Cl}^-/\text{L}$$

Cette proposition de QS est en-deçà de la borne inférieure de l'intervalle de confiance de la HC₅ et très proche de la valeur permettant de protéger l'ensemble des mollusques d'eau douce les plus sensibles d'après les données disponibles, la plus faible NOEC étant de 24 mg Cl⁻/L. Elle est donc retenue comme valeur seuil pour la protection des organismes aquatiques.

Fond Géochimique et approche du risque ajouté

L'approche du risque ajouté, opérée pour les substances existant à l'état naturel, consiste à prendre en compte dans la détermination de la valeur seuil une concentration dite de « fond géochimique » – définie comme la concentration de la substance existant en dehors de toute pression anthropique – qui est ajoutée à une concentration dite générique – déterminée lors de l'exposition des organismes à la substance en laboratoire. Cette approche, parfois controversée, repose sur l'hypothèse selon laquelle les organismes seraient adaptés au fond géochimique des substances naturelles. Son application nécessite donc *a fortiori* une quantification du fond géochimique des chlorures.

La quantification du fond géochimique – dont les valeurs peuvent varier grandement à l'échelle géographique – pour être opérationnelle, repose sur l'application d'une stratégie d'échantillonnage précise (présélection des stations non impactées par les activités anthropiques et organisation spatiale des sites de mesure) et l'application d'une méthode de prélèvement et d'analyse spécifique pour les substances ciblées, dont la qualité devra être optimisée à la hauteur des exigences requises pour quantifier des valeurs faibles (Chandesris *et al.*, 2013). Ainsi, la détermination des concentrations de fond géochimique des chlorures, en l'état actuel des connaissances, est un travail complexe qui nécessiterait notamment de pouvoir sélectionner des sites de mesure où les concentrations en chlorures ne sont pas impactées par les activités anthropiques.

Il a donc été décidé de ne pas appliquer la méthode du risque ajouté pour la détermination de la norme de qualité pour la protection des organismes aquatiques vis-à-vis d'une exposition aux chlorures.

Il peut néanmoins être instructif de pouvoir situer les données d'écotoxicité par rapport aux concentrations mesurées dans les milieux aquatiques en France.

Par conséquent, il a été décidé, non pas de quantifier les concentrations de fond des chlorures dans ce document, mais de reporter la distribution des concentrations en chlorures dans les eaux douces de surface sur tous types de sites de mesures à l'échelle nationale. Ainsi, ce sont 47 797 analyses de chlorures qui ont été téléchargées depuis la base de données en ligne Naïades. Seules les données de qualification « correcte » et les analyses faites sur la phase aqueuse de l'eau (filtrée, centrifugée) ont été retenues. Ces analyses correspondent à des mesures faites entre le 1/1/2015 et le 31/12/2018 et téléchargées sur le site web « Naïades – données sur la qualité des eaux de surface » (<http://www.naiades.eaufrance.fr/>) en date du 30/4/2019.

Ainsi le Tableau 5 et la Figure 3 montrent que l'amplitude des concentrations en chlorures dans les eaux douces de surface en France est grande (de 0,1 mg/L à 18 870 mg/L) et que la médiane de ces concentrations est de 17 mg/L.

Tableau 5 - Distribution des concentrations en chlorures dans les eaux douces de surface en France pour des prélèvements réalisés entre le 1/1/2015 et le 31/12/2018 (n = 47 797 analyses). Valeurs minimale, maximale, et divers percentiles.

| Distribution des concentrations en chlorures (mg Cl-/L) dans les eaux de surface en France Prélèvements du 1/1/2015 au 31/12/2018 (n = 47797 analyses) Valeurs min, max, et percentiles | |
|---|-----------------|
| Min = | 0,1 |
| P-5 = | 3,1 |
| P-10 = | 4,6 |
| P-25 = | 9 |
| P-50 = | 17 |
| P-75 = | 30 |
| P-90 = | 53 |
| P-95 = | 82 |
| | < HC5 = 90 mg/L |
| P-96 = | 98 |
| P-99 = | 438 |
| Max = | 18870 |

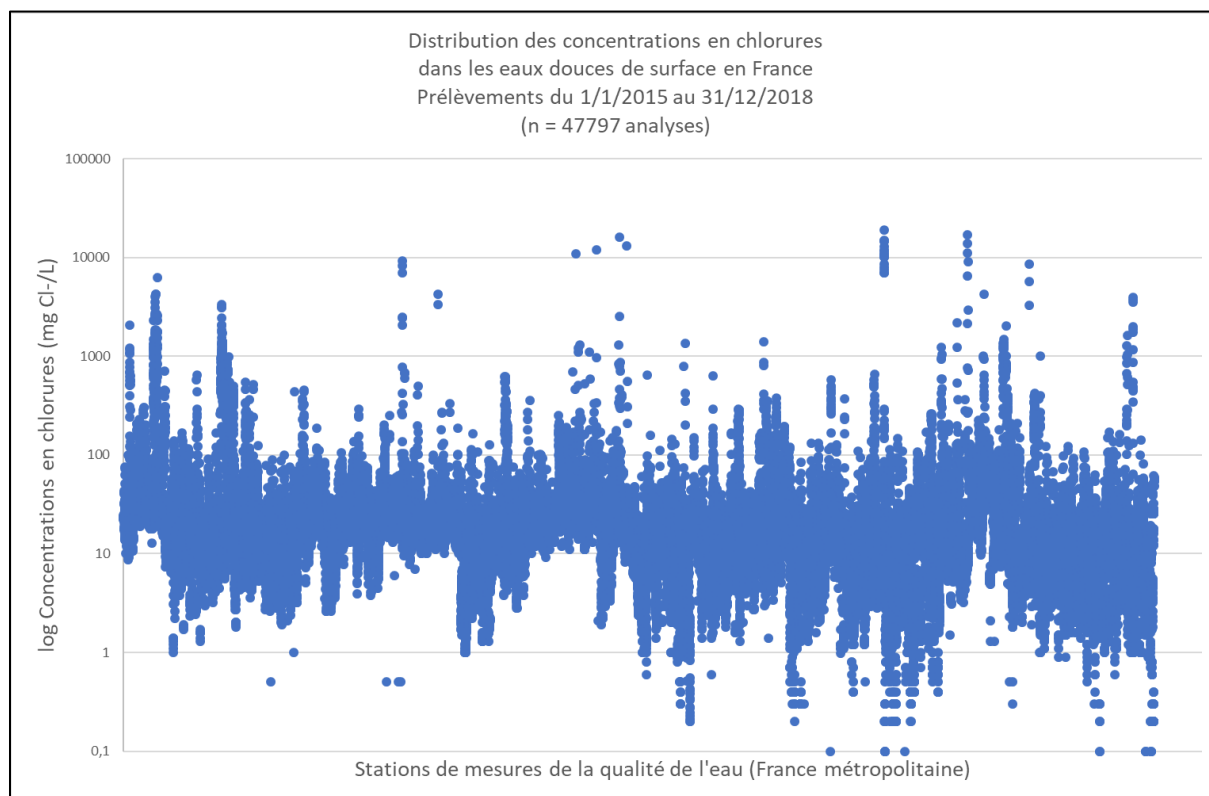


Figure 2 - Concentrations en chlorures (mg Cl-/L) dans les eaux douces de surface en France pour des prélèvements réalisés entre le 1/1/2015 et le 31/12/2018 (n = 47 797 analyses).

Si on s'attache à étudier la fréquence de distribution des concentrations en chlorures sur ces mêmes analyses, il apparaît que plus de 95 % des concentrations retrouvées dans le milieu sont inférieures à la HC₅ de 90 mg/L (cf. Figure 3), ce qui signifie que pour 95 % des sites étudiés, 95 % des espèces sont protégées des effets potentiels des chlorures.

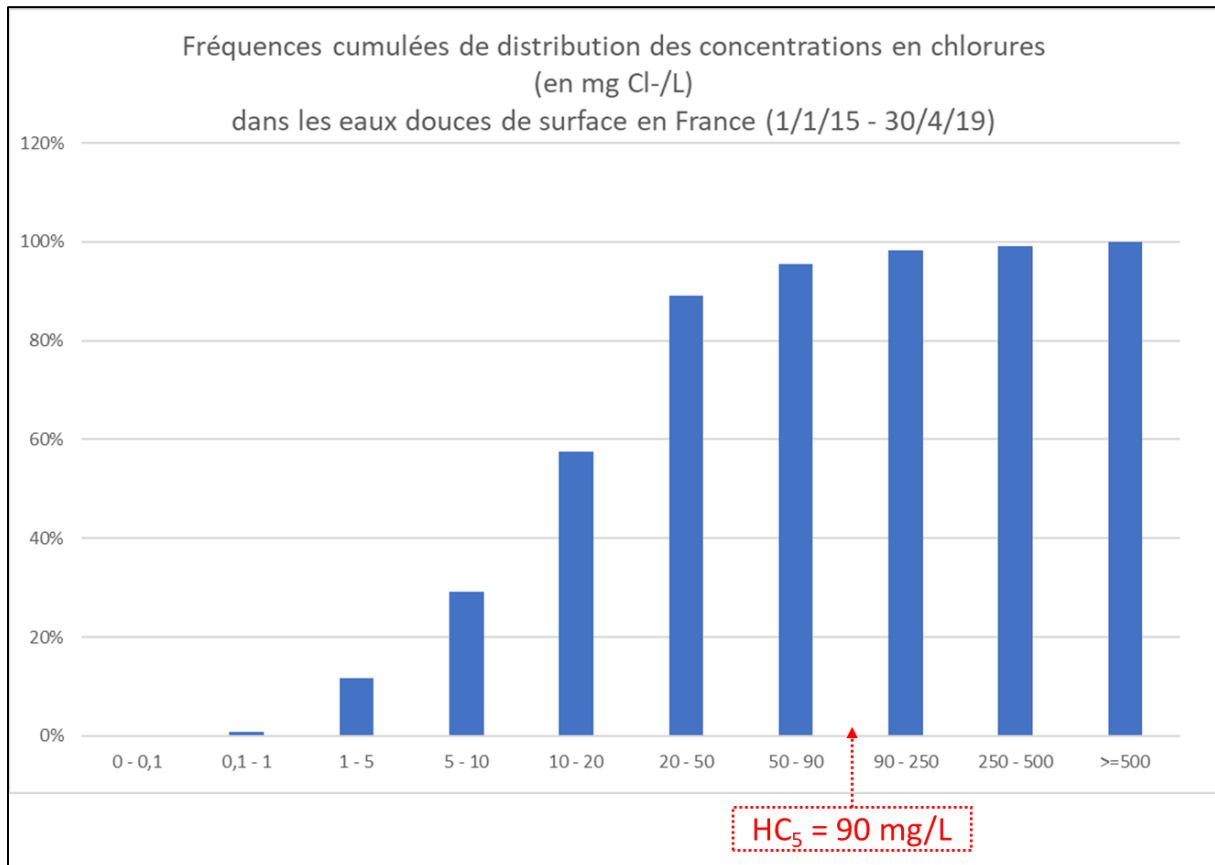


Figure 3 – Fréquences cumulées de distribution des concentrations en chlorures (mg Cl/L) dans les eaux douces de surface en France pour des prélèvements réalisés entre le 1/1/2015 et le 31/12/2018 (n = 47 797 analyses).

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

| Proposition de norme de qualité pour les organismes de la colonne d'eau (eau douce) | | |
|---|----|---------|
| Moyenne annuelle [AA-QS _{water_eco}] | 30 | mg Cl/L |

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

Comme il a été expliqué ci-avant, du fait de leurs propriétés physico-chimiques, les chlorures sont très hydrosolubles et n'ont pas vocation à s'adsorber sur les particules solides et à se retrouver dans le compartiment sédimentaire.

Aussi, il n'est pas jugé pertinent de définir une valeur guide de qualité pour les organismes benthiques.

EMPOISONNEMENT SECONDAIRE

Comme il a été expliqué ci-avant, du fait de leurs propriétés physico-chimiques, les chlorures sont très hydrosolubles et n'ont pas vocation à s'accumuler dans les matrices biologiques pour lesquelles ils n'ont pas d'affinité.

Aussi, il n'est pas jugé pertinent de définir une norme de qualité pour la protection des prédateurs supérieurs vis-à-vis de l'empoisonnement secondaire.

SANTE HUMAINE

Comme il a été expliqué ci-avant, du fait de leurs propriétés physico-chimiques, les chlorures sont très hydrosolubles et n'ont pas vocation à s'accumuler dans les matrices biologiques pour lesquelles ils n'ont pas d'affinité.

Aussi, il n'est pas jugé pertinent de définir une norme de qualité pour la protection de la santé humaine vis-à-vis de la consommation de produits de la pêche.

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

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

Il faut signaler que ces normes réglementaires ne sont pas nécessairement établies sur la base de critères (éco)toxicologiques (par exemple les normes pour les pesticides avaient été établies par rapport à la limite de quantification analytique de l'époque pour ce type de substance, soit 0,1 µg/L). Pour les chlorures, la Directive 98/83/CE fixe une valeur de 250 mg/L, basée sur les propriétés organoleptiques de la substance.

| | | |
|--|-----|-----------------------|
| Proposition de norme de qualité pour l'eau destinée à la production d'eau potable | 250 | mg Cl ⁻ /L |
|--|-----|-----------------------|

PROPOSITION DE VALEUR GUIDE ENVIRONNEMENTALE (VGE) POUR LES EAUX DOUCES DE SURFACE

Elle est définie à partir de la valeur la plus protectrice parmi tous les compartiments étudiés.

| OBJECTIFS DE PROTECTION INDIVIDUELS | | Valeur | Unité |
|---|---|---------------|-----------------------|
| Organismes aquatiques (eau douce) Moyenne annuelle | AA-QS _{water_eco} | 30* | mg Cl ⁻ /L |
| Empoisonnement secondaire des prédateurs valeur correspondante dans l'eau (douce et marine) | QS _{biota sec pois} QS _{water_sp} QS _{marine_sp} | Non pertinent | |
| Santé humaine via la consommation de produits de la pêche valeur correspondante dans l'eau (douce et marine) | QS _{biota hh} QS _{water hh food} QS _{marine hh food} | | |
| Santé humaine via l'eau destinée à la production d'eau potable | QS _{dw_hh} | 250 | mg Cl ⁻ /L |

Pour les chlorures, seules la norme de qualité pour la protection des organismes aquatiques et pour la protection de la santé humaine vis-à-vis de la consommation d'eau de boisson ont été déterminées. La norme de qualité la plus faible parmi elles correspond à la norme de qualité pour la protection des organismes aquatiques. C'est donc cette valeur de 30 mg Cl⁻/L qui est retenue par l'INERIS comme Valeur Guide Environnementale (VGE) pour les chlorures dans les eaux douces de surface. Elle correspond à une valeur en-deçà de laquelle au moins 95 % des espèces aquatiques seront protégées, y compris les espèces de mollusques bivalves identifiées comme les plus sensibles d'après les données disponibles. Elle ne tient pas compte des concentrations de fond géochimique en chlorures, est supérieure à la médiane des concentrations mesurées en phase aqueuse dans les eaux françaises d'après l'extraction des données depuis la base Naïades, et correspondrait au 75^{ème} percentile de la distribution de ces valeurs.

** Cette valeur seuil générique pour toutes les masses d'eaux ne tient pas compte du fond géochimique des chlorures et a été fixée à 30 notamment pour permettre la protection des espèces de mollusques d'eaux douces. Il pourrait donc être justifié de considérer une valeur seuil de 45 mg Cl⁻/L (application d'un AF de 2 au lieu de 3, qui conduirait à $89,6 / 2 = 45$ mg Cl⁻/L), à dire d'experts, pour des sites spécifiques (par exemple dans le cas de sites où il serait démontré que les mollusques bivalves sont parfaitement absents).*

BIBLIOGRAPHIE

- Bringolf R.B., Cope W.G., Eads C.B., Lazaro P.R., Barnhart M.C. et Shea D. (2007). "Acute and chronic toxicity of technical-grade pesticides to glochidia and juveniles of freshwater mussels (unionidae)." Environmental Toxicology and Chemistry **26**(10): 2086-2093.
- C.E. (1998). Directive 98/83/CE du conseil du 3 novembre 1998 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine, Journal Officiel L 330/32 du 5.12.1998. pp. 32-54.
- C.E. (2006). Règlement (CE) N° 1907/2006 du Parlement européen et du Conseil du 18 décembre 2006 concernant l'enregistrement, l'évaluation et l'autorisation des substances chimiques, ainsi que les restrictions applicables à ces substances (REACH), instituant une agence européenne des produits chimiques, modifiant la directive 1999/45/CE et abrogeant le règlement (CEE) N° 793/93 du Conseil et le règlement (CE) N° 1488/94 de la Commission ainsi que la directive 76/769/CEE du Conseil et les directives 91/155/CEE, 93/67/CEE, 93/105/CE et 2000/21/CE de la Commission, JO L 396 du 30.12.2006. pp. p. 1–849.
- C.E. (2008). Règlement (CE) no 1272/2008 du Parlement européen et du Conseil du 16 décembre 2008 relatif à la classification, à l'étiquetage et à l'emballage des substances et des mélanges, modifiant et abrogeant les directives 67/548/CEE et 1999/45/CE et modifiant le règlement (CE) no 1907/2006. pp.
- CCME (2011). Canadian Water Quality Guidelines : Chloride Ion. Scientific Criteria Document. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg. pp. 145+appendix.
- Chandesris A., Canal J., Bougon N. et Coquery M. (2013). Détermination du fond géochimique pour les métaux dissous dans les eaux continentales. Rapport final. Action ONEMA 47 - 2012 : Détermination du fond géochimique pour les métaux dans les eaux de surface continentales. Mai 2013. pp. 65 p + Annexes (231 p.). https://professionnels.afbiodiversite.fr/sites/default/files/pdf/2013_031.pdf.
- E.C. (2004). Commission staff working document on implementation of the Community Strategy for Endocrine Disrupters - a range of substances suspected of interfering with the hormone systems of humans and wildlife (COM(1999) 706). Reference : SEC(2004) 1372. European Commission, Brussels. pp.
- E.C. (2018). Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards - Guidance Document No. 27 - Updated version 2018. Document endorsed by EU Water Directors at their meeting in Sofia on 11-12 June 2018. pp. 134+Appendices. <https://circabc.europa.eu/ui/group/9ab5926d-bed4-4322-9aa7-9964bbe8312d/library/ba6810cd-e611-4f72-9902-f0d8867a2a6b/details>.
- Evans M. et Frick C. (2001). The Effects of Road Salts on Aquatic Ecosystems. Environment Canada, WSTD Contribution No. 02-308. pp. 196+Appendices.
- Gillis P.L. (2011). "Assessing the toxicity of sodium chloride to the glochidia of freshwater mussels: Implications for salinization of surface waters." Environmental Pollution **159**(6): 1702-1708.
- Holland A.J., Gordon A.K. et Muller W.J. (2011). Osmoregulation in freshwater invertebrates in response to exposure to salt pollution. Report to the Water Research Commission. Unilever Centre for Environmental Water Quality, Institute for Water Research, Rhodes University, Grahamstown, South Africa., WRC Report No. 1585/1/10. March 2011. pp. 60. <http://www.wrc.org.za/wp-content/uploads/mdocs/1585.pdf>.
- Iowa Department of Natural Resources (2009). Water Quality Standards Review: Chloride, Sulfate and Total Dissolved Solids. February 9, 2009 pp. 79.
- Mayer T., Snodgrass W.J. et Morin D. (1999). "Spatial Characterization of the Occurrence of Road Salts and Their Environmental Concentrations as Chlorides in Canadian Surface Waters and Benthic Sediments." Water Quality Research Journal **34**(4): 545-574.
- Nagpal N.K. (2003). Ambient Water Quality Guidelines for Chloride. Water, Air and Climate Change Branch - Ministry of Water, Land and Air Protection. pp. <https://www2.gov.bc.ca/assets/gov/environment/air-land-water/water/waterquality/wqgs-wqos/approved-wqgs/chloride-or.pdf>.
- O'Neil P.E., Harris S.C., Drottar K.R., Mount D.R., Fillo J.P. et Mettee M.F. (1989). Biomonitoring of a produced water discharge from the Cedar Cove Degasification Field, Alabama. Bulletin 135. Geological Survey of Alabama, Tuscaloosa, AL, USA. pp.

Petersen G., Rasmussen D. et Gustavson K. (2007). Study on enhancing the Endocrine Disrupter priority list with a focus on low production volume chemicals. Report ENV.D.4/ETU/2005/0028r. DHI water & environment. 2007.06.04. pp. 252.

PNUE (2001). Convention de Stockholm sur les Polluants Organiques Persistants. pp. pp 47.

US-EPA (1988). Ambient Water Quality Criteria for Chloride - 1988. Report EPA 440/5-88-001. Criteria and Standards Division, Office of Water Regulations and Standards, United States Environmental Protection Agency., Washington DC 20460. February 1988. pp. <https://www.epa.gov/sites/production/files/2018-08/documents/chloride-aquatic-life-criteria-1988.pdf>.

Venâncio C., Ribeiro R., Soares A.M.V.M. et Lopes I. (2018). "Multigenerational effects of salinity in six clonal lineages of *Daphnia longispina*." Science of the Total Environment **619-620**: 194-202.

Verbruggen E.M.J., Moermond C.T.A., Janus J.A. et Lijzen J.P.A. (2008). Afleiding van milieurisicogrenzen voor chloride in oppervlaktewater, grondwater, bodem en waterbodem. RIVM, Bilthoven, The Netherlands. pp. 42+Annexes. <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701075.pdf>.

Annexe – Données d'écotoxicité chroniques considérées comme pertinentes et robustes par le RIVM (Verbruggen *et al.*, 2008) et le CCME (CCME, 2011) pour la détermination de normes de qualité pour la protection des organismes aquatiques vis-à-vis d'une exposition aux chlorures dans les eaux douces de surface.

| Taxons | Espèces | Durée d'expo | Endpoint | Effet | Effet (détaillé) | Concentration retenue (mg Cl - /L) | Référence | Master Réf | SSD |
|----------------------|-------------------------|--------------|----------|-------|----------------------|------------------------------------|---|------------|--------|
| Cyanobacteria | Anacystus nidulans | n.r. | NOEC** | GRO | (Growth rate) | 3994 | Batterton and Van Baalen (1971) | RIVM | Yes |
| Algae | Chlorella pyrenoidosa | 72h | NOEC | GRO | (Biomass) | 61 | Kalinka (1979) ; Kalinka and Strogonov (1980) | RIVM | Yes |
| Algae | Micrasterias americana | >= 7d | EC10 | GRO | (Growth rate) | 86 | Moss (1973) | RIVM | Yes |
| Algae | Cosmarium sp. | >= 7d | EC10 | GRO | (Growth rate) | 229 | Moss (1973) | RIVM | Yes |
| Algae | Pleurotaenium trabecula | >= 7d | EC10 | GRO | (Growth rate) | 268 | Moss (1973) | RIVM | Yes |
| Algae | Chlorella minutissimo | 28d | NOEC* | GRO | (growth) | 4289 | Kessler (1974) | CCME | Yes |
| Algae | Chlorella zofingiensis | 28d | NOEC* | GRO | (growth) | 4289 | Kessler (1974) | CCME | Yes |
| Algae | Chlorella emersonii | 8 - 14d | NOEC* | GRO | (growth inhibition) | 4443 | Setter et al. (1982) | CCME | Yes |
| Macrophytes | Myriophyllum crispatum | 72d | NOEC | GRO | (Shoots production) | 610 | James and Hart (1993) | RIVM | Yes |
| Macrophytes | Potamogeton tricarينات | 72d | NOEC | GRO | (Regrowth) | 610 | James and Hart (1993) | RIVM | Yes |
| Macrophytes | Triglochin procera | 72d | NOEC | GRO | (Regrowth) | 610 | James and Hart (1993) | RIVM | Yes |
| Macrophytes | Potamogeton pectinatus | 35d | NOEC | GRO | | 915 | Teeter (1965) | RIVM | Yes |
| Macrophytes | Lemna minor | 96h | MATC | GRO | (frond production) | 828 | Taraldson & Norberg-King (1990) | CCME | Yes |
| Macrophytes | Sagittaria latifolia | 5w | NOEC | GRO | (Seedling emergence) | 2444 | Delesalle and Blum (1994) | RIVM | Yes |
| Macrophytes | Myriophyllum spicatum | 32d | EC10 | GRO | (Root weight) | 3532 | Stanley (1974) | RIVM | Yes |
| Rotifers | Brachionus calyciflorus | 14d | NOEC | GRO | (Population growth) | 155 | Peredo-Alvarez et al. 2003) | RIVM | Yes |
| Rotifers | Brachionus patulus | 20d | EC10 | GRO | (Population growth) | 475 | Peredo-Alvarez et al (2003) | RIVM | Yes |
| Rotifers | Brachionus calyciflorus | 48h | EC 10 | REP | (reproduction) | 1241 | Elphick et al. (2011) | CCME | NO (1) |
| Annelides | Tubifex tubifex | 28d | EC 10 | REP | (reproduction) | 519 | Elphick et al. (2011) | CCME | Yes |
| Annelides | Lumbriculus variegatus | 28d | EC 25 | REP | (reproduction) | 825 | Elphick et al. (2011) | CCME | NO (2) |
| Molluscs | Lampsilis fasciola | 24h | EC 10 | DVP | (glochidia survival) | 24 | Bringolf et al. (2007) | CCME | Yes |

| Taxons | Espèces | Durée d'expo | Endpoint | Effet | Effet (détaillé) | Concentration retenue (mg Cl ⁻ /L) | Référence | Master Réf | SSD |
|-------------|------------------------------|--------------|----------|-----------------|------------------------------|---|---|------------|--------|
| Molluscs | Epioblasma torulosa rangiana | 24h | EC 10 | DVP | (glochidia survival) | 42 | Gillis (2009) ; Gillis, 2011 | CCME | Yes |
| Molluscs | Musculium securis | 60 - 80d | LOEC | REP | (reduced natality (b)) | 121 | Mackie (1978) | CCME | NO (3) |
| Molluscs | Elliptio complanata | 24h | EC 10 | DVP | (glochidia survival) | 406 | Bringolf et al. (2007) | CCME | Yes |
| Molluscs | Villosa delumbis | 24h | EC 10 | DVP | (glochidia survival) | 716 | Bringolf et al. (2007) | CCME | Yes |
| Molluscs | Villosa constricta | 24h | EC 10 | DVP | (glochidia survival) | 789 | Bringolf et al. (2007) | CCME | Yes |
| Molluscs | Lampsilis siliquoidea | 96h | EC 10 | DVP | (survival of juveniles) | 1474 | Bringolf et al. (2007) | CCME | Yes |
| Molluscs | Physa sp. | 60d | NOEC | MOR | (survival) | 2000 | Williams et al. (1999) | CCME | Yes |
| Crustaceans | Daphnia ambigua | 10d | EC 10 | REP ; MOR | (mortality and reproduction) | 259 | Harmon et al. (2003) | CCME | Yes |
| Crustaceans | Daphnia pulex | 21d | NOEC | REP ; GRO | | 320 | Birge et al. (1985) | RIVM | Yes |
| Crustaceans | Daphnia pulex | 21d | EC 10 | REP | (reproduction) | 368 | Birge et al. (1985) In: Elphick et al. (2011) | CCME | Yes |
| Crustaceans | Daphnia magna | 10d ; 21d | NOEC** | REP | | 383 | Cowgill and Milazzo (1991) ; Biesinger ans Christensen (1972) | RIVM | Yes |
| Crustaceans | Daphnia magna | 21d | EC 25 | REP | (reproduction) | 421 | Elphick et al. (2011) | CCME | NO (2) |
| Crustaceans | Hyalella azteca | 28d | EC 25 | GRO | (growth, dry weight) | 421 | Bartlett (2009) | CCME | NO (2) |
| Crustaceans | Ceriodaphnia dubia | 7d | EC 25 | REP | (reproduction) | 454 | Elphick et al. (2011) | CCME | NO (2) |
| Crustaceans | Ceriodaphnia dubia | 7d ; 9d | NOEC** | REP | | 530 | DeGraeve et al (1992) ; Cowgill and Milazzo (1991) | RIVM | Yes |
| Crustaceans | Caridina nilotica | 80d | NOEC | REP ; GRO ; MOR | | 1160 | Slaughter et al (2007) | RIVM | Yes |
| Crustaceans | Gammarus pseudopinmaeus | 60d | NOEC | MOR | (survival) | 2000 | Williams et al. (1999) | CCME | Yes |
| Insects | Stenodema modestum | 14d | NOEC | Molting | Molting | 1220 | Diamond et al. (1992) | RIVM | Yes |
| Insects | Stenodema modestum | 14d | NOEC* | DVP | (development) | 1447 | Diamond et al. (1992) | CCME | Yes |
| Insects | Chironomus tentans | 20d | EC 10 | GRO | (growth, biomass) | 2136 | Elphick et al. (2011) | CCME | Yes |
| Fish | Pimephales promelas | 33d | EC10 | MOR | MOR | 561 | Birge et al. (1985) | RIVM | Yes |
| Fish | Pimephales promelas | 33d | EC 10 | MOR | (survival) | 598 | Birge et al. (1985) In: Elphick et al. (2010) | CCME | Yes |
| Fish | Salmo trutta fario | 8d | NOEC | MOR | (survival) | 607 | Camargo & Tarazona (1991) | CCME | Yes |
| Fish | Oncorhynchus mykiss | 90d ; 8w | NOEC** | GRO | | 784 | Spehar (1986) Memo ; Spehar (1987) Memo | RIVM | Yes |

| Taxons | Espèces | Durée d'expo | Endpoint | Effet | Effet (détaillé) | Concentration retenue (mg Cl ⁻ /L) | Référence | Master Réf | SSD |
|-------------------|----------------------------|----------------|----------|-------|--------------------|---|-------------------|------------|--------|
| Fish | <i>Oncorhynchus mykiss</i> | 7d | EC 25 | REP | (embryo viability) | 989 | Beak (1999) | CCME | NO (2) |
| Fish | <i>Bydianus bydianus</i> | until hatching | EC10 | REP | (Hatching rate) | 1157 | Guo et al. (1993) | RIVM | Yes |
| Amphibians | <i>Xenopus laevis</i> | 7d | EC 10 | MOR | (survival) | 1307 | Beak (1999) | CCME | Yes |
| Amphibians | <i>Rana pipiens</i> | 108d | NOEC* | MOR | (survival) | 2426 | Doe (2010) | CCME | Yes |

* NOEC recalculée depuis une MATC

** Moyenne géométrique de 2 valeurs pour la même espèce, la même durée et le même critère d'effet.

(1) EC10 48h and lower value available from RIVM for the same species

(2) EC25, donnée additionnelle uniquement

(3) LOEC, donnée additionnelle uniquement