



Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique

LE NONYLPHÉNOL ET SES DÉRIVÉS ÉTHOXYLÉS

Nonylphénol (NP) est le terme utilisé pour désigner un groupe d'isomères composés chacun d'une chaîne alkyle de 9 carbones liée à un cycle phénol et de formule chimique $C_{15}H_{24}O$. Les isomères peuvent différer par le degré de branchement de la chaîne alkyle et par la position à laquelle cette dernière est liée au cycle phénol. La majorité du NP produit industriellement est sous la forme 4-nonylphénol (c.-à-d. que la chaîne alkyle est à la position *para*) avec des branchements de chaînes alkyles variés. Le numéro CAS d'un mélange de plusieurs isomères de NP est 84852-15-3. Le NP est un liquide visqueux ayant une masse moléculaire de 220,3 g·mol⁻¹, une solubilité dans l'eau de 5,43 mg·L⁻¹ à 20,5 °C, une tension de vapeur de 4,55 mPa à 25°C et une constante de la loi d'Henry de 11,02 Pa·m³·mol⁻¹ (Reed, 1978; Romano, 1991; Ahel et Giger, 1993; Commission européenne, 1999). Le NP est aussi appelé nonyl phénol et isononylphénol. Les dérivés majeurs du NP sont les nonylphénols éthoxylés (NPE) et les acides nonylphénoxy acétiques (aussi nommés nonylphénols éthoxycarboxylés [NPEC]).

Les NPE sont constitués d'un groupe phénol lié à une chaîne alkyle de 9 carbones et à une chaîne éthoxylée. Leur formule générale est $C_9H_{19}-C_6H_4O(CH_2CH_2O)_nH$, où n peut varier entre 1 et 100, avec une prédominance de NPE industriels contenant entre 6 et 12 groupes éthoxylés. Les NPE sont de nature amphipathique, c'est-à-dire que la partie alkylphényle est hydrophobe et la chaîne éthoxylée est hydrophile. La plupart des applications commerciales et industrielles des NPE se servent de ce caractère surfactant. Les appellations commerciales de certaines préparations de NPE sont Igepal, Imbentin, Lissapol, Marlophen, Surfonic, Tergitol, Terric et Triton (Lee, 1999).

Les NPEC ont une structure chimique similaire à celle des NPE, mais ils possèdent un groupe carboxyle (-COOH) à la fin de la chaîne éthoxylée. La formule chimique des NPEC est $C_9H_{19}-C_6H_4O(CH_2CH_2O)_nCH_2COOH$, où n désigne le nombre de groupes éthoxylés. Les NPEC sont formés pendant la biodégradation aérobie des NPE (Ahel et al., 1994b).

Les NP, NPE et NPEC sont des composés synthétiques qui n'existent pas à l'état naturel. Les concentrations de ces substances trouvées dans l'environnement résultent donc de l'activité humaine. Le NP est majoritairement

utilisé pour la production des NPE; cependant, il est aussi utilisé dans la fabrication de pesticides, comme un additif dans les huiles de lubrification et comme un catalyseur dans le durcissement des résines époxydes (CIS, 1990; Lorenc et al., 1992). Sous la forme de phosphite tris(4-nonylphényl), il peut être utilisé comme antioxydant dans la stabilisation du caoutchouc, des polymères vinyliques, des polyoléfinés et des styréniques (Lorenc et al., 1992).

Les NPE sont présents dans beaucoup de produits de consommation, comme les savons à lessive, shampoings, produits cosmétiques, nettoyants domestiques, peintures au latex et spermicides (Metcalf et al., 1996). Ils ont un vaste éventail d'utilisations dans l'industrie telles que surfactants, détergents, agents mouillants, dispersants, antimousses, produits de désencrage et agents antistatiques. Les grandes industries canadiennes qui les utilisent sont celles du textile et des pâtes et papiers; ils sont aussi utilisés pour la production de plastiques et d'élastomères, l'extraction et la production pétrolières, le traitement du métal, le traitement du cuir, les nettoyants industriels et institutionnels, la peinture et les revêtements protecteurs et les pesticides (Metcalf et al., 1996).

Le NP et ses dérivés éthoxylés peuvent s'infiltrer dans l'environnement pendant la production, l'utilisation, le stockage, le transport ou lors de déversements accidentels. Ils sont principalement rejetés dans l'environnement par le déversement des eaux usées municipales et industrielles dans les eaux de surface. Les voies d'accès à l'environnement terrestre sont l'épandage de pesticides qui contiennent du NP ou des NPE dans leur formulation, l'épandage de boues ou l'utilisation de boues d'épuration ou de papetières sur les sols à des fins agricoles. Les écoulements provenant de ces sources terrestres mènent aussi aux systèmes

Tableau 1. Recommandations pour la qualité des eaux établies pour le nonylphénol et ses dérivés éthoxylés aux fins de la protection de la vie aquatique (Environnement Canada, 2002).

Vie aquatique	Recommandation ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)
Dulcicole	1,0*
Marine	0,7*†

* Basée sur l'équivalence toxique des FÉT du NP.

† Recommandation provisoire.

aquatiques. Même si les NPE à chaîne éthoxylée plus longue ne restent pas dans l'environnement et sont rapidement soumis à une première biodégradation, leurs produits de dégradation sont nettement plus persistants.

La biodégradation est le plus important processus influençant le devenir du NP et des NPE (Ahel et al., 1994b). Les NPE subissent un processus de dégradation en deux phases. Premièrement, un retrait progressif des groupes éthoxylés entraîne la formation de produits de biodégradation intermédiaires (NPE et NPEC à chaîne courte et NP). La seconde étape implique la conversion complète des molécules en CO₂, en H₂O et en sels inorganiques (Swisher, 1987). Les produits de la dégradation intermédiaire sont plus bioréfractaires, c'est-à-dire qu'ils se biodégradent moins facilement que les NPE d'origine; donc leur biodégradation complète est plus lente (Ahel et al., 1994a). Les taux de biodégradation augmentent avec la température (Ahel et al., 1994b; Manzano et al., 1999).

Le NP et les NPE sont également extraits de l'eau par photolyse (Ahel et al., 1994c; Brand et al., 1998) et, à moindre échelle, par volatilisation (Dachs et al., 1999). Les NP et NPE à chaîne courte sont plus hydrophobes que les NPEC et les NPE à chaîne plus longue; ils ont donc une tendance accrue à s'adsorber aux sédiments. Il est démontré que le carbone organique total (COT) contenu dans les sédiments est un facteur déterminant important dans l'adsorption des alkylphénols (Johnson et al., 1998) et des chaînes courtes de NPE (Urano et al., 1983; John et al., 2000). Dans le sol, le NP et les NPE ont tendance à s'adsorber aux particules (Beigel et al., 1998); cependant, le lessivage et l'infiltration ont aussi été observés dans les eaux souterraines (Zoller et al., 1990; Ahel, 1991; Rudel et al., 1998).

Le NP et les NPE comprenant de 1 à 3 groupes éthoxylés présentent une faible bioaccumulation dans les organismes aquatiques; la majorité des FBA et des FBC calculés varient entre 30 et 1 000 (McLeese et al., 1981; Granmo et al., 1991; Ward et Boeri, 1991c; Ahel et al., 1993; Brooke, 1993b; Lewis et Lech, 1996). En général, les FBA diminuent à mesure que l'éthoxylation augmente. D'après le Règlement sur la persistance et la bioaccumulation (Gouvernement du Canada, 2000), une substance est considérée bioaccumulative lorsque son FBA (ou son FBC) est égal ou supérieur à 5 000. Ainsi, selon cette définition, le NP et les NPE ne seraient pas considérés bioaccumulateurs.

Chez les poissons, l'apport du NP et des NPE s'effectue principalement par les branchies et parviennent ensuite aux tissus et aux organes par la circulation sanguine (Granmo et Kollberg, 1976; Arukwe et al., 2000). L'apport se fait assez rapidement et les concentrations dans les tissus atteignent un état stable au cours des trois à dix premiers jours d'exposition (Granmo et Kollberg, 1976; Ward et Boeri, 1991c).

Plus lente que l'apport, l'élimination des contaminants se fait lorsque les poissons exposés au NP et aux NPE retournent en eau douce (Coldham et al., 1998). La demi-vie de l'excrétion corporelle totale a été estimée à quatre jours pour un jeune saumon de l'Atlantique exposé au NP (McLeese et al., 1981). Certains pensent que la dégradation métabolique du NP chez les poissons se fait par oxydation et par formation d'acide glucuronique dans la bile (Lewis et Lech, 1996; Arukwe et al., 2000). Il a aussi été proposé que le processus d' ω -oxydation, suivi d'une β -oxydation, soit le système de biotransformation le plus probable (Thibaut et al., 1999). Une partie de l'excrétion se ferait dans l'urine, en passant par le foie (Granmo et Kollberg, 1976; Thibaut et al., 1999), mais la voie biliaire/fécale est le chemin d'excrétion majeur le plus plausible (Coldham et al., 1998).

Le mécanisme d'action toxique du NP et à tout le moins celui des NPE et NPEC à chaîne éthoxylée plus courte est la narcose (Schüürmann, 1991; Fay et al., 2000; Servos et al., 2000). La toxicité des NPE à chaîne plus longue peut être causée par la surfactance physique, particulièrement à des concentrations élevées dépassant la concentration critique des micelles. Les substances nonylphénoliques peuvent aussi agir comme agonistes des œstrogènes pour perturber les fonctions endocriniennes. Des dépresseurs d'activité œstrogénique, comme la vitellogénine et les protéines de la zone pellucide, ont été observés chez les poissons exposés au NP (Arukwe et al., 1998; Korsgaard et Pedersen, 1998). D'autres preuves d'une perturbation endocrinienne, comme des indices de réduction gonadosomatique, des effets histologiques sur la structure testiculaire, des effets sur la smoltification et des cas d'intersexualité, ont aussi été observées (Madsen et al., 1997; Christiansen et al., 1998; Metcalfe et al., 2001).

Au Canada, le NP et les NPE ont été mesurés dans les eaux douces de surface, les sédiments des milieux dulcicole et marin, les eaux d'égout non traitées, les boues et les effluents d'eaux usées municipales et industrielles et les sols bonifiés par les boues (voir

Environnement Canada, 2002). Aucune donnée canadienne n'a été rapportée pour les concentrations des eaux marines et estuariennes ou des eaux souterraines. Des données en milieu dulcicole de cinq provinces (Colombie-Britannique, Ontario, Québec, Nouvelle-Écosse et Île-du-Prince-Édouard) sont disponibles (Bennie et al. 1997; Rutherford 2001). Les concentrations de NP trouvées dans les eaux dulcicoles canadiennes varient de <0,01 à 1,7 µg·L⁻¹ (Bennie et al., 1997; Rutherford, 2001). Des congénères éthoxylés individuels du NPE peuvent se manifester à des concentrations atteignant 17 µg·L⁻¹ (Rutherford, 2001). Des NPE ont été mesurés à des concentrations aussi élevées que 23 µg·L⁻¹. (D. Berryman, 2000, Direction des écosystèmes aquatiques, ministère de l'Environnement du Québec, Québec, com. pers.)

Élaboration des recommandations pour la qualité des eaux

Les recommandations canadiennes pour la qualité de l'eau visant la protection de la vie aquatique pour le NP et ses dérivés éthoxylés ont été établies selon le protocole du CCME (CCME, 1991). Pour plus de renseignements, consulter le document justificatif (Environnement Canada, 2002).

Vie dulcicole

Un grand nombre de données sont disponibles concernant sur la toxicité aiguë et chronique pour les poissons d'eau douce. Brooke (1993a) a observé une CMEO-91 j de 10,3 µg·L⁻¹ pour l'inhibition de la croissance chez la truite arc-en-ciel *Oncorhynchus mykiss*. Une valeur comparable correspondant à une CMEO-33 j pour la survie de 14 µg·L⁻¹ a été observée chez le tête-de-boule *Pimephales promelas* (Ward et Boeri, 1991b). Les autres concentrations toxiques observées sont généralement d'ordre de grandeur supérieur. Par exemple, des CMEO-28 j et 96 h pour la survie de 126 et 211 µg·L⁻¹, respectivement, ont été observées chez le *Lepomis macrochirus* ainsi que des valeurs de 193 et 230 µg·L⁻¹, respectivement, chez le *P. promelas* (Brooke, 1993b). Les concentrations létales médianes (CL₅₀-96 h) pour le *P. promelas* sont mesurées à 128 µg·L⁻¹ (Brooke, 1993a) et à 135 µg·L⁻¹ (Holcombe et al., 1984), et des valeurs de 209 et 221 µg·L⁻¹ ont été rapportés pour le *L. macrochirus* et le *O. mykiss*, respectivement (Brooke, 1993a).

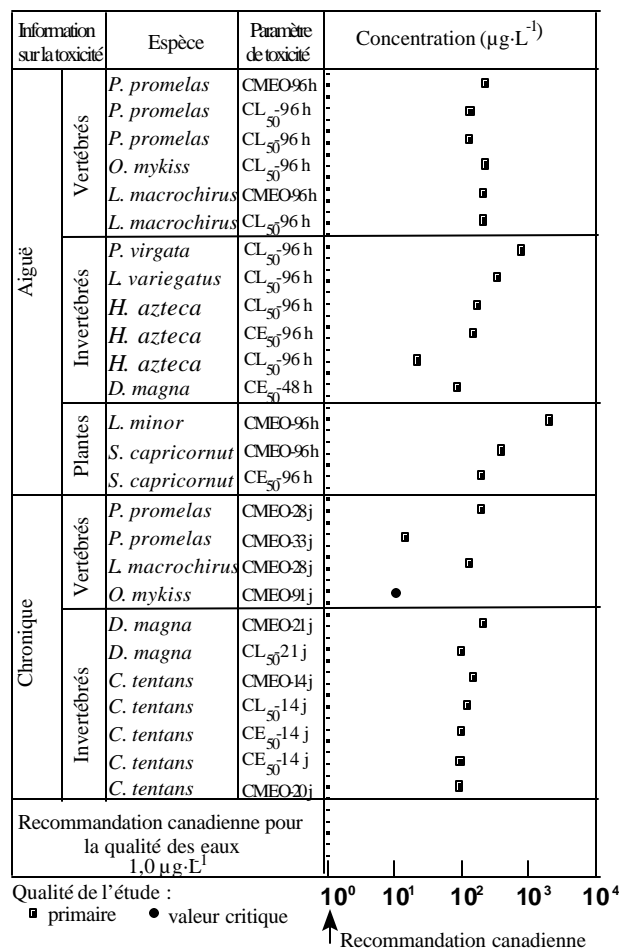


Figure 1. Données choisies sur la toxicité du nonylphénol pour les organismes d'eau douce.

Un nombre considérable de données toxicologiques existe également sur les invertébrés d'eau douce. Une CL₅₀-96 h de 20,7 µg·L⁻¹ a été calculée pour la *Hyalella azteca* (Brooke, 1993a). England et Bussard (1995) ont également observé une CL₅₀-96 h de 170 µg·L⁻¹ et une CE₅₀-96 h de 150 µg·L⁻¹ pour l'immobilisation de la *H. azteca*. Pour la *Daphnia Magna*, des concentrations de 84,8, 100 et 215 µg·L⁻¹ ont été rapportées pour une CE₅₀-48 h pour l'immobilisation (Brooke, 1993a), une CL₅₀-21 j (Brooke, 1993a) et une CMEO-21 j pour la reproduction (Comber et al., 1993), respectivement. Il existe de nombreuses données sur le moucheron *Chironomus tentans*, comme 95 µg·L⁻¹ pour des CE₅₀-14 j concernant les effets défavorables totaux et la croissance larvaire (England et Bussard, 1993), 119 µg·L⁻¹ pour une CL₅₀-14 j (England et Bussard, 1993), 91 µg·L⁻¹ pour une CMEO-20 j pour la survie (Kahl et al., 1997) et 150 µg·L⁻¹ pour une CMEO-14 j

concernant la croissance larvaire (England et Bussard, 1993). Il existe peu de données sur les invertébrés non arthropodes. Brooke (1993a) a observé des CL₅₀-96 h de 342 et 774 µg·L⁻¹ pour l'annélide *Lumbriculus variegatus* et l'escargot *Physella virgata*, respectivement.

Il existe encore moins de données sur la toxicité du NP pour les algues et les macrophytes aquatiques. La production de fronde des macrophytes *Lemna minor* a diminué après une exposition au NP de 96 h à une concentration de 2080 µg·L⁻¹ (Brooke 1993a). L'algue verte *Selenastrum capricornutum* a subi une réduction de croissance après une exposition de 96 h à des concentrations de NP aussi faibles que 190,0 µg·L⁻¹ et la concentration médiane efficace correspondante (CE₅₀) est de 410 µg·L⁻¹ (Ward et Boeri, 1990a).

La recommandation pour la qualité des eaux visant la protection de la vie dulcicole est de 1,0 µg·L⁻¹, calculée en multipliant par un facteur de sécurité de 0,1 la CMEO-91 h de 10,3 µg·L⁻¹ (Brooke, 1993a) obtenue pour l'organisme le plus sensible, la truite arc-en-ciel.

Vie marine

Quelques études de toxicité chronique du NP ont été effectuées chez les poissons marins; cependant, elles donnent toutes des paramètres non conventionnels dont la pertinence écologique est floue. Par exemple, une CMEO-21 j de 24,5 µg·L⁻¹ a été observée pour un indice hépatosomatique croissant chez le flet (*Platichthys flesus*) (Allen et al., 1999). Une CMEO-21 j de 100 µg·L⁻¹ a été observée pour les concentrations croissantes de vitellogénine dans le plasma des loquettes *Zoarces viviparus* (Korsgaard et Pedersen, 1998). Une CMEO-10j de 2203 µg·L⁻¹ a été observée pour l'induction d'anormalités sublétales chez les embryons du choquemort *Fundulus heteroclitus* (Kelly et Di Giulio, 2000). Un grand nombre de tests de toxicité aiguë ont été effectués avec des poissons marins. Des CL₅₀-96 h de 310,0 µg·L⁻¹ (Ward et Boeri, 1990c) et de 142,0 µg·L⁻¹ (Lussier et al., 2000) ont été rapportés pour le vairon à tête de mouton *Cyprinodon variegatus*. Une CL₅₀-96 h de 70,0 µg·L⁻¹ a été calculée pour les *Menidia beryllina* et une CL₅₀-96 h de 17 µg·L⁻¹ a été rapportée pour la plie rouge (*Pleuronectes americanus*) (Lussier et al., 2000). Chez le *F. heteroclitus*, des CL₅₀-96 h de 5441 et 209 µg·L⁻¹ ont été observées pour les embryons et les larves de deux semaines, respectivement (Kelly et Di Giulio, 2000).

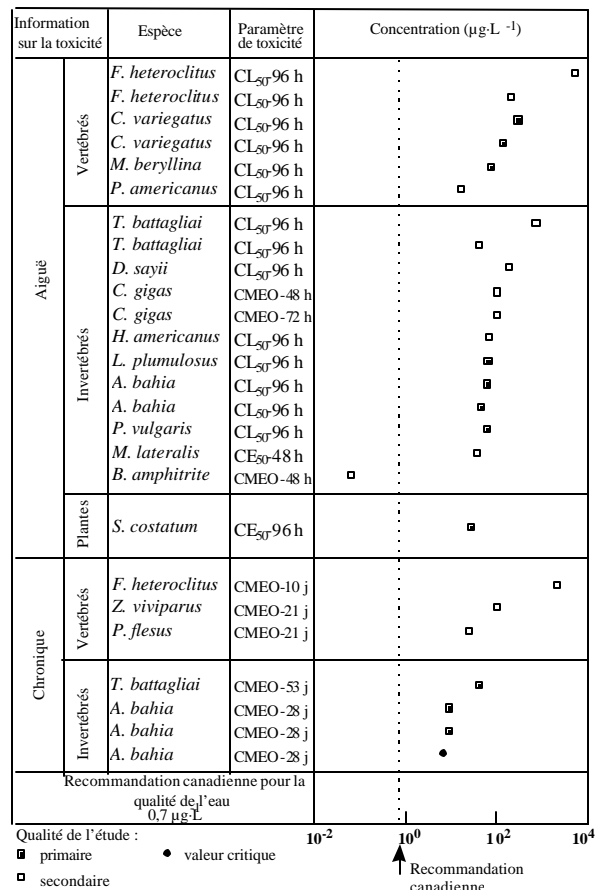


Figure 2. Données choisies sur la toxicité du nonylphénol pour les organismes marins.

Le paramètre le plus faible observé pour un invertébré marin provient d'une étude secondaire menée par Billingham et al. (1998) dans laquelle la CMEO-48 h pour la diminution du peuplement de larves de la balane *Balanus amphitrite* était de 0,06 µg·L⁻¹. Plusieurs études indiquent que le mysidacé *Americamysis bahia* (ancien *Mysidopsis bahia* récemment renommé) est aussi un invertébré marin sensible. Ward et Boeri (1991a) ont rapporté des diminutions de croissance du *A. bahia* après une exposition de 28 jours à des concentrations de NP aussi faibles que 6,7 µg·L⁻¹; une diminution de la reproduction et de la survie ont été observées à des concentrations aussi faibles que 9,1 µg·L⁻¹. Ward et Boeri (1990b) ont aussi observé une CL₅₀-96 h de 43,0 µg L⁻¹ pour *A. bahia* et Lussier et al. (2000) ont observé une CL₅₀-96 h de 60,6 µg·L⁻¹ pour la même espèce. Des CL₅₀-96 h légèrement supérieures, soit 59,4, 61,6, 71,0 et > 195 µg·L⁻¹ sont observées pour la crevette *Paleomonetes vulgaris*, l'amphipode

Leptocheirus plumulosus, le homard *Homarus americanus*, et le crabe *Dyspanopeus sayii*, respectivement (Lussier et al., 2000). Lussier et al. (2000) ont aussi observé une $CE_{50-48\text{ h}}$ de $37,9\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ pour l'inhibition de la fécondation chez la palourde *Mulinia lateralis*. Une étude de 53 jours effectuée sur le copépode *Tisbe battagliai* a rapporté une CMEO de $41,0\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ pour la production des œufs, pour la survie de la descendance et pour le taux intrinsèque d'accroissement (Bechman, 1999). Chez cette même espèce, les $CL_{50-96\text{ h}}$ pour les nauplii et les adultes sont de 31 à $62\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ et de 500 à $1\ 000\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, respectivement (Bechmann, 1999). Les larves de l'huître du Pacifique *Crassostrea gigas* exposées à $100\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ont présenté plusieurs déformations associées à une CMEO-48 h et un retard de développement pour une CMEO-72 h (Nice et al., 2000).

Ward et Boeri (1990d) ont rapporté une $CE_{50-96\text{ h}}$ de $27,0\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ pour l'inhibition de la croissance chez l'algue marine *Skeletonema costatum*.

La concentration avec effets non létaux la plus sensible est $0,06\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, basée sur la diminution de peuplement larvaire chez la balane. Toutefois, cette étude n'a pas été utilisée pour l'élaboration de la recommandation puisqu'un court temps d'exposition était impliqué, qu'elle utilisait un paramètre non conventionnel et qu'elle se situait à au moins deux ordres de grandeurs sous les autres paramètres rapportés dans la littérature. La confiance dans cette étude n'était pas assez élevée pour baser la valeur de la recommandation sur cette CMEO. La recommandation provisoire pour la qualité des eaux visant la protection de la vie marine est de $0,7\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. Elle a été calculée en multipliant par un facteur de sécurité de 0,1 (CCME, 1991) la CMEO-28 j de $6,7\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ pour la faible croissance chez le mysidacé (*A. Bahia*) (Ward et Boeri, 1991a).

Facteur d'équivalence toxique

Les recommandations du présent feuillet d'information ont été élaborées selon les données de toxicité du NP, mais elles devraient aussi s'appliquer aux NPE et aux NPEC en utilisant d'équivalence toxique (ÉT).

Généralement, le NP, les NPE et les NPEC se présentent dans l'environnement aquatique sous forme

de mélanges. Pour obtenir une évaluation acceptable de la concentration de ces substances dans l'eau, les sédiments et les sols, il est donc plus utile d'élaborer des recommandations qui tiennent compte de leurs effets combinés. L'approche d'équivalence toxique (ÉT) permet d'y arriver.

L'approche d'ÉT est utilisée pour caractériser la toxicité d'un mélange comprenant des composés reliés, en exprimant la toxicité de chaque composé en termes communs et en les additionnant. L'application de l'approche d'ÉT demande un même mécanisme d'action toxique pour tous les composés du mélange afin que leurs effets soient cumulatifs. Les substances nonylphénoliques répondent à cette exigence. À des concentrations environnementales typiques et pour des paramètres de toxicité conventionnels, le mécanisme d'action toxique du NP et à tout le moins celui des NPE et NPEC à chaîne éthoxylée plus courte est la narcose (Schüürmann, 1991; Fay et al., 2000; Servos et al., 2000). Si ces substances agissent en causant la narcose, l'additivité de leurs effets (opposée à la synergie et à l'antagonisme) est donc la plus probable (Servos et al., 2000).

Les valeurs de toxicité relative, ou facteurs d'équivalence toxique (FÉT) du NP, ont été calculées pour différents composés nonylphénoliques (Tableau 2). Ces FÉT ont été calculés grâce à un vaste ensemble de données, comprenant des études aiguës et chroniques sur une gamme de vertébrés et d'invertébrés aquatiques. Les concentrations toxiques obtenues pour les différents composés nonylphénoliques ont été associées aux paramètres avec effets similaires du NP pour la même espèce et, dans la mesure du possible, du même laboratoire; le coefficient de toxicité relative a ensuite été calculé. À partir de la liste des valeurs de toxicité relative obtenue pour chaque groupe de composés, un facteur moyen de toxicité relative (FÉT) a été calculé, donnant plus d'importance aux études supposées être de qualité supérieure.

La concentration totale de NP et de ses équivalents dans un échantillon peut être calculée avec l'équation suivante :

$$ÉT\ total = \sum_{i=1}^n (C_i \times FÉT_i)$$

LE NONYLPHÉNOL ET SES DÉRIVÉS ÉTHOXYLÉS

Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique

ÉT = la concentration du mélange de composés nonylphénoliques sous la forme d'équivalents toxiques du NP
 n = le nombre de composés nonylphénoliques
 i = 1, 2, 3, ..., n
 C_i = la concentration du composé i
 FÉT_i = le facteur d'équivalence toxique pour le composé i (sans unité).

L'évaluation d'un mélange de composés nonylphénoliques devrait comporter des concentrations de NPE et de NPEC exprimées en termes d'équivalents de NP et la somme de ces concentrations devrait alors être comparée aux recommandations élaborées dans ce document. De plus, pour le calcul des équivalents totaux du NP, il est recommandé de considérer l'octylphénol (OP), les dérivés de l'octylphénol (OPE) ou les octylphénols éthoxycarboxylés (OPEC) si ces substances sont présentes dans les échantillons. L'OP et les OPE ont des structures et des comportements très similaires à ceux du NP et des NPE, et ils réagissent probablement selon un mode d'action similaire.

Références

Ahel, M. 1991. Infiltration of organic pollutants into groundwater: Field studies in the alluvial aquifer of the Sava River. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 47:586-593.

Ahel, M., and W. Giger. 1993. Aqueous solubility of alkylphenols and alkylphenol polyethoxylates. *Chemosphere* 26:1461-1470.

Ahel, M., J. McEvoy, and W. Giger. 1993. Bioaccumulation of the lipophilic metabolites of nonionic surfactants in freshwater organisms. *Environ. Pollut.* 79:243-248.

Ahel, M., W. Giger, and M. Koch. 1994a. Behaviour of alkylphenol polyethoxylate surfactants in the aquatic environment. 1. Occurrence and transformation in sewage treatment. *Water Res.* 28:1131-1142.

Ahel, M., W. Giger, and C. Schaffner. 1994b. Behaviour of alkylphenol polyethoxylate surfactants in the aquatic environment. 2. Occurrence and transformation in rivers. *Water Res.* 28:1143-1152.

Ahel, M., F. E.J. Scully, J. Hoigné, and W. Giger. 1994c. Photochemical degradation of nonylphenol and nonylphenol polyethoxylates in natural waters. *Chemosphere* 28:1361-1368.

Allen, Y., A.P. Scott, P. Matthiessen, S. Haworth, J.E. Thain, and S. Feist. 1999. Survey of estrogenic activity in United Kingdom estuarine and coastal waters and its effects on gonadal development of the flounder *Platichthys flesus*. *Environ. Toxicol. Chem.* 18:1791-1800.

Arukwe, A., T. Celius, B.T. Walther, and A. Goksøyr. 1998. Plasma levels of vitellogenin and eggshell Zona radiata proteins in 4 nonylphenol and o,p'-DDT treated juvenile atlantic salmon (*Salmo salar*). *Mar. Environ. Res.* 46:133-136.

Arukwe, A., R. Thibaut, K. Ingebrigtsen, T. Celius, A. Goksøyr, and J.-P. Cravedi. 2000. In vivo and in vitro metabolism and organ

Tableau 2. Facteurs d'équivalence toxique (FÉT) pour le NP, les NPE, les NPEC, l'OP, l'OPE et les OPEC (Servos et al., 2000; Environnement Canada, 2002).

Produit chimique	FET (relatifs au NP)
NP	1
NPnEO (1 ≤ n ≤ 8)	0,5
NPnEO (n ≥ 9)	0,005
NP1EC	0,005
NP2EC	0,005
OP	1
OPnEO (1 ≤ n ≤ 8)	0,5
OPnEO (n ≥ 9)	0,005
OP1EC	0,005
OP2EC	0,005

distribution of nonylphenol in Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Aquat. Toxicol.* 49:289-304.

Bechmann, R.K. 1999. Effect of the endocrine disrupter nonylphenol on the marine copepod *Tisbe battagliai*. *Sci. Total Environ.* 233:33-46.

Beigel, C., E. Barriuso, and R. Calvet. 1998. Sorption of low levels of nonionic and anionic surfactants on soil: Effects on sorption of triticonazole fungicide. *Pestic. Sci.* 54:52-60.

Bennie, D.T., C.A. Sullivan, H.B. Lee, T.E. Peart, and R.J. Maguire. 1997. Occurrence of alkylphenols and alkylphenol mono- and diethoxylates in natural waters of the Laurentian Great Lakes basin and the upper St. Lawrence River. *Sci. Total Environ.* 193:263-275.

Billinghurst, Z., A.S. Clare, T. Fileman, J. McEvoy, J. Readman, and M.H. Depledge. 1998. Inhibition of barnacle settlement by the environmental oestrogen 4-nonylphenol and the natural oestrogen 17 beta oestradiol. *Mar. Pollut. Bull.* 36:833-839.

Brand, N., G. Mailhot, and M. Bolte. 1998. Degradation photoinduced by Fe(III): Method of alkylphenol ethoxylates removal in water. *Environ. Sci. Technol.* 32:2715-2720.

Brooke, L.T. 1993a. Acute and chronic toxicity of nonylphenol to ten species of aquatic organisms. USEPA contract no. 68-C1-0034, 1-36. U.S. Environmental Protection Agency, Duluth, MN.

———. 1993b. Accumulation and lethality for two freshwater fishes (fathead minnow and bluegill) to nonylphenol. USEPA contract no. 68-C1-0034; work assignment no. 1-12. Ed. R.L. Spehar. U.S. Environmental Protection Agency, Duluth, MN.

CCME. (Le Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1991. Annexe IX — Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des eaux en vue de la protection de la vie aquatique (avril 1991). Dans *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux*, Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement. 1987. Préparé par le Groupe de travail pour les recommandations sur la qualité des eaux. [Mis à jour et réimprimé avec de légères modifications dans les *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, chapitre 4, Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999, Winnipeg.]

Christiansen, T., B. Korsgaard, and A. Jespersen. 1998. Induction of vitellogenin synthesis by nonylphenol and 17 beta -estradiol and

- effects on the testicular structure in the eelpout *Zoarces viviparus* Mar. Environ. Res. 46:141–144.
- CIS (Camford Information Services). 1990. CPI product profile: Nonylphenol. CIS, Don Mills, ON.
- Coldham, N.G., S. Sivapathasundaram, M. Dave, L.A. Ashfield, T.G. Pottinger, C. Goodall, and M.J. Sauer. 1998. Biotransformation, tissue distribution, and persistence of 4-nonylphenol residues in juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). Drug Metab. Dispos. 26:347–354.
- Comber, M.H.I., T.D. Williams, and K.M. Stewart. 1993. The effects of nonylphenol on *Daphnia magna*. Water Res. 27:273–276.
- Dachs, J., D.A. Van Ry, and S.J. Eisenreich. 1999. Occurrence of estrogenic nonylphenols in the urban and coastal atmosphere of the lower Hudson River estuary. Environ. Sci. Technol. 33:2676–2679.
- England, D.C., and J.B. Bussard. 1993. Toxicity of nonylphenol to the midge *Chironomus tentans*. Analytical Bio-Chemistry Laboratories, Inc. Report No. 40597. Chemical Manufacturers Association, Washington, DC.
- . 1995. Toxicity of nonylphenol to the amphipod *Hyaella azteca* (Saussure). Analytical Bio-Chemistry Laboratories, Inc. Report No. 41569. Chemical Manufacturers Association, Washington, DC.
- Environnement Canada. 2002. Canadian environmental quality guidelines for nonylphenol and its ethoxylates. Scientific supporting document (water, sediment, and soil). Environnement Canada, Direction de la qualité de l'environnement, Bureau national des recommandations et des normes, Ottawa.
- Commission européenne. 1999. Draft European Union risk assessment report: Nonylphenol and phenol, 4-nonyl-, branched. 2nd Priority List. European Chemicals Bureau. Rapport provisoire préparé en septembre 1999 par le rapporteur du R.-U.
- Fay, A.A., B.J. Brownawell, A.A. Elskus, and A. E. McElroy. 2000. Critical body residues in the marine amphipod *Ampelisca abdita*: Sediment exposures with nonionic organic contaminants. Environ. Toxicol. Chem. 19:1028–1035.
- Gouvernement du Canada. 2000. Règlement sur la persistance et la bioaccumulation. Gazette du Canada, partie II, 134: 607–611.
- Granmo, Å., and S. Kollberg. 1976. Uptake pathways and elimination of a nonionic surfactant in cod (*Gadus morrhua* [sic *morhua*] L.). Water Res. 10:189–194.
- Granmo, Å., S. Kollberg, M. Berggren, R. Ekelund, K. Magnusson, L. Renberg, and C. Wahlberg. 1991. Bioaccumulation of nonylphenol in caged mussels in an industrial coastal area on the Swedish west coast. Dans : Organic micropollutants in the aquatic environment: Proceedings of the sixth European symposium held in Lisbon, Portugal, G. Angeletti and A. Björseth (eds.), pp. 71–79. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Netherlands.
- Holcombe, G.W., G.L. Phipps, M.L. Knuth, and T. Felhaber. 1984. The acute toxicity of selected substituted phenols, benzenes and benzoic acid esters to fathead minnows *Pimephales promelas* Environ. Pollut. (Series A) 35:367–381.
- John, D.M., W.A. House, and G.F. White. 2000. Environmental fate of nonylphenol ethoxylates: Differential adsorption of homologs to components of river sediment. Environ. Toxicol. Chem. 19:293–300.
- Johnson, A.C., C. White, T.J. Besien, and M.D. Jürgens. 1998. The sorption potential of octylphenol, a xenobiotic oestrogen, to suspended and bed-sediments collected from industrial and rural reaches of three English rivers. Sci. Total Environ. 210/211:271–282.
- Kahl, M.D., E.A. Makynen, P.A. Kosian, and G.T. Ankley. 1997. Toxicity of 4-nonylphenol in a life-cycle test with the midge *Chironomus tentans*. Ecotoxicol. Environ. Saf. 38:155–160.
- Kelly, S.A. and R.T. Di Giulio. 2000. Developmental toxicity of estrogenic alkylphenols in killifish (*Fundulus heteroclitus*). Environ. Toxicol. Chem. 19:2564–2570.
- Korsgaard, B., and K.L. Pedersen. 1998. Vitellogenin in *Zoarces viviparus*: Purification, quantification by ELISA and induction by estradiol-17 beta and 4-nonylphenol. Comp. Biochem. Physiol. C Comp. Pharmacol. Toxicol. 120:159–166.
- Lee, H.-B. 1999. Review of analytical methods for the determination of nonylphenol and related compounds in environmental samples. Water Qual. Res. J. Can. 34:3–35.
- Lewis, S.K., and J.J. Lech. 1996. Uptake, disposition, and persistence of nonylphenol from water in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). Xenobiotica 26:813–819.
- Lorenc, J.F., G. Lambeth, and W. Scheffer. 1992. Alkylphenols. Dans : Kirk-Othmer encyclopedia of chemical technology, J.I. Kroschwitz and M. Howe-Grant (eds.), vol. 2, pp. 113–143. 4th ed. John Wiley and Sons, New York.
- Lussier, S.M., D. Champlin, J. LiVolsi, S. Poucher, and R.J. Pruell. 2000. Acute toxicity of *para*-nonylphenol to saltwater animals. Environ. Toxicol. Chem. 19:617–621.
- Madsen, S.S., A.B. Mathiesen, and B. Korsgaard. 1997. Effects of 17 β -estradiol and 4-nonylphenol on smoltification and vitellogenesis in Atlantic salmon (*Salmo salar*). Fish Physiol. Biochem. 17:303–312.
- Maguire, R.J. 1999. Review of the persistence of nonylphenol and nonylphenol ethoxylates in aquatic environments. Water Qual. Res. J. Can. 34:37–78.
- Manzano, M.A., J.A. Perales, D. Sales, and J.M. Quiroga. 1999. The effect of temperature on the biodegradation of a nonylphenol polyethoxylate in river water. Water Res. 33:2593–2600.
- McLeese, D.W., V. Zitko, D.B. Sergeant, L. Burrige, and C.D. Metcalfe. 1981. Lethality and accumulation of alkylphenols in aquatic fauna. Chemosphere 10:723–730.
- Metcalfe, C., L. Hoover, and S. Sang. 1996. Nonylphenol ethoxylates and their use in Canada. Fonds mondial pour la nature Canada, Toronto.
- Metcalfe, C.D., T.L. Metcalfe, Y. Kiparissis, B.G. Koenig, C. Khan, R.J. Hughes, T.R. Croley, R.E. March, and T. Potter. 2001. Estrogenic potency of chemicals detected in sewage treatment plant effluents as determined by in vivo assays with Japanese medaka (*Oryzias latipes*). Environ. Toxicol. Chem. 20:297–308.
- Nice, H.E., M.C. Thorndyke, D. Morrill, S. Steele, and M. Crane. 2000. Development of *Crassostrea gigas* larvae is affected by 4-nonylphenol. Mar. Pollut. Bull. 40:491–496.
- Reed, H.W.B. 1978. Alkylphenols. Dans : Kirk-Othmer encyclopedia of chemical technology, M. Grayson, D. Eckroth, H.F. Mark, D.F. Othmer, C.G. Overberger, and G.T. Seaborg (eds.), vol. 2, pp. 72–96. 3rd ed. John Wiley and Sons, New York.
- Romano, R.R. 1991. Current studies on nonylphenol—Physical/chemical, biodegradation and aquatic effects. Dans : Proceedings of the seminar on nonylphenol ethoxylates (NPE) and nonylphenol (NP) (1991); Saltsjöbaden, Sweden, Feb. 6–8, 1991, pp. 233–239. ISBN 91-620-3907-5. Ingvar Bingman, Publ., Stockholm. (Cité dans Maguire 1999.)
- Rudel, R.A., S.J. Melly, P.W. Geno, G. Sun, and J.G. Brody. 1998. Identification of alkylphenols and other oestrogenic phenolic compounds in wastewater, septage, and groundwater on Cape Cod, Massachusetts. Environ. Sci. Technol. 32:861–869.
- Rutherford, L. 2001. Communication personnelle. Protection de l'environnement, Environnement Canada, région de l'Atlantique. Dartmouth, Nouvelle-Écosse.
- Schüürmann, G. 1991. Acute aquatic toxicity of alkyl phenol ethoxylates. Ecotoxicol. Environ. Saf. 21:227–233.
- Servos, M.R., R.J. Maguire, D.T. Bennie, H.B. Lee, P.M. Cureton, N. Davidson, R. Sutcliffe and D.F.K. Rawn. 2000. Canadian Environmental Protection Act. Priority Substances List. Supporting document for nonylphenol and its ethoxylates. Environnement Canada, Direction générale de la prévention de la pollution par les déchets toxiques, Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux, Ottawa. Doc non publié.

- Swisher, R.D. (ed.). 1987. Surfactant biodegradation. 2nd ed., revised and expanded. Surfactant Science Series, vol. 18. Marcel Dekker, Inc, New York.
- Thibaut, R., L. Debrauwer, D. Rao, and J.P. Cravedi. 1999. Urinary metabolites of 4-n-nonylphenol in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Sci. Total Environ.* 233:193–200.
- Urano, K., M. Saito, and C. Murata. 1984. Adsorption of surfactants on sediments. *Chemosphere* 13:293–300.
- Ward, T.J., and R.L. Boeri. 1990a. Acute static toxicity of nonylphenol to the freshwater alga *Selenastrum capricornutum*. Report No. 8969-CMA. Dans : Four environmental effects 4 nonylphenol final reports. EnviroSystems Division, Resource Analysts Inc. Alkylphenol and Ethoxylates Panel, Chemical Manufacturers Association, Washington, DC.
- . 1990b. Acute flow through toxicity of nonylphenol to the mysid *Mysidopsis bahia*. Report No. 8974-CMA. Dans : Four environmental effects 4-nonylphenol final reports. EnviroSystems Division, Resource Analysts Inc. Alkylphenol and Ethoxylates Panel, Chemical Manufacturers Association, Washington, DC.
- . 1990c. Acute flow through toxicity of nonylphenol to the sheepshead minnow, *Cyprinodon variegatus*. Report No. 8972-CMA. Dans : Four environmental effects 4-nonylphenol final reports. EnviroSystems Division, Resource Analysts Inc. Alkylphenol and Ethoxylates Panel, Chemical Manufacturers Association, Washington, DC.
- . 1990d. Acute static toxicity of nonylphenol to the marine alga *Skeletonema costatum*. Report No. 8970-CMA. Dans : Four environmental effects 4-nonylphenol final reports. EnviroSystems Division, Resource Analysts Inc. Alkylphenol and Ethoxylates Panel, Chemical Manufacturers Association, Washington, DC.
- . 1991a. Chronic toxicity of nonylphenol to the mysid *Mysidopsis bahia*. Report No. 8977-CMA. Dans : Two environmental effects 4-nonylphenol final reports. EnviroSystems Division, Resource Analysts Inc. Alkylphenol and Ethoxylates Panel, Chemical Manufacturers Association, Washington, DC.
- . 1991b. Early life stage toxicity of nonylphenol to the fathead minnow, *Pimephales promelas*. Report No. 8979-CMA. Dans : Two environmental effects 4-nonylphenol final reports. EnviroSystems Division, Resource Analysts Inc. Alkylphenol and Ethoxylates Panel, Chemical Manufacturers Association, Washington, DC.
- . 1991c. Bioconcentration test with nonylphenol and the fathead minnow, *Pimephales promelas*. Report No. 8975-CMA. EnviroSystems Division, Resource Analysts Inc. Alkylphenol and Ethoxylates Panel, Chemical Manufacturers Association, Washington, DC.
- Zoller, U., E. Ashash, G. Ayali, and S. Shafir. 1990. Nonionic detergents as tracers of ground water pollution caused by municipal sewage. *Environ. Int.* 16:301–306.

Comment citer ce document :

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2002. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux — Protection de la vie aquatique : Le nonylphénol et ses dérivés éthoxylés, dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 1999, Winnipeg, le Conseil canadien des ministres de l'environnement.

Pour les questions de nature scientifique, veuillez communiquer avec :

Environnement Canada
Bureau national des recommandations et des normes
351, boul. St-Joseph
Hull (Québec) K1A 0H3
Téléphone : (819) 953-1550
Télécopieur : (819) 953-0461
Courrier électronique : ceqg-rcqe@ec.gc.ca
Adresse internet : <http://www.ec.gc.ca>

Pour obtenir d'autres exemplaires de ce document, veuillez communiquer avec :

Documents du CCME
Sans frais : 1 800 805-3025
www.ccme.ca

© Conseil canadien des ministres de l'environnement 2002
Extrait de la publication n° 1300; ISBN 1-896997-36-8

Also available in English.