



Recommandation canadienne pour la qualité des eaux visant la protection de la vie aquatique

APFO
20XX

L'acide perfluorooctanoïque (APFO) est une substance anthropique formée d'une chaîne de huit carbones, dont sept sont perfluorés. Il a une longue chaîne de perfluorocarbone qui est à la fois hydrophobe et oléophobe, et une tête chargée qui est hydrophile. Il fait partie de la catégorie des acides perfluorocarboxyliques (APFC), sous la catégorie plus vaste des substances perfluoroalkylées et polyfluoroalkylées (SPFA). L'APFO est une substance extrêmement stable et bioaccumulable dans de nombreux milieux, y compris les eaux douces et les eaux de mer canadiennes, qui a été déterminée en 2012 comme répondant aux critères de substance toxique en vertu de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (Environnement Canada et Santé Canada [EC et SC], 2012).

Ces recommandations pour la qualité des eaux concernant l'APFO ont été fondées sur un examen des données toxicologiques pour l'acide (NR CAS 335-67-1), sa base conjuguée (perfluorooctanoate ou PFO) (NR CAS 45285-51-6), l'APFO ramifié (NR CAS 90480-55-0) et les principales formes de sels de l'APFO (différents NR CAS).

Tableau 1. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux (RCQEa) visant la protection de la vie aquatique pour l'APFO

	Concentration de référence à court terme ($\mu\text{g/L}$)	Recommandation à long terme ($\mu\text{g/L}$)
Eau douce	93 800	73,4
Eau de mer	AR ^a	AR ^a

Remarques :

AR = aucune recommandation

^a Il n'y avait pas suffisamment de données afin de répondre aux exigences minimales relatives aux données pour le calcul d'une concentration de référence à court terme ou d'une recommandation à long terme visant la protection de la vie marine (Conseil canadien des ministres de l'environnement [CCME], 2007).

Sources et utilisations

L'APFO et ses sels ont été utilisés dans des processus industriels et comme composants dans des mousses extinctrices aqueuses. Il a aussi été utilisé dans la production de polymères fluorés, où il peut demeurer sous forme de contaminant à l'état de trace lorsque le polymère fluoré sert à la fabrication de produits commerciaux et de consommation, comme des câbles et des tuyaux, des revêtements antiadhésifs sur des articles de cuisine, des revêtements hydrofuges ou antiadhésifs sur des textiles et des tapis, et des produits de soins personnels. Bien qu'il n'aurait jamais été fabriqué au Canada, l'APFO peut entrer par l'importation d'articles fabriqués. Il peut aussi être formé par la décomposition de composés précurseurs (Agency for Toxic Substances and Disease Registry [ATSDR], 2021). Les rejets dans l'environnement peuvent directement découler de l'utilisation commerciale ou industrielle de produits contenant de l'APFO, notamment

32 l'application de mousses extinctrices, des effluents d'eaux usées et des lixiviats de lieux
33 d'enfouissement, ou par le transport sur longue distance de l'APFO ou de ses précurseurs. Les
34 mousses à formation de pellicule aqueuse (MFPA) contenant des SPFA comme l'APFO sont
35 couramment utilisées dans les aéroports et les bases militaires pour éteindre les incendies causés
36 par des combustibles et des liquides inflammables, où elles peuvent contaminer le sol et l'eau. La
37 composition des MFPA peut varier par produit, et le type de SPFA contenues dans les mousses a
38 changé au fil du temps, et certaines formulations contiennent des précurseurs de l'APFO pouvant
39 se décomposer en APFO (Interstate Technology Regulatory Council [ITRC], 2022). La
40 contamination d'APFO peut migrer hors site par les eaux souterraines, les eaux de surface et les
41 lixiviats vers d'autres sources d'eau.

42 **Devenir dans l'environnement et comportement**

43 L'APFO est un surfactant et tend à s'associer à des surfaces et à des interfaces (Costanza et coll.,
44 2019). Le coefficient de partage octanol-eau (K_{OE}) n'est pas considéré comme un indicateur fiable
45 du comportement de répartition pour les substances perfluorées tensioactives (National Industrial
46 Chemicals Notification and Assessment Scheme [NICNAS], 2015). L'acide libre se dissocie
47 facilement en sa base conjuguée (c.-à-d. sa forme ionisée) à la plupart des valeurs de pH
48 écologiquement pertinentes. Il est hautement hydrosoluble et faiblement volatil dans sa forme
49 ionisée, et, par conséquent, devrait se répartir principalement dans le milieu aquatique; la
50 répartition dans les sédiments peut se produire mais ne devrait pas être un puits important (EC et
51 SC, 2012a). Il a été montré que la teneur en carbone organique, le pH, la force ionique et la salinité
52 influencent la répartition entre l'eau et les sédiments (Ahrens et coll., 2009; 2011; Ferrey et coll.,
53 2012; SNC, 2012; Wang et coll., 2012; Xiao et coll., 2021). L'APFO devrait être mobile dans le
54 sol et peut lixivier dans les eaux souterraines (ATSDR, 2021), où il peut ensuite migrer vers
55 d'autres sources d'eau. Une fois dans l'environnement, l'APFO est considéré comme stable en
56 raison de sa forte liaison carbone-fluor qui est résistante à la décomposition par hydrolyse,
57 photolyse ou biodégradation. L'APFO peut être transporté sur de longues distances par les
58 courants océaniques et les transformations oxydatives atmosphériques ainsi que par le dépôt
59 humide et sec subséquent des précurseurs aériens (Muir et coll., 2019). L'APFO a été détecté dans
60 des endroits éloignés comme l'Arctique canadien (D'Agostino et Mabury, 2017; Lescord et coll.,
61 2015; Benskin et coll., 2012; Muir et coll., 2015; Muir et coll., 2019).

62
63 Il a été constaté que la bioaccumulation et la bioamplification de l'APFO chez les mammifères
64 terrestres et marins se fait par liaison protéique plutôt que par répartition lipidique (EC et SC,
65 2012). Son potentiel d'accumulation dans les espèces aquatiques a été recensé comme faible à
66 modéré (EC et SC, 2012). L'APFO est considéré comme persistant (EC et SC, 2012).

67 68 69 **Concentrations environnementales**

70 Les concentrations d'APFO dans les eaux de surface ambiantes au Canada sont généralement
71 faibles. Toutefois, un volume plus important d'activités anthropiques peut contribuer à une hausse
72 des concentrations, et les niveaux sont plus élevés dans les régions ayant des sources ponctuelles
73 de pollution connues. Les sites d'eaux douces (y compris les sites de référence, urbains et
74 d'aménagement mixte, ainsi que les sites associés à des usines d'épuration des eaux usées

75 municipales) échantillonnés un peu partout au Canada entre 2013 et 2020 avaient des concen-
76 trations d'APFO maximales et moyennes de respectivement 24,4 et 1,52 ng/L (Lalonde et Garron,
77 2022). Les sites d'eaux de surface en aval ou à proximité des zones où des MFPA ont été utilisées
78 peuvent avoir des niveaux très élevés d'APFO (Stock et coll., 2007; Muir et coll., 2019; de Solla
79 et coll., 2012; Bhavsar et coll., 2016). Les concentrations d'APFO de sites contaminés au Canada
80 ont atteint 11 300 ng/L (11,3 µg/L) (Moody et coll., 2002). Les données disponibles ne
81 représentent pas forcément les sites les plus contaminés, celles-ci étant limitées et la composition
82 des MFPA ayant varié avec le temps.

83 **Effets sur la vie aquatique**

84 Le mécanisme d'action toxique des SPFA et de l'APFO chez les organismes aquatiques constitue
85 un domaine de recherche en cours. Les effets néfastes des acides perfluoroalkylés (APFA) sur les
86 organismes aquatiques comprennent des perturbations du métabolisme, du système reproducteur,
87 du système immunitaire et des hormones, en plus de la toxicité neuronale et pour le
88 développement. Les effets sont déclenchés par l'activation de différents récepteurs nucléaires ou
89 d'autres facteurs, qui à leur tour entraînent des changements sur le plan de la transcription, suivis
90 de changements sur le plan des métabolites et des tissus (Lee et coll., 2020). Les études des
91 invertébrés montrent des signes de stress oxydatif ainsi que des effets sur les systèmes de défense
92 antioxydants (Ankley et coll., 2020). L'exposition à l'APFO est également associée à des effets
93 neurotoxiques chez des espèces d'invertébrés (Ankley et coll., 2020). Chez les poissons, les études
94 ont révélé que les SPFA causent du stress oxydatif, ainsi que l'apoptose. Bien que les mécanismes
95 par lesquels les SPFA induisent un stress oxydatif ne soient pas actuellement bien compris, certains
96 déclencheurs potentiels comprennent l'augmentation de la β -oxydation des acides gras ainsi que
97 la toxicité mitochondriale (Ankley et coll., 2020). L'exposition des poissons aux SPFA est aussi
98 associée à des perturbations endocriniennes, qui peuvent influencer sur la reproduction et le
99 développement sexuel (Ankley et coll., 2020). Il a été montré que l'APFO est œstrogénique
100 (Benninghoff et coll., 2011) et qu'il active les récepteurs nucléaires en jeu dans le métabolisme
101 des lipides chez les poissons (Ankley et coll., 2020).

102 **Calcul des recommandations pour la qualité des eaux**

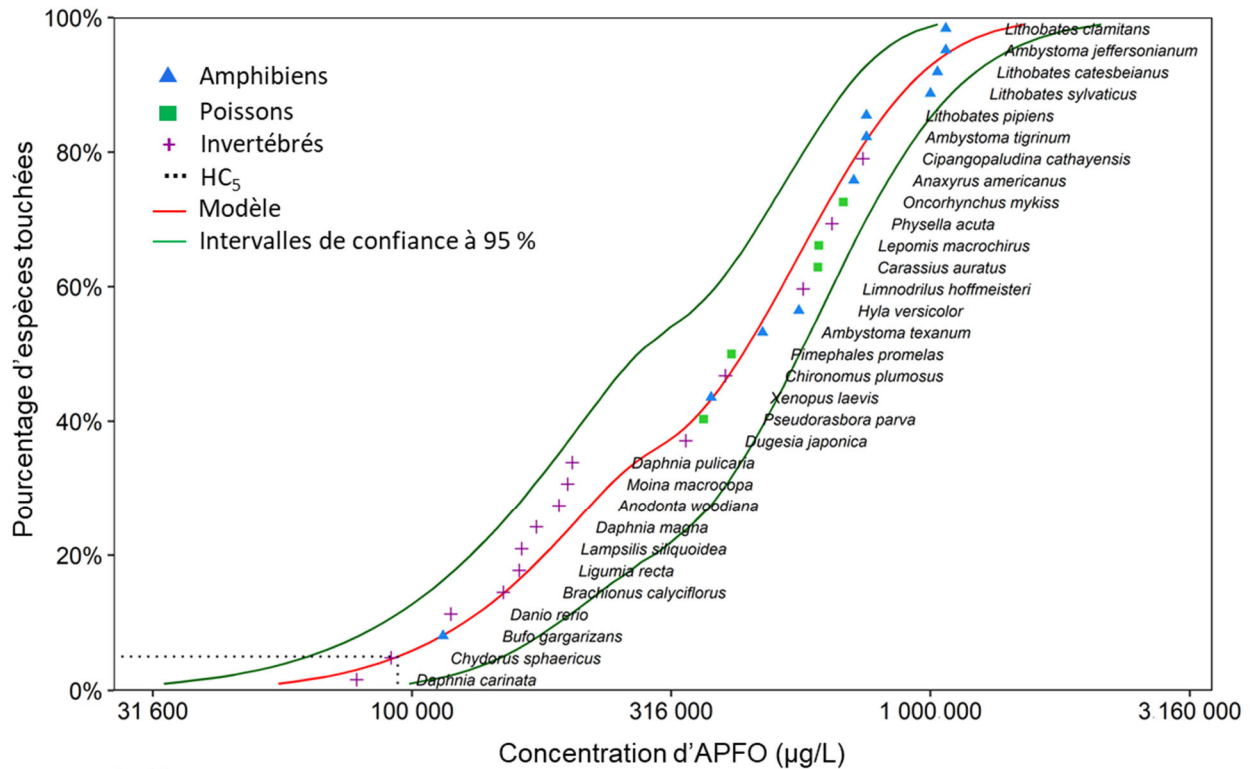
103 La valeur de référence à court terme et la recommandation canadienne pour la qualité des eaux à
104 long terme pour l'APFO dans l'eau douce ont été déterminées en suivant les procédures de calcul
105 décrites dans le protocole (CCME, 2007). Les indicateurs pour les sels d'APFO ont été normalisés
106 à la forme ionisée de l'APFO avant leur inclusion dans le calcul de la recommandation afin de
107 permettre la comparaison de la toxicité à partir d'une même base chimique (voir CCME, 20XX
108 pour connaître les détails).

109 *Concentration de référence à court terme dans les eaux douces*

110 Le CCME établit des concentrations de référence à court terme à partir de données relatives aux
111 effets graves (comme la létalité) pour des périodes définies d'exposition à court terme. Ces
112 concentrations de référence sont des indicateurs d'effets graves sur l'écosystème aquatique et
113 visent à renseigner sur les répercussions de situations graves, mais transitoires (p. ex.,
114 déversements et utilisation ou élimination inappropriée). Elles ne donnent aucune indication à

115 propos des concentrations de substances assurant la protection de l'environnement aquatique,
 116 puisque ce sont des concentrations qui ne protègent pas contre les effets néfastes.

117 Les exigences minimales relatives aux données du CCME ont été satisfaites pour l'approche de
 118 type A (distribution de sensibilité des espèces [DSE]) en ce qui concerne l'exposition à court terme
 119 dans l'eau douce, et les données ont été incluses dans la DSE pour 31 espèces (figure 1; tableau 1)
 120 selon les critères énoncés par le CCME (2007). Lorsqu'il existait plusieurs indicateurs com-
 121 parables pour la même espèce, le même effet, le même stade de vie, la même durée d'exposition
 122 et la même dénomination chimique, une moyenne géométrique a été calculée. Une DSE avec
 123 inférence multimodèle et des statistiques connexes ont été produites au moyen de la trousse
 124 ssdtools et du logiciel R (Thorley et Schwarz, 2018; Dalgarno, 2018). La concentration de
 125 référence à court terme de l'APFO est la concentration dangereuse pour le cinquième centile (HC₅)
 126 de la DSE à court terme et s'élève à 93 800 µg/L.



127 **Figure 1. Distribution de la sensibilité des espèces (DSE) à court terme avec inférence multimodèle**
 128 **pour l'APFO dans l'eau douce**
 129 **Remarque :** La HC₅ est de 93 800 µg/L d'APFO.

130
131

Tableau 1. Indicateurs utilisés pour établir la concentration de référence à court terme de l'APFO dans l'eau douce

Rang de la DSE	Espèce	Indicateur	Concentration (µg/L d'APFO) ^a
1	<i>Daphnia carinata</i> (puce d'eau)	CE ₅₀ -48 h	78 200
2	<i>Chydorus sphaericus</i> (cladocère)	CE ₅₀ -48 h	91 100
3	<i>Bufo gargarizans</i> (crapaud asiatique)	CL ₅₀ -96 h	114 740
4	<i>Danio rerio</i> (poisson zèbre)	CL ₅₀ -96 h	118 820
5	<i>Brachionus calyciflorus</i> (rotifère)	CL ₅₀ -24 h	150 000
6	<i>Ligumia recta</i> (ligumie noire)	CE ₅₀ -24 h	161 000
7	<i>Lampsilis siliquoidea</i> (lampsile siliquoïde)	CE ₅₀ -48 h	162 600
8	<i>Daphnia magna</i> (cladocère)	CL ₅₀ -48 h	173 762 ^b
9	<i>Anodonta woodiana</i> (anodonte chinois woodiana)	CL ₅₀ -48 h	192 083
10	<i>Moina macrocopa</i> (cladocère)	CE ₅₀ -48 h	199 510
11	<i>Daphnia pulicaria</i> (cladocère)	CE ₅₀ -48 h	203 722
12	<i>Dugesia japonica</i> (dugesiidæ)	CL ₅₀ -96 h	337 200 ^{b,c}
13	<i>Pseudorasbora parva</i> (pseudorasbora)	CL ₅₀ -96 h	365 020
14	<i>Xenopus laevis</i> (dactylèthre d'Afrique du Sud)	CL ₅₀ -96 h	377 466
15	<i>Chironomus plumosus</i> (moucheron)	CL ₅₀ -96 h	402 240
16	<i>Pimephales promelas</i> (tête-de-boule)	CL ₅₀ -96 h	413 200
17	<i>Ambystoma texanum</i> (salamandre à nez court)	CL ₅₀ -96 h	474 000
18	<i>Hyla versicolor</i> (rainette versicolore)	CL ₅₀ -96 h	557 000
19	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> (vers Huo Fu tubifex)	CL ₅₀ -96 h	568 200
20	<i>Carassius auratus</i> (cyprin)	CL ₅₀ -96 h	606 610
21	<i>Lepomis macrochirus</i> (crapet à oreilles bleues)	CL ₅₀ -96 h	608 955 ^c
22	<i>Physella acuta</i> (anciennement <i>Physa acuta</i>) (escargot)	CL ₅₀ -96 h	645 454 ^c
23	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (truite arc-en-ciel)	CL ₅₀ -96 h	679 071 ^c
24	<i>Anaxyrus americanus</i> (crapaud d'Amérique)	CL ₅₀ -96 h	711 000
25	<i>Cipangopaludina cathayensis</i> (escargot)	CL ₅₀ -96 h	740 070
26	<i>Ambystoma tigrinum</i> (salamandre tigrée de l'Est)	CL ₅₀ -96 h	752 000
27	<i>Lithobates pipiens</i> (grenouille léopard du Nord)	CL ₅₀ -96 h	752 000
28	<i>Lithobates sylvaticus</i> (grenouille des bois)	CL ₅₀ -96 h	999 000
29	<i>Lithobates catesbeianus</i> (ouaouaron d'Amérique)	CL ₅₀ -96 h	1 031 620 ^b
30	<i>Ambystoma jeffersonianum</i> (salamandre de Jefferson)	CL ₅₀ -96 h	1 070 000
31	<i>Lithobates clamitans</i> (grenouille verte)	CL ₅₀ -96 h	1 070 000

132
133
134
135
136
137
138

Remarques :

CE_x = concentration avec effet, ce qui signifie que la concentration touche x % des organismes à l'étude; CL_x = concentration létale pour x % des organismes à l'étude

^a Les concentrations avec effet sont pour la forme ionisée de l'APFO.

^b Fondée sur une moyenne géométrique de plusieurs valeurs comparables.

^c L'étude originale a été réalisée avec du sel d'ammonium d'APFO (PFOA). L'indicateur a été uniformisé en µg/L d'APFO aux fins de l'inclusion dans la distribution de la sensibilité des espèces (voir CCME, 20XX pour plus de détails).

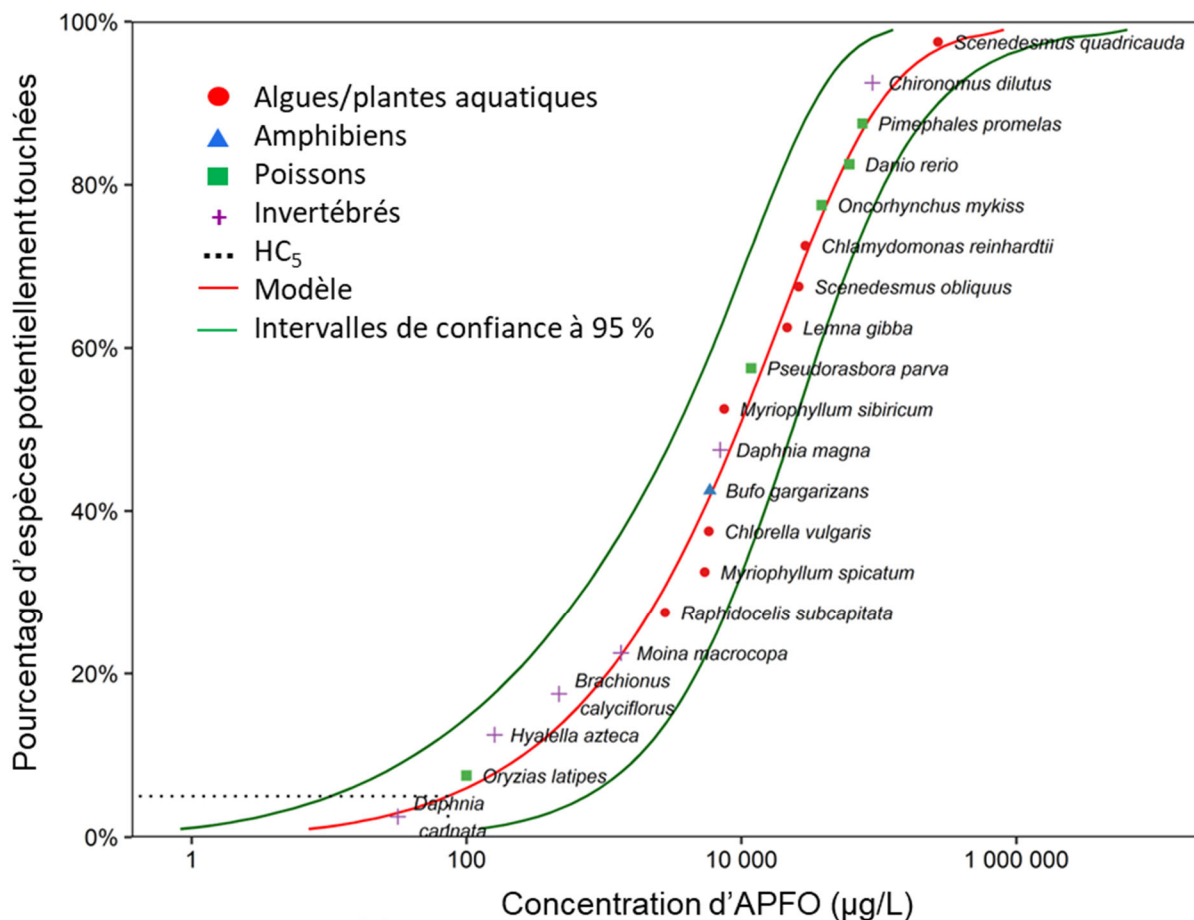
139

Recommandation canadienne pour la qualité des eaux à long terme pour l'eau douce

140
141
142
143
144
145
146
147
148
149

Les recommandations sur l'exposition à long terme sont basées sur des concentrations dans l'eau visant à protéger toutes les formes de vie aquatique pendant des périodes d'exposition indéfinies. On privilégie le calcul de ces recommandations à partir des données sans effet pour les effets à long terme. Les exigences minimales relatives aux données du CCME ont été satisfaites pour l'approche de type A (DSE) en ce qui concerne l'exposition à long terme dans l'eau douce, et les données ont été incluses dans la DSE pour 20 espèces (figure 2; tableau 2) selon les critères énoncés par le CCME (2007). Lorsqu'il existait plusieurs indicateurs comparables pour la même espèce, le même effet, le même stade de vie, la même durée d'exposition et la même dénomination chimique, une moyenne géométrique a été calculée. Une DSE avec inférence multimodèle et des statistiques connexes ont été produites au moyen de la trousse ssdtools et du logiciel R (Thorley et

150 Schwarz, 2018; Dalgarno, 2018). La recommandation canadienne pour la qualité à long terme dans
 151 l'eau douce est la valeur HC₅ pour la DSE à long terme et correspond à 73,4 µg/L d'APFO.



152 **Figure 2. Distribution de la sensibilité des espèces (DSE) à long terme avec inférence multimodèle**
 153 **pour l'APFO dans l'eau douce**
 154 **Remarque : La HC₅ est de 73,4 µg/L d'APFO.**

ÉBAUCHE. POUR TAXI

155
156

Tableau 2. Indicateurs utilisés pour déterminer la recommandation canadienne pour la qualité des eaux à long terme concernant l'APFO dans l'eau douce

Rang de la DSE	Espèce	Indicateur	Concentration (µg/L d'APFO) ^a
1	<i>Daphnia carinata</i> (puce d'eau)	CMAT-21 jours (reproduction, descendance)	31,6
2	<i>Oryzias latipes</i> (médaka)	CME0-28 jours suivant l'éclosion (survie en F1) ^b	100
3	<i>Hyalella azteca</i> (amphipode)	CE ₁₀ -42 jours (croissance)	160
4	<i>Brachionus calyciflorus</i> (rotifère)	CE ₁₀ du cycle de vie (taux intrinsèque d'accroissement naturel)	471
5	<i>Moina macrocopa</i> (cladocère)	CE ₁₀ -7 jours (reproduction, nombre de jeunes par adulte)	1 330
6	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (algue verte)	CE ₁₀ -10 jours (croissance, comptage des cellules)	2 785 ^c
7	<i>Myriophyllum spicatum</i> (macrophyte aquatique)	CE ₁₀ -21 jours (longueur de la plante)	5 413 ^d
8	<i>Chlorella vulgaris</i> (algue verte)	CI ₁₀ -96 h (inhibition de la croissance)	5 797
9	<i>Bufo gargarizans</i> (crapaud asiatique)	CE ₁₀ -30 jours (longévité)	5 890
10	<i>Daphnia magna</i> (puce d'eau)	CE ₁₀ -21 jours (nombre total de frais)	7 020
11	<i>Myriophyllum sibiricum</i> (macrophyte aquatique)	CE ₁₀ -21 jours (masse sèche)	7 502 ^d
12	<i>Pseudorasbora parva</i> (pseudorasbora)	CE ₁₀ -30 jours (longévité)	11 780
13	<i>Lemna gibba</i> (lenticule)	CI ₁₀ -7 jours (inhibition de la croissance)	21 532
14	<i>Scenedesmus obliquus</i> (algue verte)	CI ₁₀ -96 h (inhibition de la croissance)	26 100
15	<i>Chlamydomonas reinhardtii</i> (algue verte)	CI ₁₀ -96 h (inhibition de la croissance)	29 200
16	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (truite arc-en-ciel)	CSEO-85 jours (mortalité, croissance)	≥ 38 420 ^{c,e}
17	<i>Danio rerio</i> (poisson zèbre)	CL ₁₀ -7 jours (mortalité)	61 128
18	<i>Pimephales promelas</i> (tête-de-boule)	CSEO-21 jours (croissance)	> 76 000 ^f
19	<i>Chironomus dilutus</i> (moucheron)	CE ₁₀ -19 jours (survie)	89 800
20	<i>Scenedesmus quadricauda</i> (algue verte)	CE ₅₀ -96 h (inhibition de la croissance)	269 630

157
158
159
160
161
162
163
164
165
166
167
168
169
170

Remarques :

CE_x = concentration avec effet, ce qui signifie que la concentration touche x % des organismes à l'étude; CI_x = concentration inhibitrice, ce qui signifie que la concentration cause x % d'inhibition; CL_x = concentration létale pour x % des organismes à l'étude; CME0 = concentration minimale avec effet observé; CSEO = concentration sans effet observé; CMAT = concentration maximale acceptable de toxiques (moyenne géométrique de la CSEO et de la CME0)

^a Les concentrations avec effet sont pour la forme ionisée de l'APFO.

^b Étude transgénérationnelle; F0 (génération parentale) exposée à 100 µg/L pendant 14 jours, F1 (génération de descendants) exposée à 100 µg/L et mortalité évaluée à 28 jours suivant l'éclosion.

^c L'étude originale a été réalisée avec du sel d'ammonium d'APFO (PFOA). L'indicateur a été uniformisé en µg/L d'APFO aux fins de l'inclusion dans la distribution de la sensibilité des espèces (voir CCME, 20XX pour plus de détails).

^d L'étude originale a été réalisée avec du sel de sodium d'APFO. L'indicateur a été uniformisé en µg/L d'APFO aux fins de l'inclusion dans la distribution de la sensibilité des espèces (voir CCME, 20XX pour plus de détails).

^e Valeur représentée graphiquement à 38 420 µg/L dans la distribution de la sensibilité des espèces.

^f Valeur représentée graphiquement à 76 000 µg/L dans la distribution de la sensibilité des espèces.

171 Une évaluation de la capacité de protection réalisée pour la RCQEA à long terme (CCME, 20XX)
172 a permis de conclure que la recommandation atteignait le niveau de protection visé en vertu du
173 protocole (CCME, 2007).

174 **Recommandation pour la qualité de l'eau de mer**

175 Il n'y avait pas suffisamment de données afin de répondre aux exigences minimales relatives aux
176 données du CCME pour le calcul d'une concentration de référence à court terme ou d'une
177 recommandation à long terme visant la protection de la vie aquatique marine. Il ne convient pas
178 d'appliquer la recommandation concernant l'APFO dans l'eau douce à un milieu marin, car il
179 semble y avoir une différence dans la toxicité entre les organismes d'eau douce et d'eau de mer
180 selon les données disponibles; les invertébrés marins semblent du moins plus sensibles à l'APFO
181 (CCME, 20XX; Hayman et coll., 2021).

182 **Mise en œuvre et autres points à examiner**

183 Une concentration de référence à court terme et la RCQEa fournissent une orientation quant aux
184 expositions à court terme et à long terme, respectivement. La vie aquatique peut être
185 chroniquement exposée à une substance en raison d'un rejet graduel des sols ou des sédiments et
186 d'un apport graduel causé par les eaux souterraines ou le ruissellement, les émissions de procédés
187 industriels et le transport sur longue distance. Il est possible que l'APFO présent aux sites
188 contaminés migre par les eaux souterraines, les eaux de surface et la lixiviation vers des sources
189 d'eau hors site éloignées des lieux contaminés.

190 Cette recommandation ne s'applique pas aux précurseurs intacts (c.-à-d. non dégradés) de l'APFO;
191 toutefois, il faut tenir compte du potentiel pour les précurseurs de se décomposer en APFO et
192 d'entraîner une accumulation dans l'environnement. En outre, la recommandation ne traite pas de
193 l'exposition par la nourriture ou la bioaccumulation à des niveaux trophiques plus élevés. Les
194 effets de l'APFO sur les organismes aquatiques peuvent varier d'un lieu à l'autre en raison de la
195 composition des espèces, des caractéristiques physicochimiques et de la présence d'autres toxiques
196 (CCME, 2007). Par exemple, d'autres SPFA sont souvent présents avec l'APFO, particulièrement
197 avec les applications de MFPA. Ainsi, le présent document peut servir de base pour le calcul de
198 recommandations et d'objectifs propres à un site, au besoin (CCME, 2003).

199
200 **Références**

- 201 Ahrens, L., Yamashita, N., Yeung, L. W. Y., Taniyasu, S., Horii, Y., Lam, P. K. S. et Ebinghaus, R. 2009.
202 « Partitioning Behaviour of Per- and Polyfluoroalkyl Compounds between Pore Water and Sediment in Two
203 Sediment Cores from Tokyo Bay, Japan ». *Environ. Sci. Technol.* **43** : 6969-6975.
- 204 Ankley, G. T., Cureton, P., Hoke, R. A., Houde, M., Kumar, A., Kurias, J., Lanno, R., McCarthy, C., Newsted, J.,
205 Salice, C. J., Sample, B. E., Sepúlveda, M. S., Steevens, J. et Valsecchi, S. 2020. « Assessing the ecological
206 risks of per- and polyfluoroalkyl substances: Current state-of-the science and a proposed path forward ».
207 *Environ. Toxicol. Chem.* **00(00)** : 1-42.
- 208 ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 2021. *Toxicological Profile for Perfluoroalkyls*. U.S.
209 Department of Health and Human Services. Mai. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp200.pdf>.
- 210 Benninghoff, A. D., Bisson, W. H., Koch, D. C., Ehresman, D. J., Kolluri, S. K. et Williams, D. E. 2011. « Estrogen-
211 like activity of perfluoroalkyl acids in vivo and interaction with human and rainbow trout estrogen receptors
212 in vitro ». *Toxicol Sci.* **120** : 42-58.

- 213 Benskin, J. P., Muir, D. C. G., Scott, B. F., Spencer, C., De Silva, A. O., Kylin, H., Martin, J. W., Morris, A.,
 214 Lohmann, R., Tomy, G., Rosenberg, B., Taniyasu, S. et Yamashita, N. 2012. « Perfluoroalkyl acids in the
 215 atlantic and Canadian arctic oceans ». *Environ. Sci. Technol.* **46**(11) : 5815-5823. doi:10.1021/es300578x
- 216 Bhavsar, S. P., Fowler, C., Day, S., Petro, S., Gandhi, N., Gewurtz, S. B., Hao, C., Zhao, X., Drouillard, K. G. et
 217 Morse, D. 2016. « High levels, partitioning and fish consumption-based water guidelines of perfluoroalkyl
 218 acids downstream of a former firefighting training facility in Canada ». *Environ. Int.* **94** : 415-423.
- 219 CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement) 2003. *Guide concernant l'application propre à un lieu*
 220 *des Recommandations pour la qualité des eaux du Canada : procédures d'établissement d'objectifs*
 221 *numériques de qualité de l'eau*. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux en vue de la
 222 protection de la vie aquatique. CCME, Winnipeg.
- 223 CCME 2007. *Protocole d'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux en vue de protéger la vie*
 224 *aquatique*. CCME, Winnipeg.
- 225 CCME 20XX. *Document scientifique pour l'élaboration de recommandations canadiennes pour la qualité des eaux*
 226 *visant la protection de la vie aquatique : Acide perfluorooctanoïque (APFO)*. CCME, Winnipeg.
- 227 Costanza, J., Arshadi, M., Abriola, L. M. et Pennell, K. D. 2019. « Accumulation of PFOA and PFOS at the air-water
 228 interface ». *Environ. Sci. Technol. Lett.* **6,8** : 487-491.
- 229 D'Agostino, L. A. et Mabury, S. A. 2017. « Certain Perfluoroalkyl and Polyfluoroalkyl Substances Associated with
 230 Aqueous Film Forming Foam Are Widespread in Canadian Surface Waters ». *Environ. Sci. Technol.* **51**(23) :
 231 13603-13613. American Chemical Society. doi:10.1021/acs.est.7b03994
- 232 Dalgarno, S. 2018. « ssdtools: A shiny web app to analyse species sensitivity distributions ». Préparé par Poisson
 233 Consulting pour le ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique. [https://bcgov-
 234 env.shinyapps.io/ssdtools/](https://bcgov-env.shinyapps.io/ssdtools/).
- 235 De Solla, S. R., De Silva, A. O. et Letcher, R. J. 2012. « Highly elevated levels of perfluorooctane sulfonate and other
 236 perfluorinated acids found in biota and surface water downstream of an international airport, Hamilton,
 237 Ontario, Canada ». *Environ. Int.* **39** : 19-26.
- 238 EC et SC (Environnement Canada et Santé Canada). 2012. *Rapport d'évaluation préalable – Acide*
 239 *pentadécafluorooctanoïque, ses sels et ses précurseurs*. Août. [www.ec.gc.ca/ese-
 240 ces/default.asp?lang=Fr&n=370AB133-1](http://www.ec.gc.ca/ese-ces/default.asp?lang=Fr&n=370AB133-1).
- 241 Ferrey, M. L., Wilson, J. T., Adair, C., Su, C., Fine, D. D., Liu, X. et Washington, J. W. 2012. « Behaviour and Fate
 242 of PFOA and PFOS in Sandy Aquifer Sediment ». *Ground Water Monit. Remediat.* **32**(4) : 63-71.
- 243 Hayman, N. T., Rosen, G., Colvin, M. A., Conder, J. et Arblaster, J. A. 2021. « Aquatic toxicity evaluations of PFOS
 244 and PFOA for five standard marine endpoints ». *Chemosphere.* **273** : 129699.
 245 doi:10.1016/j.chemosphere.2021.129699
- 246 ITRC (Interstate Technology Regulatory Council). 2022. *Per- and Polyfluoroalkyl substances Technical and*
 247 *Regulatory Guidance*. Washington : Interstate Technology and Regulatory Council. Juin. [https://pfas-
 248 1.itrcweb.org/wp-content/uploads/2022/09/PFAS-Guidance-Document-9-2022.pdf](https://pfas-1.itrcweb.org/wp-content/uploads/2022/09/PFAS-Guidance-Document-9-2022.pdf).
- 249 Lalonde, B. et Garron, C. 2022. « Perfluoroalkyl substances (PFASs) in the Canadian freshwater environment ». *Arch.*
 250 *Environ. Contam. Toxicol.* **82** : 581-591.
- 251 Lee, J. W., Seong, P. K., Yu, S. D. et Kim, P. 2020. « Adverse effects of perfluoroalkyl acids on fish and other aquatic
 252 organisms: A review ». *Sci. Total Environ.* **707** : 135334.

- 253 Lescord, G. L., Kidd, K. A., De Silva, A. O., Williamson, M., Spencer, C., Wang, X. et Muir, D. C. G. 2015.
254 « Perfluorinated and polyfluorinated compounds in lake food webs from the Canadian High Arctic ».
255 *Environ. Sci. Technol.* **49**(5) : 2694-2702. doi:10.1021/es5048649
- 256 Moody, C. A., Martin, J. W., Kwan, W. C., Muir, D. C. G. et Mabury, S. A. 2002. « Monitoring perfluorinated
257 surfactants in biota and surface water samples following an accidental release of fire-fighting foam into
258 Etobicoke Creek ». *Environ. Sci. Technol.* **36** : 545-551.
- 259 Muir, D., Bossi, R., Carlsson, P., Evans, M., De Silva, A., Halsall, C., Rauert, C., Herzke, D., Hung, H., Letcher, R.,
260 Rigét, F. et Roos, A. 2019. « Levels and trends of poly- and perfluoroalkyl substances in the Arctic
261 environment – An update ». *Emerg. Contam.* **5** : 240-271. doi:10.1016/j.emcon.2019.06.002
- 262 Muir, D. C. G., Fisk, A., Lehnerr, I., Lohmann, R. et Amarualik, P. 2015. *Community based seawater monitoring for
263 organic contaminants and mercury in the Canadian Arctic*. Synopsis of Research Conducted under the 2014-
264 2015, Northern Contaminants Program, Aboriginal Affairs and Northern Development Canada, Ottawa :
265 289-296.
- 266 NICNAS (National Industrial Chemicals Notification and Assessment Scheme). 2015. *Perfluorooctanoic acid
267 (PFOA) and its direct precursors: Environment tier II assessment*. 24 avril. Government of Australia.
- 268 SNC (SNC-Lavalin Environment). 2012. *Ecological Toxicity Criteria Derivation for Perfluorinated Compounds*.
269 Numéro de projet 12-318. Préparé pour Services publics et Approvisionnement Canada. Décembre. Ottawa.
- 270 Stock, N. L., Furdui, V. I., Muir, D. C. G. et Mabury, S. A. 2007. « Perfluoroalkyl contaminants in the Canadian arctic:
271 Evidence of atmospheric transport and local contamination ». *Environ. Sci. Technol.* **41**(10) : 3529-3536.
272 doi:10.1021/es062709x
- 273 Thorley, J. et Schwarz, C. 2018. « ssdtools: An R package to fit Species Sensitivity Distributions ». *J. Open Source
274 Softw.* **3**(31) : 1082.
- 275 Wang, F., Liu, C. et Shih, K. 2012. « Adsorption Behavior of Perfluorooctane Sulfonate (PFOS) and
276 Perfluorooctanoate (PFOA) on Boehmite ». *Chemosphere.* **89**(8) : 1009-1014.
- 277 Xiao, S.-K., Wu, Q., Pan, C.-G., Yin, C., Wang, Y.-H. et Yu, K.-F. 2021. « Distribution, partitioning behavior and
278 potential source of legacy and alternative per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in water and
279 sediments from a subtropical Gulf, South China Sea ». *Environ. Res.* **201** : 111485.