



Environment and
Climate Change Canada

Environnement et
Changement climatique Canada

***Loi canadienne sur la protection de l'environnement
(1999)***

**Recommandations fédérales pour la qualité de
l'environnement**

Bisphénol A

Environnement et Changement climatique Canada

Date de publication: juin 2018

Introduction

Les Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement (RFQE) sont des points de référence pour la qualité de l'environnement. Elles sont basées uniquement sur les effets ou les risques toxicologiques de substances ou de groupes de substances spécifiques. Elles ont trois fonctions. En premier lieu, elles peuvent servir d'outil de prévention de la pollution en fournissant des objectifs pour la qualité acceptable de l'environnement. En deuxième lieu, elles peuvent aider à évaluer l'importance des concentrations des substances chimiques actuellement présentes dans l'environnement (surveillance des eaux, des sédiments et des tissus biologiques). Enfin, elles peuvent servir de mesures de la performance des activités de gestion des risques. Le recours aux RFQE est volontaire, à moins que celles-ci ne soient exigées en vertu d'un permis ou d'autres outils de réglementation. Par conséquent, ces RFQE, qui s'appliquent à l'environnement ambiant, ne constituent pas des limites pour les effluents ni des valeurs « à ne jamais dépasser », mais elles peuvent être utilisées pour le calcul de telles limites. L'élaboration des RFQE relève de la responsabilité du ministre fédéral de l'Environnement, en vertu de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (1999) [LCPE] (Gouvernement du Canada (GC) 1999). L'objectif est d'élaborer des RFQE pour appuyer l'évaluation/gestion des risques des produits chimiques d'intérêt prioritaire recensés grâce au Plan de gestion des produits chimiques (PGPC) ou d'autres initiatives fédérales. Dans la présente fiche d'information, nous décrivons les RFQE pour l'eau, les sédiments et les tissus biologiques pour la protection de la vie aquatique et des mammifères qui consomment des espèces aquatiques contre les effets nocifs du bisphénol A (BPA) (tableau 1). La présente fiche d'information est basée en grande partie sur les données contenues dans le Rapport d'évaluation préalable (REP) publié dans le cadre du Plan de gestion des produits chimiques du Canada (Environnement Canada, Santé Canada (EC, SC) 2008) et a été révisée suite à des commentaires du public.

Étant donné que ce sont des points de référence pour la qualité du milieu ambiant et qu'elles sont fondées uniquement sur des données sur les effets toxicologiques, les RFQE sont similaires aux recommandations du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). Lorsque des données le permettent, les RFQE sont établies en suivant les méthodes du CCME. Les RFQE sont élaborées lorsque le gouvernement fédéral a besoin d'une recommandation (p. ex., pour soutenir les activités fédérales en matière de gestion ou de surveillance des risques), et que les recommandations du CCME pour une substance donnée n'ont pas encore été établies ou ne devraient pas être mises à jour dans un proche avenir.

Tableau 1. Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement pour le bisphénol A (BPA).

Eau (µg/L)	Sédiments* (µg/kg ps)	Aliments des espèces sauvages (µg/kg de nourriture ph)	
		Mammifères	Aviaires
3,5	25	660	110

*Valeurs nominales pour 1 % de carbone organique
ps – poids sec; ph – poids humide.

Identité de la substance

Le BPA, 4,4'-(propane-2,2-diyl)bisphénol (n° CAS 80-05-7), est un composé organique synthétique possédant deux groupes fonctionnels phénol. Il est utilisé pour la production de résines époxydes et de polycarbonates. Le BPA est considéré par le Bureau européen des produits chimiques comme un produit toxique pour la reproduction de catégorie 3, c'est-à-dire une substance qui est préoccupante pour la fertilité humaine en raison de preuves de toxicité pour la reproduction obtenues chez des animaux de laboratoire (EC, SC 2008). Environnement Canada et Santé Canada ont évalué les effets potentiels du BPA sur la santé humaine et l'environnement, en tenant compte de sa persistance et de son potentiel de bioaccumulation (EC, SC 2008). En se basant sur cette évaluation, il a été conclu que le BPA pénètre ou peut pénétrer dans l'environnement en une quantité ou une concentration ou dans des conditions qui ont ou qui peuvent avoir

un effet nocif immédiat ou à long terme sur l'environnement ou sur sa diversité biologique et qui constitue ou peut constituer un danger au Canada pour la vie humaine ou la santé humaine (EC, SC, 2008). Le BPA satisfait aux critères de persistance dans les sédiments (mais non dans l'air, l'eau ni les sols), mais ne répond pas aux critères de potentiel de bioaccumulation (EC, SC 2008), stipulés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (GC 2000). Il existe un certain nombre de sources de BPA, y compris la production, l'utilisation et l'élimination de nombreux polymères. En outre, dans des conditions anaérobies, un composé connexe, le tétrabromobisphénol A (TBBPA), peut être débromé dans l'environnement pour former du bisphénol A (BPA). Par conséquent, la présence de BPA dans l'environnement peut être due à des rejets directs, mais il y a également une forte possibilité qu'elle soit due à la débromation de TBBPA. Des RFQE pour le TBBPA ont également été établies (EC 2016).

Utilisations

Aucun BPA n'a été produit au Canada au-delà du seuil déclarable de ≥ 100 kg, en 2006. Cependant, de 100 000 à 1 million de kg y ont été utilisés, et environ 500 000 kg y ont été importés sous forme de BPA ou de composant de mélanges ou des produits manufacturés (EC, SC 2008). Les principales utilisations du BPA déclarées au Canada étaient les suivantes : résines, agents de traitement, durcisseurs, monomères, cartons d'emballage, boîtes métalliques et revêtements industriels (EC, SC 2008). Le BPA est largement utilisé dans des polycarbonates pour la fabrication de disques compacts, de contenants en contact avec les aliments et les boissons (p. ex., bouteilles, pichets, bonbonnes d'eau, vaisselle et contenants), les canalisations d'eau, les dispositifs médicaux, les applications de glaçage, les films ainsi que par les industries de l'électricité, de l'électronique et de l'automobile (EFSA 2006, NTP 2007). Le gouvernement du Canada a pris un certain nombre de mesures de gestion des risques afin de réduire les rejets dans l'environnement, y compris un avis de planification de la prévention de la pollution pour les utilisateurs industriels et commerciaux de BPA, ainsi qu'une entente sur la performance environnementale avec les usines de recyclage du papier. Dans les deux cas, les concentrations cibles de rejets dans les effluents industriels et des usines de recyclage du papier ont été établies à 1,75 µg/L, en se basant sur une concentration prévue sans effet (CPSE) tirée du REP de 2008 (GC 2012a, 2013). Toutes ces mesures devraient permettre de réduire les intrants dus aux sources ponctuelles dans les usines de traitement des eaux usées et les eaux de surface. Pour ce qui est des préoccupations concernant la santé humaine, le gouvernement du Canada a interdit l'importation et la vente de biberons en polycarbonate contenant du bisphénol A (GC 2012b), et poursuit ses efforts visant à réduire au minimum l'exposition due à des contenants alimentaires, afin de s'assurer que l'exposition de la population canadienne au BPA est la plus faible possible, en particulier celle des nouveau-nés et des nourrissons (SC 2012).

Devenir, comportement et répartition dans l'environnement

Le BPA est caractérisé par une faible pression de vapeur ($5,3 \times 10^{-6}$ Pa) et une solubilité modérée dans l'eau (120-257 mg/L) (EC, SC 2008). Le logarithme de son coefficient de partage carbone organique-eau ($\log K_{co}$) est de 2,85 (ECB 2003; Loffredo et Senesi 2006), indiquant une affinité modérée pour les sédiments. Lorsque du BPA est rejeté dans l'atmosphère, il devrait presque entièrement se retrouver dans la phase particulaire et devrait être éliminé dans les dépôts secs ou par photolyse (Eisenreich et coll. 1981). La faible fraction présente en phase vapeur devrait réagir avec des radicaux hydroxyles produits photochimiquement (demi-vie ~ 0,13 jours; AOPWIN 2000) ou être photolysée. Lorsque du BPA est rejeté dans l'eau, la majeure partie (96,9 %) devrait y rester en raison de sa solubilité modérée (EQC 2003). De même, en raison de sa tendance modérément faible à se répartir dans le carbone organique, la majeure partie du BPA (78,7 à 99,3 %) se retrouvera dans le sol lorsque le récepteur primaire après le rejet est le sol. La biodégradation devrait être le processus dominant d'élimination du BPA dans la plupart des milieux aquatiques et terrestres, les demi-vies par biodégradation étant inférieures à quatre jours dans les eaux naturelles (Dorn et coll. 1987). Cela permet de croire que le milieu dans lequel le BPA est rejeté peut jouer un rôle particulièrement important pour son devenir et sa répartition dans l'environnement. De nombreuses études ont montré que le bisphénol A ne se dégrade pas ou seulement lentement dans des conditions de concentration d'oxygène faible ou nulle (Ronen et Abeliovich 2000, Voordeckers et coll. 2002, Ying et Kookana 2003, Ying et coll. 2003). Sa présence, mesurée dans les sédiments, un milieu dans lequel il n'est pas rejeté directement, est une preuve supplémentaire de cette lente dégradation.

La gamme de pK_a élevée, de 9,59 à 11,30, indique que le BPA est un acide très faible (EC, SC 2008). Shareef et coll. (2006) n'ont rapporté aucune variation significative de la solubilité du BPA dans la gamme de pH de 4 à 10, ni aucun changement de la force ionique (jusqu'à 0,1 mole/L de nitrate de potassium). L'adsorption du BPA sur le sol est généralement réversible, la désorption se produisant rapidement et complètement. Il est donc anticipé qu'il sera lixivié en profondeur dans le sol, et pourrait contaminer les eaux souterraines lorsque les sols sont sableux et acides (Loffredo et Senesi 2006). La contamination potentielle des eaux souterraines due à la contamination des sols par le BPA est spécifique du site et il est donc difficile de la prévoir pour l'ensemble du paysage canadien (EC, SC 2008), mais elle pourrait prendre la forme de contamination par des infiltrations souterraines provenant de décharges, d'infrastructures municipales de traitement des eaux usées ou de fosses septiques (Rudel et coll. 1998).

Le logarithme du coefficient de partage octanol-eau ($\log K_{oc}$) est de 3,32, suggérant que le BPA peut avoir un certain potentiel d'accumulation dans les organismes. Cependant, cette substance présente un faible potentiel de bioaccumulation, basé sur son facteur de bioconcentration (FBC) établi pour les poissons et d'autres espèces aquatiques. Les FBC mesurés vont de 3,5 à 68 chez les poissons (NITE 1977, Lindholst et coll. 2001, Lee et coll. 2004), mais sont plus élevés chez les palourdes d'eau douce (107 à 144; Heinonen et coll. 2002) et les grenouilles (131 à 147; Koponen et coll. 2007). Takahashi et coll. (2003) ont calculé des facteurs de bioaccumulation (FBA) de 18 à 650 pour le périphyton et de 8 à 170 pour le benthos, et ont suggéré que les aliments peuvent constituer une voie importante d'absorption pour les organismes dans le milieu aquatique.

Concentrations mesurées

Environnement Canada et Santé Canada (2008) ont rapporté des concentrations ambiantes de BPA au Canada, atteignant respectivement 12 µg/L et 0,061 µg/kg ps dans les eaux de surface et les sédiments. La majeure partie des concentrations mesurées dans les eaux de surface était beaucoup plus faible que la valeur maximale rapportée, les concentrations allant de 0,01 à 0,1 µg/L. Plus récemment, le programme de surveillance du PGPC a rapporté des concentrations de BPA au Canada dans divers milieux (ECCC 2016a,b,c,d). Les valeurs maximales rapportées lors de ces études étaient les suivantes : 9,7 ng/L dans les eaux de surface du bassin ouest du lac Érié (2012); 8025,6 ng/L dans des eaux de surface ne provenant pas des Grands Lacs, à Lower Beaverdams, (ON) (février 2012); 51 ng/g dans les sédiments de surface prélevés dans la région du Pacifique (2014); 70 ng/g dans des carottes de sédiments prélevées en Ontario (2013); 97 ng/g dans des sédiments en suspension prélevés au Québec (2013); 36,33 pg/g ph dans des carpes (*Cyprinus carpio*), dans la baie de Hamilton (ON) (2004) (ECCC 2016a,b,c,d). Plus précisément, pour les eaux de surface, les concentrations de BPA dans les Grands Lacs (2012) allaient de 5 à 9,7 ng/L (moyenne de 5,3 ng/L; 80 % des échantillons étaient sous la limite de détection de 5 ng/L) (ECCC 2016a). Les concentrations de BPA dans les eaux de surface, c'est-à-dire des rivières, des ruisseaux et des lacs à l'exception des Grands Lacs (entre 2008 et 2012) allaient de 5 à 8 025,6 ng/L (moyenne de 79,42 ng/L; 46 % des échantillons étaient sous la limite de détection de 5 ng/L) (ECCC 2016b). Les concentrations dans les sédiments de surface allaient de 2 à 51 ng/g (moyenne de 6,0 ng/L; 67 % des échantillons étaient sous la limite de détection de 2 ng/g) (ECCC 2016c). Les concentrations dans les carottes de sédiments allaient de 2 à 70 ng/g (moyenne de 9 ng/g; 52 % des échantillons étaient sous la limite de détection de 2 ng/g) (ECCC 2016c). Les concentrations dans les sédiments en suspension allaient de 2 à 97 ng/g (moyenne de 21 ng/g; 3 % des échantillons étaient sous la limite de détection de 2 ng/g) (ECCC 2016c). Les concentrations dans les tissus de poisson allaient de 5 à 36,33 pg/g ph (moyenne de 6,55 pg/g ph; 78 % des échantillons étaient sous la limite de détection de 5 pg/g ph) (ECCC 2016d).

Dans des études antérieures, Chu et coll. (2005) avaient rapporté les concentrations maximales de BPA dans les sédiments (jusqu'à 0,061 µg/kg ps) dans le bassin ouest du lac Érié, reflétant probablement la charge et les intrants importants provenant de nombreuses usines de traitement des eaux usées dans la région. Des concentrations élevées ont été mesurées dans certaines eaux usées industrielles au Canada, particulièrement celles associées aux papiers et aux produits connexes (maximum de 149 µg/L; médiane de 8,72 µg/L), aux substances et produits chimiques (maximum de 91,27 µg/L; médiane de 1,5 µg/L) et aux blanchisseries commerciales (maximum de 43,45 µg/L; médiane de 6,56 µg/L) (Lee et Peart 2002). Le BPA a également été détecté dans des influents, des effluents et des boues prélevés dans diverses usines de traitement des eaux usées municipales à travers le Canada, les concentrations dans les effluents étant

habituellement plus faibles que celles des influents, indiquant qu'une certaine partie du BPA a été éliminée pendant le traitement des eaux usées, bien que l'efficacité du traitement variait grandement, allant de moins de 1 % jusqu'à 99 %, en fonction de la technologie de traitement, du pH et de la température (EC, SC 2008). Rudel et coll. (1998) ont rapporté des concentrations de BPA allant jusqu'à 1,41 µg/L dans des échantillons d'eaux souterraines prélevés à proximité de décharges municipales et d'usines de traitement des eaux usées, là où les effluents sont rejetés dans des lits d'infiltration.

Mode d'action

Le BPA peut altérer les fonctions hormonales, du développement ou de la reproduction chez le rat et la souris (ECB 2003, Li et coll. 2008). Le BPA produit des effets œstrogènes par l'intermédiaire d'interactions avec les récepteurs des œstrogènes (ER) (Gould et coll. 1998; Kuiper et coll. 1998; Pennie et coll. 1998). La famille des récepteurs des œstrogènes comprend les récepteurs classiques ER α , ER β et leurs variantes d'épissage, des récepteurs d'œstrogènes extranucléaires associés aux membranes cellulaires et aux synapses neuronales (Woolley 2007). Il a été montré que le BPA a une affinité de liaison limitée avec l'ER α , mais une affinité presque 10 fois supérieure avec l'ER β . Il est possible que le BPA touche de façon plus importante les tissus contenant le récepteur ER β , y compris les ovaires, le système cardiovasculaire et le cerveau (Harris 2007) et ceux qui sont pourvus de récepteurs de membranes cellulaires (Quesada et coll. 2002). En outre, il a été montré que le BPA a des effets transgénérationnels (il réduisait grandement le taux de fertilisation et la survie des embryons), ainsi que des incidences sur la régulation de l'expression des gènes CYP11A et CYP11B (qui prennent part au métabolisme des médicaments et à la synthèse du cholestérol, des stéroïdes et des lipides) chez le médaka japonais (Sun et coll. 2014).

Toxicité en milieu aquatique

Les renseignements sur la toxicité chronique du BPA pour les organismes d'eau douce ont été tirés d'articles traitant de toxicité, qui ont été répertoriés dans le Rapport d'évaluation préalable (EC, SC 2008), ou ont été obtenus grâce à une recherche bibliographique en 2015. Toutes les études ont été évaluées plus à fond, et seules celles qui satisfaisaient aux critères de fiabilité du CCME (CCME 2007) et jugées acceptables pour l'élaboration d'une Recommandation fédérale sur la qualité de l'eau (RFQEau) sont présentées dans le tableau 2. Des études jugées acceptables, des données toxicologiques à long terme ont été jugées acceptables pour 16 espèces différentes, avec des valeurs allant de 3,16 à 7800 µg/L pour divers paramètres. Les invertébrés et les poissons étaient plus sensibles au BPA que les plantes ou les amphibiens, bien que les sensibilités se chevauchaient parmi les taxons. L'espèce de poisson la plus sensible était l'épinoche à trois épines (*Gasterosteus aculeatus*) et la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) était la moins sensible. L'espèce végétale et l'invertébré les plus sensibles étaient l'algue verte (*Raphidocelis subcapitata*) et l'hydrobie des antipodes (*Potamopyrgus antipodarum*). L'invertébré et l'espèce végétale les moins sensibles étaient le rotifère (*Brachionus calyciflorus*) et la lenticule bossue (*Lemna gibba*). L'amphibien *Xenopus laevis* présentait une sensibilité modérée par rapport aux autres espèces.

Détermination des Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement

Les renseignements sur la toxicité du BPA pour les organismes d'eau douce ont été tirés d'articles sur la toxicité, soit identifiés dans le REP (EC, SC 2008) soit obtenus lors de la recherche bibliographique. Les études ont ensuite été évaluées afin de déterminer l'acceptabilité des données, en suivant les protocoles appropriés du CCME (1995, 1998, 2007) pour leur inclusion dans l'ensemble de données.

Recommandation fédérale pour la qualité de l'eau (RFQEau)

Les RFQEau sont élaborées de préférence en suivant les protocoles du CCME (2007). Dans le cas du BPA, nous disposons de suffisamment de données acceptables sur la toxicité chronique suite à la recherche bibliographique de 2015 pour satisfaire aux exigences du CCME sur les données pour l'établissement d'une

recommandation de type A¹, à l'aide d'une distribution de la sensibilité des espèces (DSE). Chacune des espèces pour lesquelles des données sur la toxicité étaient disponibles (tableau 2) a été classée en fonction de sa sensibilité et de sa position dans la DSE (figure 1). Plusieurs fonctions de distribution cumulatives (normale, logistique, loi de Gumbel) ont été adaptées aux données à l'aide de méthodes de régression, et l'adéquation du modèle a été évalué au moyen de méthodes graphiques et statistiques.

Tableau 2. Paramètres de toxicité chronique en milieu aquatique utilisés pour la distribution de la sensibilité des espèces pour le bisphénol A.

Espèce	Groupe	Critère d'effet	Concentration dans l'eau* ($\mu\text{g/L}$)	Référence
Épinoche à trois épines (<i>Gasterosteus aculeatus</i>)	■	CMAT sur 165 j (croissance, taille des gonades)	3,16	de Kermoysan et coll. (2013)
Cyprin doré (<i>Carassius auratus</i>)	■	CSEO sur 10 j** (poids des gonades)	11	Hatef et coll. (2012)
Hydrobie des antipodes (<i>Potamopyrgus antipodarum</i>)	●	CMAT sur 28 j (Succès de la reproduction)	20	Sieratowicz et coll. (2011)
Xénope (<i>Xenopus laevis</i>)	◆	CMEO sur 21 j*** (métamorphose différée)	23	Heimerer et coll. (2009)
Poisson-zèbre (<i>Danio rerio</i>)	■	CMAT sur 180 j (survie de F2)	45	Keiter et coll. (2012)
Tête-de-boule (<i>Pimephales promelas</i>)	■	CMAT sur 60 j (succès d'éclosion de F2)	51	Staples et coll. (2011)
Médaka (<i>Oryzias latipes</i>)	■	CMAT sur 44 j (succès d'éclosion)	110	Sun et coll. (2014)
Physella acuta (<i>Physa acuta</i>)	●	CMAT sur 21 j (succès de l'éclosion)	224	Sanchez-Aruguello et coll. (2012)
Guppy (<i>Poecilia reticulata</i>)	■	CMEO sur 21 j (diminution de 40 %) nombre de spermatozoïdes (reproduction)	274	Haubrige et coll. (2000)
Saumon atlantique (<i>Salmo salar</i>)	■	CMAT sur 42 j (œdème du sac vitellin)	316	Honkanen et coll. (2004)
Cladocère (<i>Daphnia magna</i>)	●	CL ₃₀ sur 21 j, survie de F2 (survie)	400	Brennan et coll. (2006)
Crustacé amphipode (<i>Hyalella azteca</i>)	●	CMAT sur 42 j (reproduction)	734	Mihaich et coll. (2009)

¹ Les recommandations de type A du CCME sont basées sur une approche de distribution de la sensibilité des espèces. C'est la méthode privilégiée. Pour de plus amples renseignements sur les exigences minimales sur les données pour les recommandations de type A, voir CCME 2007.

Espèce	Groupe	Critère d'effet	Concentration dans l'eau* ($\mu\text{g/L}$)	Référence
Algues vertes (<i>Raphidocelis subcapitata</i> , auparavant <i>Selenastrum capricornutum</i> et <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	▲	CE ₁₀ sur 96 h (croissance, nombre de cellules, volume, reproduction)	1 360	Alexander et coll. (1988)
Rotifère (<i>Scenedesmus subspicatus</i>)	●	CMAT sur 48 h (reproduction)	2 546	Mihaich et coll.(2009)
Truite arc-en-ciel (<i>Oncorhynchus mykiss</i>)	■	CMAT sur 28 j (croissance)	6 328	Bayer AG (1999)
Lenticule bossue (<i>Lemna gibba</i>)	▲	CSEO sur 7 j (croissance)	7 800	Mihaich et coll. (2009)

Légende : ■ = poisson; ● = invertébré; ▲ = plante ◊ = amphibiens.

* Concentration nominale ou mesurée, telle qu'indiquée dans l'étude

** CSEO = concentration sans effet observé*** CMEO = concentration minimale avec effet observé

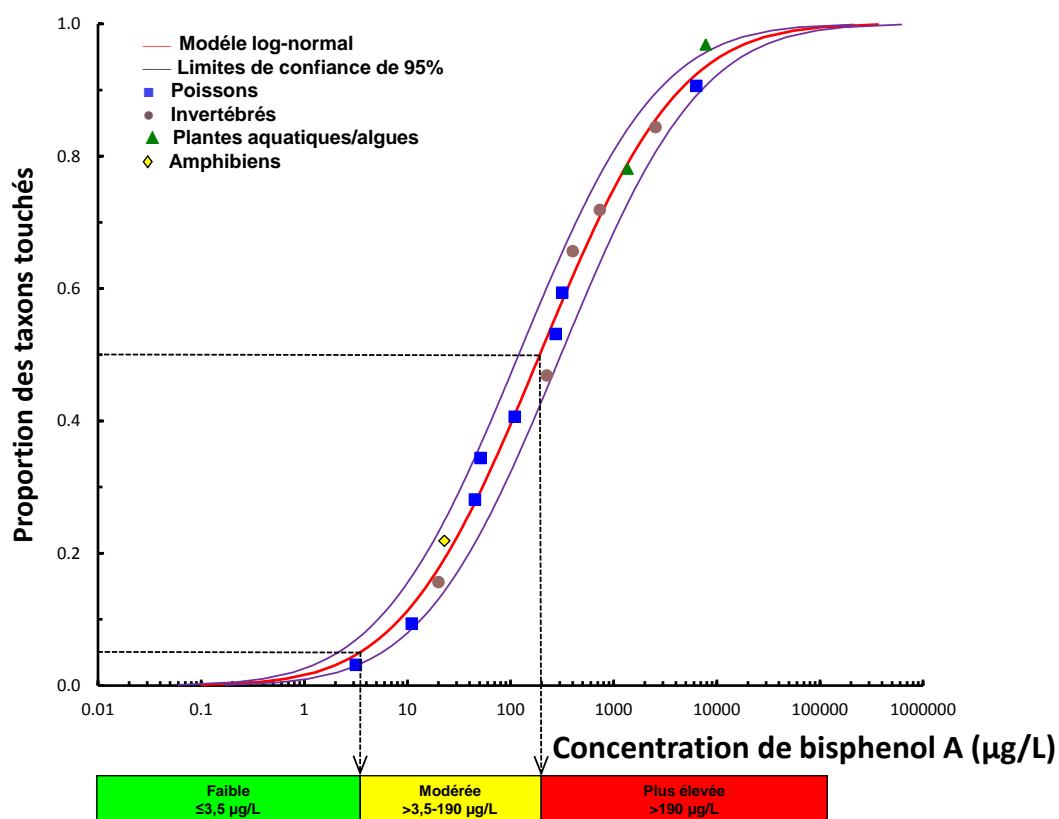


Figure 1. Distribution de la sensibilité des espèces (DSE) pour la toxicité chronique du bisphénol A et probabilité relative que le bisphénol A ait des effets nocifs sur la vie aquatique en eau douce.

Le meilleur modèle a été retenu en se basant sur la qualité de l'adéquation. Le modèle log-normal convenait le mieux à ces données et le 5^e percentile de la courbe de la DSE est de 3,5 µg/L, avec des limites de confiance supérieure et inférieure respectives de 2,1 et 5,6 µg/L (figure 1). En utilisant le modèle log-normal, le 5^e percentile de la DSE, 3,5 µg/L, constitue la Recommandation fédérale pour la qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique. La RFQEau élaborée dans le présent document est un point de référence pour les écosystèmes aquatiques, dont l'objectif est de protéger toutes les formes de vie aquatique durant des périodes d'exposition indéfinies. Cette RFQEau élaborée pour les eaux douces peut s'appliquer aux eaux marines tant qu'il n'a pas été mis en évidence que la toxicité diffère de manière significative entre ces deux types d'environnement (p. ex., en raison de l'ionisation).

La RFQEau représente la concentration sous laquelle on pourrait s'attendre à une faible probabilité nulle ou faible d'effets nocifs sur la vie aquatique. En plus de cette recommandation, deux autres gammes de concentrations sont données à des fins d'utilisation pour la gestion des risques. À des concentrations situées au dessus de la RFQEau et jusqu'à 50^e percentile de la distribution de la sensibilité des espèces (entre > 3,5 et 190 µg/L), il existe une probabilité modérée d'avoir des effets nocifs sur la vie aquatique. Aux concentrations supérieures au 50^e centile (> 190 µg/L), la probabilité d'effets nocifs est plus grande pour la vie aquatique. Les gestionnaires de risque peuvent trouver que ces gammes additionnelles de concentrations sont utiles pour définir les objectifs à court ou moyen terme du plan de gestion des risques. Les points de référence moyen et élevé peuvent aussi être utilisés pour fixer des objectifs provisoires moins protecteurs des eaux qui ont déjà été très dégradées ou lorsque des considérations d'ordre socioéconomique rendent difficile le respect de la RFQEau.

Recommandation fédérale pour la qualité des sédiments (RFQSe)

La Recommandation fédérale pour la qualité des sédiments (RFQSe) vise à protéger le biote qui vit dans les sédiments (tableau 1). La RFQSe s'applique à des périodes d'exposition indéfinies dans les sédiments, et spécifie la concentration de BPA dans les sédiments (en poids sec) qui ne devrait pas entraîner d'effets nocifs. Cette recommandation peut ne pas être appropriée pour évaluer les effets du BPA sur les plantes aquatiques poussant dans les sédiments, car il n'y a pas de données de toxicité publiées pour ces espèces. La RFQSe s'applique aux sédiments d'eau douce et d'eau marine car, en raison des données limitées, il n'a pas pu être mis en évidence que la toxicité dans ces deux milieux diffère de manière significative (p. ex., en raison de l'ionisation).

Il existe peu de données fiables sur la toxicité du BPA pour les sédiments d'eau douce. Au moment de la recherche de la littérature, il n'existe qu'une seule étude (Staples et coll. 2016) donnant des mesures de la toxicité chronique du BPA pour des organismes benthiques par exposition directe dans des sédiments. Pour cette étude, les auteurs ont utilisé les protocoles d'essai normalisés de l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE) et de l'Environmental Protection Agency (EPA) des États-Unis pour étudier les effets du BPA sur deux invertébrés d'eau douce, l'oligochète d'eau douce *Lumbriculus variegatus* (nombres moyens et biomasse) et le diptère d'eau douce *Chironomus riparius* (émergence et vitesse de développement). Un amphipode estuaire *Leptocheirus plumulosus* (survie, croissance et reproduction) a également fait l'objet de tests. La CSEO pour les trois espèces allait de 12 à 54 mg/kg ps. Dans le cas du *Lumbriculus variegatus*, le paramètre le plus sensible était la réduction de la biomasse après 28 jours, avec des CSEO et CMO respectivement de 22 et 57 mg/kg ps. Pour le diptère *C. riparius*, le paramètre le plus sensible était la réduction de l'émergence après 28 jours, avec une CSEO et une CMO respectivement de 54 et 110 mg/kg ps. Pour l'amphipode estuaire *L. plumulosus*, le paramètre le plus sensible était la réduction de la croissance après 28 jours, avec une CSEO et une CMO respectivement de 12 et 32 mg/kg ps.

Étant donné la pauvreté des données, il n'existe pas assez d'études pour satisfaire aux exigences minimales sur les données pour élaborer des recommandations pour la qualité des sédiments, selon l'approche de tests de toxicité de sédiments dopés du protocole du CCME (CCME 1995). Par conséquent, l'approche suivie a consisté à calculer une valeur visant à protéger les organismes exposés à l'eau interstitielle des sédiments, basée sur une valeur dans la colonne d'eau, qui devrait assurer la protection de tous les organismes aquatiques (c.-à-d. la RFQEau de 3,5 µg/L) et de convertir la valeur pour l'eau interstitielle en une concentration dans les sédiments à l'aide de la méthode de répartition à l'équilibre

(Di Toro et coll., 1991). En utilisant le K_{co} du BPA de 708 L/kg et en normalisant la valeur pour un taux de carbone organique de 1 % dans les sédiments ($RFQSe = 0,01 \times 708 \text{ L/kg} \times 3,5 \mu\text{g/L}$), la $RFQSe$ obtenue est de 25 $\mu\text{g/kg ps}$.

Recommandation fédérale sur le régime alimentaire de la faune (RFRAF)

La Recommandation fédérale sur le régime alimentaire de la faune (RFRAF) est destinée à protéger les mammifères et les oiseaux qui consomment le biote aquatique. Il s'agit de la concentration de référence d'une substance dans le biote aquatique (corps entier, poids humide) qui peut être consommé par la faune terrestre et semi-aquatique. Il n'est probablement pas approprié d'extrapoler la RFRAF pour les mammifères pour le BPA à d'autres espèces terrestres (p. ex., oiseaux ou reptiles).

Environnement Canada et Santé Canada (2008), ainsi que la FDA des États-Unis, (United States Food and Drug Administration) (2011; 2014), ont déterminé que la concentration sans effet nocif observé (CSENO) pour la toxicité systémique des rats exposés à du BPA est de 5 mg/kg pc/j. Dans les études sur lesquelles cette CSENO est basée (Tyl et al. 2002, 2008), il est rapporté que la concentration minimale avec effet nocif observé (CMENO) provoquait des effets systémiques, tels qu'une réduction du poids corporels et des organes, chez des rats adultes exposés à 50 mg/kg pc·jour. La dose journalière tolérable (DJT) pour des mammifères non humains a été calculée comme la moyenne géométrique de la CSENO et de la CMENO, avec un facteur de sécurité de 100 appliqué afin de tenir compte de différences entre les espèces. Cette DJT a ensuite été ajustée pour le rapport consommation alimentaire/poids corporel (CA/p.c.) le plus élevé des consommateurs mammifères aquatiques, soit celui du vison américain (0,24 kg proie/kg pc du prédateur·j). La RFRAF obtenue est de 660 $\mu\text{g/kg}$ aliments humides ($RFRAF = \text{dose quotidienne tolérable}/[\text{CA/p.c.}]$).

Pour les oiseaux, Environnement Canada et Santé Canada (2008) ont déterminé que la concentration minimale altérant le développement de poulets domestiques (CMENO) est de 100 mg/kg pc·j (Furuya et al. 2006). Furuya et al. ont aussi rapporté une DSENO de 1 mg/kg pc·j. La DJT pour les mammifères non humains a été calculée comme la moyenne géométrique de la CMENO et de la CSENO calculé, avec un facteur de sécurité de 100 appliqué pour tenir compte des différences entre espèces. La recommandation a été calculée en ajustant la DJT au moyen du rapport consommation d'aliments/poids corporel (CA/pc) le plus élevé des consommateurs aquatiques aviaires, à savoir l'océanite de Wilson (0,94 kg de proie/kg pc de prédateur·jour). Par conséquent, la recommandation pour le régime alimentaire pour les oiseaux est de 110 $\mu\text{g/kg}$ aliments secs.

Références

- Alexander H.C., D.C. Dill, L.W. Smith, P.D. Guiney et P. Dorn. 1988. « Bisphenol A: Acute aquatic toxicity ». *Environ. Toxicol. Chem.* vol. 7, p. 19-26.
- AOPWIN (Atmospheric Oxidation Program for Windows - Estimation Model). 2000. Version 1.91. Washington (DC): U.S. Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY): Syracuse Research Corporation. Disponible en ligne à : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm.
- Bayer, AG. 1999. *Fish, juvenile growth test (Oncorhynchus mykiss) of Bisphenol-A*. Numéro d'étude 707 A/98FF. Leverkusen (Allemagne).
- [BEPC] Bureau européen des produits chimiques. 2003. *European Union Risk Assessment Report. CAS 80-05-7. 4,4'-isopropylidenediphenol (Bisphenol A)*. Vol. 37. Commission européenne, Bureau européen des produits chimiques, Substances existantes.
- Bowmer T. et S. Gimeno. 2001. *The effects of Bisphenol-A on the development of the male carp reproductive tract when exposed during sexual differentiation – implications for test design and risk assessment*. Rapport TNO non publié (cité dans l'addendum sur l'environnement du Rapport d'évaluation des risques de l'Union européenne, avril 2008).
- Brennan S.J., C.A. Brougham, J.J. Roche et A.M. Fogarty. 2006. « Multi-generational effects of four selected environmental oestrogens on *Daphnia magna* ». *Chemosphere* vol. 64, p. 49-55.

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 1995. *Protocole pour l'élaboration de recommandations pour la qualité des sédiments en vue de la protection de la vie aquatique*. CCME EPC-98F. Préparé par Environnement Canada, Division des recommandations, Secrétariat technique du Groupe de travail du CCME sur les recommandations pour la qualité des eaux, Ottawa. [Reproduit dans les Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, chapitre 6, Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999, Winnipeg.]

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 1998. *Protocole d'élaboration de recommandations pour les résidus dans les tissus en vue de protéger les espèces fauniques consommant le biote aquatique au Canada*. Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement. Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg.

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2007. *Protocole d'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux en vue de protéger la vie aquatique*. Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, 1999, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg.

Chu S.G., S. Shahmiri, J.J.H. Ciborowski, A. Hamaed, G. Haffner, K.G. Drouillard et R.J. Letcher. 2005. « Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs), including BDE209, and tetrabromobisphenol A (TBBPA) and degradation products in sediments from Lake Erie ». Affiche présentée à la 26^e réunion nord-américaine annuelle de la SETAC, du 13 au 17 novembre 2005, Baltimore, (Maryland).

de Kermoyan G., S. Joachim, P. Baudoin, M. Lonjaret, C. Tebby, F. Lesaulnier, F. Lestremau, C. Chatellier, Z. Akroud, E. Pheron, J-M. Porcher, A.R.R. Péry et R. Beaudoin. 2013. « Effects of bisphenol A on different trophic levels in a lotic experimental ecosystem ». *Aquat. Toxicol.* vol. 144-145. p. 186-198.

Di Toro D.M., C.S. Zarba, D.J. Hansen, W.J. Berry, R.C. Swartz, C.E. Cowan, S.P. Pavlou, H.E. Allen, N.A. Thomas et P.R. Paquin. 1991. « Technical basis for establishing sediment quality criteria for nonionic organic chemicals using equilibrium partitioning ». *Environ. Toxicol. Chem.* vol. 10, p. 1541–1583.

Dorn P.B., C.S. Chou et J.J. Gentempo. 1987. « Degradation of bisphenol A in natural waters ». *Chemosphere* vol. 16, p. 1501-1507.

[EC] Environnement Canada. 2016. *Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement – Tétrabromobisphénol A (TBBPA)*. Environnement Canada, Bureau national des recommandations et des normes, Gatineau (Québec). Publié dans la *Gazette du Canada*, le 14 mai 2016.

[EC et HC] Environnement Canada, Santé Canada. 2008. Évaluation préalable finale pour le Défi concernant le phénol, 4,4'-(1-méthyléthylidène)bis- Bisphenol A).

En ligne : <http://www.ec.gc.ca/ese-ees/default.asp?lang=En&n=3C756383-1>.

[ECCC] Environnement et Changement Climatique Canada. 2016a (en prép). Copie de la *Table S-2 (water Great Lakes)_July 15 2014.xlsx*. Produite pour le programme de surveillance du Plan de gestion des produits chimiques, ébauchée le 15 juillet 2014, Fournie à la Division des nouvelles priorités, Direction générale des sciences et de la technologie, ECCC.

[ECCC] Environnement et Changement Climatique Canada. 2016b (en prép). Copie de la *Table S-1 (water – national)_July 15 2014.xlsx*. Produite pour le programme de surveillance du Plan de gestion des produits chimiques, ébauchée le 15 juillet 2014. Fournie à la Division des nouvelles priorités, Direction générale des sciences et de la technologie, ECCC.

[ECCC] Environnement et Changement Climatique Canada. 2016c (en prép.). Copie de *BPA BPF BPS sediments – 2016-03.xlsx*. Préparée pour le programme de surveillance du Plan de gestion des produits chimiques, ébauchée le 23 mars 2016. Fournie à la Division des nouvelles priorités, Direction générale des sciences et de la technologie, ECCC.

[ECCC] Environnement et Changement Climatique Canada. 2016d (en prép). Copie de *Table S-5 (Fish)_July 15 2014.xlsx*. Produite pour le programme de surveillance du Plan de gestion des produits chimiques, ébauchée le 15 juillet 2014. Fournie à la Division des nouvelles priorités, Direction générale des sciences et de la technologie, ECCC.

[EFSA] Autorité européenne de sécurité des aliments. 2006. « Opinion of the scientific panel on food additives, flavourings, processing aids and materials in contact with food on a request from the Commission related to 2,2-bis(4-hydroxyphenyl)propane (Bisphenol A) Question number EFSA-Q-2005-100 ». *EFSA Journal* vol. 428, p. 1-75. En ligne : http://www.efsa.europa.eu/en/science/afc/afc_opinions.html.

Eisenreich S.J., B.B. Looney et J.D. Thornton. 1981. *Airborne organic contaminants in the Great Lakes ecosystem.* Environ. Sci. Technol. 15, p. 30-38. [EQC] Equilibrium Criterion Model. 2003. Version 2.02. Peterborough (Ontario): Trent University, Canadian Environmental Modelling Centre. En ligne : www.trentu.ca/academic/aminss/envmodels/models/EQC2.html.

[EQC] Equilibrium Criterion Model. 2003. Version 2.02. Peterborough (ON): Trent University, Canadian Environmental Modelling Centre. Available from: www.trentu.ca/academic/aminss/envmodels/models/EQC2.html.

[FDA] Food and Drug Administration des États-Unis. 2011. Updated Review of the ‘Low-Dose’ Literature (Data) on Bisphenol A (CAS RN 80-05-7) and Response to Charge Questions Regarding the Risk Assessment on Bisphenol A. <https://www.fda.gov/downloads/Food/IngredientsPackagingLabeling/FoodAdditivesIngredients/UCM424074.pdf>. Consulté le 24 novembre 2017.

[FDA] Food and Drug Administration des États-Unis. 2014. 2014 Updated Review of Literature and Data on Bisphenol A (CAS RN 80-05-7). <https://www.fda.gov/downloads/Food/IngredientsPackagingLabeling/FoodAdditivesIngredients/UCM424071.pdf>. Consulté le 24 novembre 2017.

Furuya M., K. Adachi, S. Kuwahara, K. Ogawa and Y. Tsukamoto. 2006. Inhibition of male chick phenotypes and spermatogenesis by Bisphenol-A. Life Sciences 78(15): 1767-1776.

[GC] Gouvernement du Canada. 1999. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement, 1999.* L.C., 1999, ch. 33, *Canada Gazette. Partie III*, vol. 22, no. 3. En ligne : <http://laws-lois.justice.gc.ca/lois/C-15.31/>

[GC] Gouvernement du Canada. 2000. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Règlement sur la persistance et la bioaccumulation,* C.P. 2000-348, 29 mars, 2000, DORS/2000-107. En ligne : <http://publications.gc.ca/gazette/archives/p2/2000/2000-03-29/pdf/g2-13407.pdf>

[GC] Gouvernement du Canada. 2012a. *Avis obligeant l'élaboration et l'exécution de plans de prévention de la pollution à l'égard du bisphénol A dans les effluents industriels.* En ligne : <https://www.ec.gc.ca/planp2-p2plan/default.asp?lang=Fr&n=6A389B0B-1>. Consulté le 20 juin 2016.

[GC] Gouvernement du Canada 2012b. *Statut des mesures de gestion des risques – Bisphenol A.* En ligne : http://www.chemicalsubstanceschimiques.gc.ca/challenge-defi/batch-lot-2/bisphenol-a/bpa-risk_hazard-fra.php.

[GC] Gouvernement du Canada. 2013. *Entente sur la performance environnementale à l'égard du bisphénol A dans les effluents des usines de recyclage de papier.* En ligne : <https://www.ec.gc.ca/epe-epa/default.asp?lang=Fr&n=EFFC880A-1%20-%20Signatories>. Consulté le 20 juin 2016.

Gould J.C., L.S. Leonard, S.C. Maness, B.L.Wagner, K. Conner, T. Zacharewski, S. Safe,D.P. McDonnell et K.W. Gaido. 1998. « Bisphenol A interacts with the estrogen receptor alpha in a distinct manner from estradiol ». *Mol Cell Endocrinol* vol. 142, p. 203-214.

Harris H.A. 2007. « Estrogen receptor-beta: recent lessons from in vivo studies ». *Mol. Endocrinol.* vol. 21, p. 1-13.

Hatef A., S.M.H. Alavi, , A. Abdulfatah, P. Fontaine, M. Rodina, et O. Linhart. 2012. « Adverse effects of bisphenol A on reproductive physiology in male goldfish at environmentally relevant concentrations ». *Ecotox Environ Safe* vol. 76. p. 56-62.

Haubrige E., F. Pitt et M.J.G. Gage. 2000. « Reduced sperm counts in guppies (*Poecilia reticulata*) following exposure to low levels of tributyltin and bisphenol A ». *Proc. R. Soc. Lond. B.* vol. 267, p. 2333-2337.

Heimeier R.A., B. Das, D.R. Buchholz et Y.B. Shi. 2009. « The xenoestrogen Bisphenol A inhibits postembryonic vertebrate development by antagonizing gene regulation by thyroid hormone ». *Endocrinology* vol. 150, p. 2964–2973.

Heinonen J., J. Honkanen, J.V.K. Kukkonen et I.J. Holopainen. 2002. « Bisphenol A accumulation in the freshwater clam *Pisidium amnicum* at low temperatures ». *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* vol. 43, p. 50-55.

Honkanen J.O., I.J. Holopainen et J.V.K. Kukkonen. 2004. « Bisphenol A induces yolk-sac oedema and other adverse effects in landlocked salmon (*Salmo salar m. sebago*) yolk-sac fry ». *Chemosphere* vol. 55, p. 187-196.

- Keiter S., L. Baumann, H. Färber, H. Holbech, D. Skutlarek, M. Engwall et T. Braunbeck. 2012. « Long-term effects of a binary mixture of perfluorooctane sulfonate (PFOS) and Bisphenol A (BPA) in zebrafish (*Danio rerio*) ». *Aquat. Toxicol.* vol. 118-119, p. 126-129.
- Koponen P.S., A. Tuikka et J.V.K. Kukkonen. 2007. « Effects of ultraviolet-B radiation and larval growth on toxicokinetics of waterborne bisphenol A in common frog (*Rana temporaria*) larvae ». *Chemosphere* vol. 66, p. 1323-1328.
- Kuiper G.G., J.G. Lemmen, B. Carlsson, J.C. Corton, S.H. Safe, P.T. van der Saag, B. van der Burg et J.A. Gustafsson. 1998. « Interaction of estrogenic chemicals and phytoestrogens with estrogen receptor beta ». *Endocrinology*, vol. 139, no 10, p. 4252-4263.
- Lee H.B., T.E. Peart, J. Chan et G. Gris. 2004. « Occurrence of endocrine-disrupting chemicals in sewage and sludge samples in Toronto, Canada ». *Water Qual. Res. J. Can.* vol. 39, p. 57-63.
- Lee, H.B. et T.E. Peart. 2002. « Organic contaminants in Canadian municipal sewage sludge. Part I. Toxic or endocrine-disrupting phenolic compounds ». *Water Qual. Res. J. Can.* vol. 37, p. 681-696.
- Li A.A., M.J. Baum, L.J. McIntosh, M. Day, F. Liu et L.E. Gray Jr. 2008. « Building a framework for studying hormonal effects on behavior and on the development of the sexually dimorphic nervous system ». *Neurotoxicology* vol. 29, p. 504-519.
- Lindholst C., S.N. Pedersen et P. Bjerregaard. 2001. « Uptake, metabolism and excretion of bisphenol A in the rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) ». *Aquat. Toxicol.* vol. 55, p. 75-84.
- Loffredo E. et N. Senesi. 2006. « Fate of anthropogenic organic pollutants in soils with emphasis on adsorption/desorption processes of endocrine disruptor compounds ». *Pure Appl. Chem.* vol. 78, p. 947-961.
- Mihaich E.M., U. Friederich, N. Caspers, A.T. Hall, G.M. Klecka, S.S. Dimond, C.A. Staples, , L.S. Ortego. et S.G. Hentges. 2009. « Acute and chronic toxicity testing of bisphenol A with aquatic invertebrates and plants ». *Ecotox Environ Safety* vol. 72, p. 1392-1399.
- [NITE] National Institute of Technology and Evaluation. 1977. *Biodegradation and bioconcentration of existing chemicals under the Chemical Substances Control Law*. Chemical Management Center, Tokyo (Japon).
- [NTP] National Toxicology Program. 2007. *NTP-CERHR Expert panel report on the reproductive and developmental toxicity of bisphenol-A*. Research Triangle Park (Caroline du Nord): US Department of Health and Human Services, Center for the Evaluation of Risks to Human Reproduction, National Toxicology Program.
- Pennie W.D., T.C. Aldridge. et A.N. Brooks. 1998. « Differential activation by xenoestrogens of ER alpha and ER beta when linked to different response elements ». *J Endocrinol* vol. 158, p. R11-R14.
- Quesada I., E. Fuentes, M.C. Viso-Leon, B. Soria, C. Ripoll et A. Nadal. 2002. « Low doses of the endocrine disruptor bisphenol-A and the native hormone 17beta-estradiol rapidly activate transcription factor, CREB ». *FASEB J.* vol. 16, p. 1671-1673.
- Ronen Z. et A. Abeliovich. 2000. « Anaerobic-aerobic process for microbial degradation of tetrabromobisphenol » *A. Appl Environ Microbiol* vol. 66, p. 2372-2377.
- Rudel R.A., S.J. Melly, P.W. Geno, G. Sun et J.G. Brody. 1998. « Identification of alkylphenols and other estrogenic phenolic compounds in wastewater, septicage, and groundwater on Cape Cod, Massachusetts ». *Environ. Sci. Technol.* vol. 32, p. 861-869.
- Sanchez-Aruguello P., N. Aparicio et C. Fernandez. 2012. « Linking embryo toxicity with genotoxic responses in the freshwater snail *Physa acuta*: Single expression to benzo(a)pyrene, fluoxetine, bisphenol A, vinclozolin and exposure to binary mixtures with benzo(a)pyrene ». *Ecotox Environ Safe* vol. 80, p. 152-160.
- [SC] Santé Canada. 2012. *Mise à jour sur les engagements en matière de gestion des risques que comporte le bisphénol A pris par la Direction des aliments dans le cadre du Plan de gestion des produits chimiques du Canada*. Bureau d'innocuité des produits chimiques, Direction des aliments, Direction générale des produits de santé et des aliments, Ottawa. Septembre 2012. En ligne : http://www.hc-sc.gc.ca/fn-an/securit/packag-emball/bpa/bpa_rm-gr-2012-09-fra.php#c7.

- Shareef A., M.J. Angove, J.D. Wells et B.B. Johnson. 2006. « Aqueous solubilities of estrone, 17 β -estradiol, 17 α -ethynylestradiol et bisphenol-A ». *J. Chem. Eng.* vol. 51, p. 879-881.
- Sieratowicz, A., D. Stange, U. Schulte-Oehlmann, et J. Oehlmann. 2011. « Reproductive toxicity of bisphenol A and cadmium in *Potamopyrgus antipodarum* and modulation of bisphenol A effects by different test temperature ». *Environ Pollut* vol. 159, p. 2766-2774.
- Staples C., E. Mihaich, L. Ortego, N. Caspers, G. Klecka, J. Woelz et S. Hentges. 2016. « Characterizing the effects of bisphenol A on sediment dwelling benthic organisms ». *Environ. Toxicol. Chem.*, 35(3), p. 652-59.
- Staples C.A, A.T. Hall, U. Friederich, N. Caspers et G.M. Klecka. 2011. « Early life-stage and multigeneration toxicity study with bisphenol A and fathead minnows (*Pimephales promelas*) ». *Ecotox Environ Safe* vol. 74, p. 1548-1557.
- Sun L., X. Lin, R. Jin, T. Peng, Z. Peng et Z. Fu. 2014. « Toxic Effects of Bisphenol A on Early Life Stages of Japanese Medaka (*Oryzias latipes*) ». *Bull Environ Contam Toxicol* vol. 93, p. 222-227.
- Takahashi A., T. Higashitani, Y. Yakou, M. Saitou, H. Tamamoto et H. Tanaka. 2003. « Evaluating bioaccumulation of suspected endocrine disruptors into periphytons and benthos in the Tama River ». *Water Sci Technol* vol. 47, no 9, p. 71-76.
- Takahashi A., T. Higashitani, Y. Yakou, M. Saitou, H. Tamamoto et H. Tanaka. 2003. « Evaluating bioaccumulation of suspected endocrine disruptors into periphytons and benthos in the Tama River ». *Water. Sci. Technol.* vol. 47, p. 71-76.
- Tyl R., C. Myers, B. Marr Thomas, A. Keimowitz, D. Brine, M. Veselica, P. Fail, T. Chang T, J. Seely, R. Joiner, J. Butala, S. Diamond, S. Cagen, R. Shiotsuka, G. Stropp, et J. Waechter. 2002. Three-Generation Reproductive Toxicity Study of Dietary Bisphenol A in CD Sprague-Dawley Rats. *Toxicol. Sci.* 68, p. 121-146.
-
- Tyl R., C. Myers, M. Marr, C. Sloan, N. Castillo, M. Veselica, J. Seely, S. Dimond, J. Van Miller, R. Shiotsuka, D. Beyer, S. Hentges et J. Waechter. 2008. Two-Generation Reproductive Toxicity Study of Dietary Bisphenol A in CD-1 (Swiss) Mice. *Toxicol. Sci.* 104(2), p. 362-384.
- Voordeckers J.W., D.E. Fennell, K. Jones et M.M. Häggblom. 2002. « Anaerobic biotransformation of tetrabromobisphenol A, tetrachlorobisphenol A et bisphenol A in estuarine sediments ». *Environ. Sci. Technol.* vol. 36, p. 696-701.
- Woolley C.S. 2007. « Acute effects of estrogen on neuronal physiology ». *Annu. Rev. Pharmacol. Toxicol.* vol. 47, p. 657-680.
- Ying G.G. et R.S. Kookana. 2003. « Degradation of five selected endocrine-disrupting chemicals in seawater and marine sediment ». *Environ. Sci. Technol.* vol. 37, p. 1256-1260.
- Ying G.G., R.S. Kookana et P. Dillon. 2003. « Sorption and degradation of selected five endocrine disrupting chemicals in aquifer material ». *Water Res.* vol. 37, p. 3785-3791.
-

Liste des acronymes et des abréviations

BPA	bisphénol A
CA/p.c.	Consommation d'aliments/poids corporel
CAS	Chemical Abstract Service
CCME	Conseil canadien des ministres de l'environnement
CE	Concentration effective
CL _x	concentration létale pour x % de l'espèce testée
CMAT	Concentration maximale acceptable de toxiques: moyenne géométrique de la CSEO de la et CMOE pour une espèce
CPSE	Concentration prévue sans effet
CSEO	concentration sans effet observé
CSEO	Concentration sans effet observé
DQT	Dose quotidienne tolérable
DSE	Distribution de la sensibilité des espèces
EC	Environnement Canada

ECCC	Environnement et Changement climatique Canada
FBA	Facteur de bioaccumulation : Rapport de la concentration d'un composé chimique dans un organisme par rapport à la concentration dans le milieu d'exposition, d'après l'absorption depuis le milieu environnant et la nourriture
FBC	Facteur de bioconcentration : Rapport de la concentration d'un composé chimique dans un organisme par rapport à la concentration du composé dans le milieu d'exposition (p.ex., sol ou eau)
K _{co}	coefficent de partage carbone organique-eau
K _{oe}	coefficent de partage octanol-eau
LCPE	<i>Loi canadienne sur la protection de l'environnement</i>
PGPC	Plan de gestion des produits chimiques
p.h.	Poids humide
p.s.	Poids sec
RE	Récepteur des œstrogènes
RFQE	Recommandation fédérale pour la qualité de l'environnement
RFQSe	Recommandation fédérale pour la qualité des sédiments
RFQEau	Recommandation fédérale pour la qualité de l'eau
RFRAF	Recommandation fédérale sur le régime alimentaire de la faune
REP	Rapport d'évaluation préalable
SC	Santé Canada
TBBPA	Tétrabromobisphénol A