

**Ébauche d'évaluation préalable**  
**2-(1-méthylpropyl)-4,6-dinitrophénol**  
**(dinosébé)**

**Numéro de registre du Chemical Abstracts Service**  
**88-85-7**

**Environnement et changement climatique Canada**  
**Santé Canada**

**April 2018**

## Sommaire

En vertu de l'article 68 de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) (LCPE), la ministre de l'Environnement et du Changement climatique et la ministre de la Santé ont procédé à l'évaluation préalable du 2-(1-méthylpropyl)-4,6 dinitrophénol, que l'on désigne couramment sous le nom dinosébé. Le numéro de registre du Chemical Abstracts Service (n° CAS<sup>1</sup>) du dinosébé est le 88-85-7. Cette substance est considérée comme devant être évaluée en priorité en raison de préoccupations pour la santé humaine.

Le dinosébé a été utilisé au Canada comme herbicide jusqu'en 2001, année au cours de laquelle on a interdit toutes les utilisations de la substance en tant qu'herbicide. Actuellement, au Canada, cette substance est utilisée uniquement comme retardateur de polymérisation dans la production du styrène monomère. Les renseignements obtenus en vertu des dispositions sur les avis d'exportation de la Convention de Rotterdam et à la suite de discussions avec le secteur industriel indiquent l'importation au Canada d'une quantité entre 100 000 et 1 000 000 kg de dinosébé en 2015.

Les rejets de dinosébé dans les eaux de surface sont possibles et, selon les données sur les profils d'utilisation, ces rejets seraient continus. Dans l'eau, le dinosébé s'hydrolyse lentement et n'est pas facilement biodégradable. La dégradation par photolyse peut survenir à une vitesse modérée, mais variera selon des facteurs tels que la profondeur et la turbidité de l'eau. En général, on s'attend à ce que le dinosébé persiste dans l'eau. Cette substance est légèrement persistante dans l'air, bien qu'on ne prévoie aucun rejet d'importance dans ce milieu. Il ne devrait pas y avoir de bioaccumulation du dinosébé dans les organismes aquatiques.

Le dinosébé est une substance chimique réactive dont le principal mode d'action est le découplage de la phosphorylation oxydative, lequel perturbe la production d'énergie. Cette substance est nocive pour divers types d'organismes aquatiques, ainsi que pour les oiseaux et les mammifères. En plus d'avoir des effets sur la reproduction (embryotoxicité), sur la survie et la croissance, le dinosébé se lie aux protéines et à l'ADN. Des études empiriques, des essais in vitro et des données de modélisation sur la relation quantitative structure-activité (RQSA) indiquent un risque d'effets nocifs sur les organismes aquatiques à de faibles concentrations.

---

<sup>1</sup> Le numéro de registre du Chemical Abstracts Service (n° CAS) est la propriété de l'American Chemical Society. Toute utilisation ou redistribution, sauf si elle sert à répondre à des besoins législatifs ou si elle est nécessaire aux rapports destinés au gouvernement fédéral lorsque des renseignements ou des rapports sont exigés par la loi ou une politique administrative, est interdite sans l'autorisation écrite préalable de l'American Chemical Society.

On dispose de données de surveillance environnementale sur le dinosébé datant de l'époque où la substance était utilisée comme herbicide ainsi que peu après l'interdiction de cette utilisation. Toutefois, il n'existe aucune donnée de surveillance actuelle sur le dinosébé dans les eaux de surface, l'air, des sédiments et le sol au Canada. On a mené une analyse de l'exposition pour calculer la concentration estimée dans l'environnement de dinosébé rejeté dans les eaux de surface en raison de son utilisation par le secteur des produits chimiques. L'analyse du quotient de risque associé à ce scénario révèle un risque d'effets nocifs sur les organismes aquatiques. Des données d'autres sources étayaient ce risque d'effets nocifs, ainsi que la persistance et le transport à grande distance dans l'eau.

L'Organisation pour la coopération et le développement économiques (OCDE) a évalué le dinosébé dans le cadre du Programme d'évaluation coopératif des produits chimiques, et le Rapport d'évaluation initial de l'ensemble des données préalables de l'OCDE a fourni les données décrites dans la section sur les effets sur la santé de la présente évaluation préalable. Les principaux paramètres préoccupants associés au dinosébé sont la toxicité pour la reproduction et le développement, étant donné les effets sur les paramètres liés aux spermatozoïdes chez les rats mâles et la diminution subséquente de l'indice de gestation calculé dans une étude par voie orale, ainsi que les effets toxiques chez la mère et chez les fœtus observés lors d'une étude par voie orale chez le rat et d'une étude par voie cutanée chez le lapin. Le dinosébé n'est plus utilisé comme pesticide ni dans les produits de consommation. Selon des données récentes de surveillance de l'eau potable provenant de diverses municipalités de l'ensemble du Canada, le dinosébé serait absent de l'eau potable. On ne prévoit pas d'exposition de la population générale au dinosébé au Canada attribuable au milieu naturel, à l'alimentation ou à l'utilisation de produits. L'exposition de la population, le cas échéant, attribuable au rejet possible dans les eaux de surface de la substance utilisée par le secteur industriel serait de plusieurs ordres de grandeur inférieurs aux concentrations entraînant des effets sur la santé. À la lumière de ces données, nous jugeons donc que le risque pour la santé humaine est faible.

Compte tenu de tous les éléments de preuve contenus dans la présente ébauche d'évaluation préalable, le dinosébé présente un risque d'effets nocifs sur les organismes, mais pas sur l'intégrité globale de l'environnement. Il est proposé de conclure que le dinosébé satisfait aux critères énoncés à l'alinéa 64a) de la LCPE, car il pénètre ou peut pénétrer dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique. Toutefois, il est proposé de conclure que le dinosébé ne satisfait pas aux critères énoncés à l'alinéa 64b) de la LCPE, car il ne pénètre pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie. Il est aussi proposé de conclure que le dinosébé ne satisfait pas aux critères énoncés à l'alinéa 64c) de la LCPE, car il ne pénètre pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaines.

Il est donc proposé de conclure que le dinosébé satisfait à un ou plusieurs des critères énoncés à l'article 64 de la LCPE.

Il est proposé de conclure que le dinosébé répond aux critères de persistance, mais pas à ceux de bioaccumulation, énoncés dans le Règlement sur la persistance et la bioaccumulation de la LCPE.

## Table des matières

|                                                                                |           |
|--------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| <b>Sommaire</b> .....                                                          | <b>2</b>  |
| <b>1. Introduction</b> .....                                                   | <b>6</b>  |
| <b>2. Identité de la substance</b> .....                                       | <b>7</b>  |
| <b>3. Propriétés physicochimiques</b> .....                                    | <b>8</b>  |
| <b>4. Sources, utilisations et rejets</b> .....                                | <b>9</b>  |
| <b>5. Comportement et devenir dans l'environnement</b> .....                   | <b>11</b> |
| 5.1 Persistance dans l'environnement.....                                      | 12        |
| 5.2 Potentiel de bioaccumulation.....                                          | 15        |
| <b>6. Risques d'effets nocifs sur l'environnement</b> .....                    | <b>16</b> |
| 6.1 Évaluation des effets sur l'environnement .....                            | 16        |
| 6.2 Évaluation de l'exposition de l'environnement .....                        | 19        |
| 6.3 Caractérisation des risques pour l'environnement.....                      | 20        |
| <b>7. Risque de causer des effets nocifs sur la santé humaine</b> .....        | <b>25</b> |
| 7.1 Évaluation de l'exposition .....                                           | 25        |
| 7.2 Évaluation des effets sur la santé .....                                   | 25        |
| 7.3 Caractérisation des risques pour la santé humaine .....                    | 27        |
| 7.4 Incertitudes entourant l'évaluation des risques pour la santé humaine..... | 27        |
| <b>8. Conclusion</b> .....                                                     | <b>27</b> |
| <b>Références</b> .....                                                        | <b>29</b> |
| <b>Annexes</b> .....                                                           | <b>38</b> |
| Annexe A. Données sur la toxicité pour les organismes aquatiques .....         | 38        |

## Liste des tableaux

|                                                                                                                                                      |    |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Tableau 2-1. Identité de la substance .....                                                                                                          | 8  |
| Tableau 3-1. Valeurs expérimentales et modélisées des propriétés physicochimiques du dinosébé .....                                                  | 8  |
| Tableau 4-1. Autres utilisations du dinosébé au Canada .....                                                                                         | 10 |
| Tableau 5-1. Modélisation de la fugacité de niveau III (nouveau modèle EQC de 2011) de la forme neutre du dinosébé .....                             | 11 |
| Tableau 5-2. Résumé des principales données sur la dégradation abiotique du dinosébé obtenues expérimentalement ou par modélisation.....             | 13 |
| Tableau 5-3. Résumé des principales données sur la biodégradation du dinosébé dans l'eau obtenues expérimentalement et par modélisation.....         | 14 |
| Tableau 5-4. Résumé des facteurs de bioconcentration (FBC) du dinosébé obtenus expérimentalement.....                                                | 16 |
| Tableau 6-1. Données probantes pondérées examinées pour déterminer le risque d'effets nocifs sur l'environnement associé au dinosébé au Canada ..... | 22 |

# 1. Introduction

En vertu de l'article 68 de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) (LCPE) (Canada, 1999), la ministre de l'Environnement et du Changement climatique et la ministre de la Santé ont procédé à l'évaluation préalable du 2-(1-méthylpropyl)-4,6 dinitrophénol, communément appelé dinosébé, pour déterminer si cette substance présente ou pourrait présenter un risque pour l'environnement ou la santé humaine. Cette substance a été désignée comme devant être évaluée en priorité en raison de préoccupations pour la santé humaine (ECCC, SC [modifié en 2007]).

Dans le cadre du Programme d'évaluation coopératif des produits chimiques, l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE) a examiné des évaluations du dinosébé réalisées par plusieurs pays et a rédigé un Rapport d'évaluation initial de l'ensemble des données préalables (OCDE, 2007). Ces évaluations ont été soumises à un examen rigoureux (y compris par des pairs) et à des processus d'approbation par des autorités gouvernementales d'autres pays. Environnement et Changement climatique Canada et Santé Canada sont des participants actifs à ces processus et considèrent ces évaluations comme fiables. La section sur les effets sur la santé du Rapport d'évaluation initial de l'ensemble des données préalables a servi à éclairer la section sur les effets sur la santé de la présente évaluation préalable. De plus, après examen de la section sur l'évaluation des effets sur l'environnement du Rapport d'évaluation initial de l'ensemble des données préalables de l'OCDE, nous avons tenu compte de toutes les données pertinentes ainsi que de données sur les risques pour l'environnement provenant d'autres sources pour élaborer la section sur les effets sur l'environnement de la présente évaluation.

Dans la présente ébauche d'évaluation préalable, nous avons pris en compte les renseignements sur les propriétés chimiques, les utilisations, le devenir dans l'environnement et les dangers de la substance, et l'exposition à celle-ci, ainsi que les renseignements supplémentaires fournis par les parties intéressées. Nous avons cherché des données pertinentes jusqu'en décembre 2016. Nous nous sommes servis de données empiriques issues d'études importantes ainsi que de certains résultats obtenus par modélisation pour arriver à la conclusion proposée.

La présente ébauche d'évaluation préalable a été rédigée par le personnel du Programme d'évaluation des risques de la LCPE travaillant à Environnement et Changement climatique Canada et à Santé Canada et tient compte de la contribution d'autres programmes de ces deux ministères. La partie sur les effets sur l'environnement de la présente ébauche d'évaluation préalable a subi un examen externe par des pairs. Des représentants de l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA), de l'European Chemicals Agency (ECHA) et de l'Environmental Protection Agency des États-Unis (US EPA) ont formulé des commentaires. Bien que des commentaires de l'extérieur aient été pris en compte, Santé Canada et

Environnement et Changement climatique Canada assument la responsabilité du contenu final et des résultats de l'évaluation préalable.

Le présent document repose sur des renseignements critiques permettant de déterminer si la substance satisfait aux critères énoncés à l'article 64 de la LCPE. Pour ce faire, nous avons examiné les renseignements scientifiques à la lumière d'une approche basée sur le poids de la preuve et le principe de précaution<sup>2</sup>. La présente ébauche d'évaluation préalable présente les données critiques et les considérations sur lesquelles est fondée la conclusion proposée.

## 2. Identité de la substance

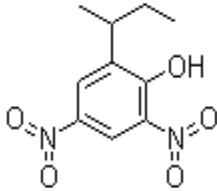
Le tableau 2-1 présente les données sur l'identité de la substance, notamment le numéro de registre du Chemical Abstracts Service, le nom sur la Liste intérieure des substances (LIS) et le nom commun. Dans la présente évaluation, la substance sera désignée par son nom commun « dinosébé ».

On peut trouver d'autres noms chimiques en anglais (p. ex., noms commerciaux) du dinosébé dans les National Chemical Inventories (NCI, 2012). L'une des abréviations les plus fréquentes du dinosébé utilisée dans le commerce et les études expérimentales est DNBP.

---

<sup>2</sup> L'évaluation des risques pour l'environnement ou la santé humaine découlant des expositions dans l'environnement, en général, permet de déterminer la conformité à un ou plusieurs des critères de l'article 64 de la LCPE. Pour l'humain, ceci comprend, sans toutefois s'y limiter, les expositions par l'air ambiant ou intérieur, l'eau potable, les aliments et les produits de consommation. Toutefois, une conclusion tirée en vertu de la Loi n'est ni utile ni proscrite dans le cadre d'une évaluation basée sur des critères de risque du *Règlement sur les matières dangereuses*, lequel fait partie du cadre réglementaire du Système d'information sur les matières dangereuses utilisées au travail, pour les produits utilisés au travail. De même, une conclusion fondée sur les critères de l'article 64 de la Loi n'empêche pas de prendre des mesures dans le cadre d'autres articles de ladite loi ou d'autres lois.

**Tableau 2-1. Identité de la substance**

| N° CAS  | Nom sur la LIS<br>(nom commun et abréviation)                    | Structure chimique et<br>formule moléculaire                                                               | Poids<br>moléculaire<br>(g/mol) |
|---------|------------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------|
| 88-85-7 | 2-(1-méthylpropyl)-<br>4,6 dinitrophénol<br><br>(dinosébé, DNBP) | <br>$C_{10}H_{12}N_2O_5$ | 240,24                          |

### 3. Propriétés physicochimiques

Le tableau 3-1 donne un résumé des propriétés physicochimiques pertinentes du dinosébé avec la gamme des valeurs obtenues expérimentalement ou par modélisation.

**Tableau 3-1. Valeurs expérimentales et modélisées des propriétés physicochimiques du dinosébé**

| Propriété                                             | Valeur                                            | Référence                                                             |
|-------------------------------------------------------|---------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------|
| État physique                                         | Cristaux jaunes ou solides orange, odeur forte    | Hartley et Kidd, 1983, Worthing et Walker (eds.), 1983, WSSA, 1979    |
| Point de fusion (°C)                                  | 39,74 à 41,94                                     | ECHA, c2007-2015a                                                     |
| Point d'ébullition (°C)                               | > 230 <sup>a</sup>                                | ECHA, c2007-2015a                                                     |
| Pression de vapeur (Pa)                               | 0,007 (à 20 °C)                                   | IPCS, 2011                                                            |
| Solubilité dans l'eau (mg/L)                          | 52 (moyenne)                                      | Barbash et Resek, 1996                                                |
| Solubilité dans l'eau (mg/L)                          | 25,8                                              | MITI, 1992                                                            |
| Autres solubilités (mg/L) : éthanol; n-heptane        | 480 000; 270 000                                  | WSSA, 1979                                                            |
| Constante de la loi de Henry (Pa m <sup>3</sup> /mol) | 4,5 x 10 <sup>-1</sup>                            | Tremp et al., 1993                                                    |
| log K <sub>oe</sub> (sans dimension)                  | 3,00 (valeur moyenne, à pH 7) <sup>*</sup> à 3,69 | Bromilow et al., 1991; MITI, 1992; de Bruijn et al., 1989; IPCS, 2011 |
| log K <sub>co</sub>                                   | 3,82 (à pH 3) <sup>b</sup>                        | Hodson et Williams, 1988                                              |
| log K <sub>oa</sub>                                   | 8,29 (modélisée)                                  | EPI Suite, c2000-2012                                                 |
| log K <sub>ae</sub>                                   | 2 x 10 <sup>-5</sup> (modélisée)                  | EPI Suite, c2000-2012                                                 |

| Propriété                        | Valeur                   | Référence                                                                        |
|----------------------------------|--------------------------|----------------------------------------------------------------------------------|
| pK <sub>a</sub> (sans dimension) | 4,47 <sup>*</sup> à 4,65 | Schwarzenbach et al., 1988<br>Worthing et Walker (eds.), 1983; ECHA, c2007-2015a |

Abréviations : K<sub>oe</sub>, coefficient de partage octanol-eau; K<sub>oc</sub>, coefficient de partage carbone organique-eau; pK<sub>a</sub>, constante d'acidité.

<sup>\*</sup> indique que cette valeur a été retenue lors de la modélisation.

<sup>a</sup> Il a été impossible de mesurer le point d'ébullition, car l'échantillon s'est décomposé avant d'atteindre le point d'ébullition (température d'amorce d'environ 230 °C; ECHA, c2007-2015a). Lorsqu'on chauffe le dinosébé, il se décompose et produit des vapeurs toxiques d'oxydes d'azote (IPCS, 2011).

<sup>b</sup> Pour un K<sub>oc</sub> de 6 607.

Le dinosébé forme des sels et des esters avec des bases inorganiques et organiques, dont certains sont solubles dans l'eau (Worthing et Walker (eds.), 1983; Kearney et Kaufman, 1976). La présente évaluation ne porte que sur le dinosébé (n° CAS 88-85-7), qui figure sur la LIS et dont on sait qu'il est vendu au Canada.

## 4. Sources, utilisations et rejets

Le dinosébé n'est pas naturellement présent dans l'environnement.

« Le dinosébé et ses sels et esters » figurent dans la Convention de Rotterdam en tant que substances chimiques soumises à la procédure de consentement préalable en connaissance de cause (PIC) avant qu'elles soient exportées d'une partie à une autre (PNUE, 2010). Les substances chimiques et les pesticides sont ajoutés à la Convention de Rotterdam lorsque deux parties ou plus, dans différentes régions du monde, ont pris des mesures réglementaires pour interdire ou restreindre considérablement la substance en raison d'un risque pour la santé ou l'environnement. Le Canada est partie à la Convention de Rotterdam et s'oppose à l'importation du « dinosébé et de ses sels et esters » à des fins pesticides (Environnement Canada, 2015). La convention et la procédure PIC ne s'appliquent pas explicitement aux exportations de ces substances à d'autres fins, par exemple les usages industriels, mais, Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) reçoit des notifications d'exportation de certaines parties qui ont choisi d'aviser les pays importateurs lorsque des entreprises ont l'intention d'exporter le dinosébé utilisé à des fins industrielles. Depuis 2013, ECCC a reçu des notifications sur l'importation prévue de « dinosobé et de ses sels et esters » au Canada, des substances soumises à la procédure PIC.

D'après les données sur les notifications d'exportation décrites ci-dessus et les discussions de suivi tenues avec le secteur industriel, le dinosébé a été importé au Canada en une quantité variant de 100 000 à 1 000 000 kg en 2015 pour être utilisé comme retardateur de polymérisation dans la production du styrène monomère. Bien que ce procédé industriel ait lieu en milieu fermé, les effluents résultants sont envoyés à une station de traitement des eaux usées hors site et, après le traitement, sont déversés dans des eaux de surface. Il existe donc un risque de rejet du dinosébé dans les eaux de surface, mais aucune donnée de surveillance ne permet de confirmer les

quantités rejetées, le cas échéant. Actuellement, on ne connaît aucun autre usage du dinosébé au Canada.

Dans le passé, on importait le dinosébé au Canada pour l'utiliser comme herbicide, plus précisément en pulvérisation en prélevé ou en pulvérisation de contact, et comme dessiccant. Le dinosébé était vendu à ces fins sous la forme d'une solution aqueuse et d'un concentré émulsifiable (HSDB, 2003). En 1990, Agriculture Canada a suspendu l'homologation de toutes les utilisations non essentielles du dinosébé en tant que pesticide (soit en tant qu'herbicide), car on avait décelé des problèmes de santé attribuables à cette substance. Aucune autre utilisation n'a été homologuée après le 31 décembre 2000. L'utilisation du dinosébé comme herbicide a été interdite le 31 décembre 2001 (ARLA, 2000). Les rejets antérieurs de dinosébé au Canada étaient donc occasionnés par son utilisation en tant qu'herbicide.

On n'a relevé aucune autre utilisation du dinosébé (tableau 4-1).

**Tableau 4-1. Autres utilisations du dinosébé au Canada**

| <b>Base de données</b>                                                                                                                                               | <b>Dinosébé</b> |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------|
| Additif alimentaire <sup>a</sup>                                                                                                                                     | Non             |
| Matériau d'emballage alimentaire <sup>b</sup>                                                                                                                        | Non             |
| Base de données sur les produits pharmaceutiques <sup>c</sup>                                                                                                        | Non             |
| Base de données sur les ingrédients des produits de santé naturels <sup>d</sup>                                                                                      | Non             |
| Base de données sur les produits de santé naturels homologués comme ingrédient médicinal ou non médicinal dans les produits de santé naturels au Canada <sup>e</sup> | Non             |
| Liste critique des ingrédients dont l'utilisation est restreinte ou interdite dans les cosmétiques <sup>f</sup>                                                      | Non             |
| Présence signalée dans les cosmétiques selon les déclarations faites à Santé Canada en vertu du Règlement sur les cosmétiques <sup>g</sup>                           | Non             |
| Formulant dans les produits antiparasitaires homologués au Canada <sup>h</sup>                                                                                       | Non             |

<sup>a</sup> communication personnelle, courriels de la Direction des aliments de Santé Canada adressés au Bureau d'évaluation des risques des substances existantes de Santé Canada, novembre 2016, sans référence.

<sup>b</sup> communication personnelle, courriels de la Direction des aliments de Santé Canada adressés au Bureau d'évaluation des risques des substances existantes de Santé Canada, novembre 2016, sans référence.

<sup>c</sup> BDPP (modifié en 2015)

<sup>d</sup> BDIPSN (modifié en 2016)

<sup>e</sup> BDPSNH (modifié en 2016)

<sup>f</sup> Santé Canada (modifié en 2015)

<sup>g</sup> communication personnelle, courriels de la Direction de la sécurité des produits de consommation de Santé Canada adressés au Bureau d'évaluation des risques des substances existantes de Santé Canada, décembre 2014, sans référence

<sup>h</sup> Santé Canada, 2010

## 5. Comportement et devenir dans l'environnement

### 5.1 Distribution dans l'environnement

Le tableau 5-1 ci-dessous présente les résultats de la modélisation de la fugacité de niveau III réalisée avec la forme neutre du dinosébé et indique la distribution en pourcentage dans chaque milieu pour trois scénarios de rejet. La forme neutre du dinosébé a été utilisée, car le modèle (EQC) ne permettait pas de faire des prédictions pour des substances chargées. Par conséquent, il faut interpréter ces résultats avec prudence étant donné que la forme dissociée (chargée) du dinosébé pourrait se comporter différemment dans certains milieux.

**Tableau 5-1. Modélisation de la fugacité de niveau III (nouveau modèle EQC de 2011) de la forme neutre du dinosébé**

| Rejet du dinosébé dans : | Air (%) | Eau (%) | Sol (%) | Sédiment (%) |
|--------------------------|---------|---------|---------|--------------|
| Air (100 %)              | 29,22   | 16,96   | 53,70   | 0,12         |
| Eau (100 %)              | 0,20    | 98,74   | 0,36    | 0,69         |
| Sol (100 %)              | 0,12    | 7,01    | 92,82   | 0,05         |

La modélisation de la fugacité prévoit que la forme neutre de dinosébé rejetée dans l'eau demeure principalement dans ce milieu. Toutefois, d'après le pKa du dinosébé (4,47), la substance sera présente dans l'eau en grande partie sous une forme dissociée aux valeurs de pH mesurées dans l'environnement (6 à 9). Par conséquent, la migration dans les sédiments pourrait s'écarter des prédictions de la modélisation de la fugacité, car les sédiments naturels ont une charge négative nette (Blasko, 2008). Si l'on se fie au coefficient de partage modélisé air-eau ( $K_{ae}$ ) de  $2 \times 10^{-5}$ , la migration de la substance de l'eau vers l'air devrait être négligeable (EPI Suite, c2000-2012).

Beyer et al. (2000) ont mis au point le modèle de transport et de persistance de niveau III (TaPL3, 2003) pour prédire le transport à grande distance, notamment dans l'eau. À l'aide du modèle TaPL3, nous avons calculé la distance de transport caractéristique du dinosébé dans l'eau. Cette distance est définie comme étant la distance maximale parcourue par 63 % de la substance après son rejet dans l'environnement. Zarfl et al. (2011) ont proposé une valeur seuil de distance de transport caractéristique de 5 200 km pour définir les substances organiques ayant un grand potentiel de transport à grande distance dans l'eau. La distance de transport caractéristique prédite pour le dinosébé est d'environ 17 000 kilomètres, si le courant de la rivière est de 3,6 km/h et si la profondeur de celle-ci est de 20 mètres. Ces données impliquent que le dinosébé rejeté dans une rivière sera probablement transporté tout au long du cours d'eau et que la dilution plutôt que la dégradation sera le principal facteur influençant les concentrations d'exposition. On peut donc prévoir une exposition à long terme dans les zones éloignées.

Il est aussi possible de prédire la distance de transport caractéristique du dinosébé dans l'air à l'aide du modèle TaPL3. La valeur estimée de la distance de transport caractéristique dans l'air obtenue à l'aide de ce modèle et celle calculée à l'aide du logiciel P<sub>ov</sub> et LRTP Screening Tool de l'OCDE (OCDE, 2009) sont de 900 km et de 1 065 km, respectivement. Selon ces valeurs, une fois rejeté dans l'air, le dinosébé devrait parcourir une distance modérée dans l'air à partir de sa source d'émission.

Le devenir du dinosébé dans le sol dépend de nombreux facteurs, notamment de sa forme (neutre ou dissociée), du type de sol, de la forme et de la concentration des espèces ioniques, comme Ca<sup>2+</sup>, dans le sol, et surtout, du pH du sol (Aharonson, 1987; Saltzman et Yariv, 1974; Tulp et al., 2009; US EPA, 1987; Cornell University, 1987; Agriculture Canada, 1991).

Menzie (1978) a montré que, 28 jours après l'application topique sur des pommiers, 72 % du dinosébé avait disparu de la surface des végétaux. Selon les auteurs, cette perte était probablement attribuable à la volatilisation, mais on croit qu'elle serait plutôt due à la photolyse ou au ruissellement, étant donné que la pression de vapeur du dinosébé est relativement faible. Il ne semble pas y avoir de translocation du dinosébé dans les végétaux, car on n'a détecté aucun résidu après une absorption par les feuilles ou les racines (WSSA, 1983; Kearney et Kaufman, 1976).

## **5.1 Persistance dans l'environnement**

Le tableau 5-2 présente les principales données sur la dégradation abiotique du dinosébé obtenues par expérimentation ou par modélisation.

**Tableau 5-2. Résumé des principales données sur la dégradation abiotique du dinosébé obtenues expérimentalement ou par modélisation**

| Milieu et mécanisme de dégradation      | Paramètre de dégradation ou prédiction | Valeur                                             | Référence                                       |
|-----------------------------------------|----------------------------------------|----------------------------------------------------|-------------------------------------------------|
| Air : Photo-oxydation                   | Demi-vie                               | 2,65 jours                                         | AOPWIN, 2010                                    |
| Eau : Photolyse                         | Demi-vie                               | 12 jours                                           | ECHA, c2007-2015a                               |
| Eau : Hydrolyse (pH = 4, 7 et 9)        | Demi-vie                               | Incertaine (mais stable pendant 5 jours à 50 °C) * | CERI, 2003a                                     |
| Eau : Hydrolyse (pH = 5 à 9)            | Demi-vie                               | Incertaine (mais stable pendant 5 jours à 50 °C) * | US EPA, 1987                                    |
| Surfaces du sol : Photolyse dans le sol | Demi-vie (par modélisation)            | 6 à 102 jours                                      | ECHA, c2007-2015a; Stevens et al., 1989         |
| Surfaces végétales : Photolyse          | Demi-vie                               | <1 heure à 6 jours                                 | Matsuo et Casida, 1970; Hawkins et Sagers, 1974 |

\* La molécule de dinosébé ne contient aucun groupe hydrolysable.

Dans l'air, le dinosébé réagit avec les radicaux hydroxyles produits par réaction photochimique. Il ne devrait pas réagir avec d'autres espèces photo-oxydantes présentes dans l'air, comme l'ozone, mais pourrait réagir avec des radicaux nitrate (AOPWIN, 2010). Cependant, la réaction avec des radicaux hydroxyles devrait être le plus important mécanisme de dégradation du dinosébé dans l'air. Comme sa demi-vie est de 2,65 jours lorsqu'il réagit avec des radicaux hydroxyles, le dinosébé est considéré comme une substance persistante dans l'air. Lorsqu'il est présent dans l'air, le dinosébé devrait demeurer en grande partie (> 80 %) dans la phase gazeuse et ne pas migrer considérablement sur les particules aéroportées (AEROWIN, 2010).

La photolyse du dinosébé à la surface des végétaux pourrait être un important mécanisme de dégradation du dinosébé. Il pourrait aussi y avoir une photolyse appréciable à la surface du sol, mais celle-ci est très incertaine compte tenu de la vaste fourchette de demi-vies obtenue par modélisation (voir tableau 5-2).

Dans l'eau, l'hydrolyse ne semble pas être un mécanisme de dégradation important. Dans certaines conditions, la photolyse dans l'eau donne des taux de dégradation modérés. Toutefois, comme on prévoit que la photolyse varie considérablement en fonction de la profondeur et de la turbidité de l'eau, on n'a pas tenu compte de ce facteur lors du calcul de la durée de vie du dinosébé dans l'eau.

On trouvera au tableau 5-3 les principales données sur la biodégradation du dinosébé obtenues expérimentalement et par modélisation. Les résultats des essais effectués conformément aux lignes directrices 301B et 301C de l'OCDE indiquent que le dinosébé n'est pas facilement biodégradable (ECHA, c2007-2015a; CERl, 2003b). Par conséquent, à la lumière de ces résultats, il est peu probable que le dinosébé subisse une biodégradation importante dans la plupart des eaux naturelles (HSDB, 2003; OCDE, 2007). Les résultats obtenus par modélisation étayent les données expérimentales de la forme neutre du dinosébé (EPI Suite, c2000-2012).

**Tableau 5-3. Résumé des principales données sur la biodégradation du dinosébé dans l'eau obtenues expérimentalement et par modélisation**

| Mécanisme de dégradation | Conditions des essais                  | Paramètres de dégradation ou prédiction                   | Référence             |
|--------------------------|----------------------------------------|-----------------------------------------------------------|-----------------------|
| Biodégradation aérobie   | OCDE 301B (boues activées)             | 24 % de dégagement de CO <sub>2</sub> (après 28 jours)    | ECHA, c2007-2015a     |
| Biodégradation aérobie   | OCDE 301C (boues activées, non adapté) | 0 % de DBO (après 28 jours)                               | CERl, 2003b           |
| Biodégradation aérobie   | Non disponible                         | Prédiction concernant une biodégradation facile : « Non » | EPI Suite, c2000-2012 |

Les résultats des essais de biodégradation du dinosébé dans le sol sont variables. Parmi les facteurs ayant des effets sur la biodégradation, citons la concentration de dinosébé, l'exposition antérieure au dinosébé, les conditions du sol (p. ex. type de sol, pH) et la sorption du dinosébé à la surface du sol (Stevens et al., 1990; Stojanovic, 1972; Kearney et Kaufman, 1976). Les organismes qui dégradent le dinosébé dans des conditions aérobies sont *Pseudomonas aeruginosa* et *Pseudomonas putida* (Doubos et Reid, 1956, Stevens et al., 1990), ainsi qu'*Azotobacter* (Wallnöfer et al., 1998) et *Clostridium bifermentans* (KMR-1) (Crawford, 1996). Plusieurs études ont fait état d'une dégradation anaérobie du dinosébé (Hammill et Crawford, 1996; Stevens et al., 1991; Kaake et al., 1992).

On a catégorisé le dinosébé comme étant une substance peu susceptible d'être dégradée par les procédés classiques de traitement biologique des eaux usées, même lorsque l'exposition est prolongée (Verschuren, 1983). Les résultats de modélisation avec la forme neutre, qui indiquent un taux global d'élimination de 14,5 % par le système de traitement des eaux usées (EPI Suite, c2000-2012) et les résultats d'études sur le traitement mené par Monnig et Zweidinger (1980) vont aussi dans ce sens. Cependant, Monnig et Zweidinger ont aussi révélé qu'un système de traitement faisant appel à une filtration à l'aide de charbon activé éliminait le dinosébé. En effet, après un passage dans une colonne à base de carbone, on n'a pas détecté de dinosébé dans

l'effluent de la colonne, même si la concentration initiale de dinosébé dans les échantillons d'eau était de 750 mg/L.

Les signes de persistance, présentés précédemment, montrent que le dinosébé est une substance chimique relativement persistante dans de nombreuses conditions. Sa persistance globale ( $P_{\text{glob}}$ ) estimée dans l'environnement est de 195 jours (OCDE, 2009). Elle est aussi persistante dans l'air d'après la valeur prédite de demi-vie de 2,56 jours, obtenue par modélisation. Elle ne se biodégrade pas facilement et ne s'hydrolyse pas rapidement dans l'eau. La vitesse de la photolyse dans l'eau est relativement rapide lorsque les conditions sont favorables, mais on prévoit qu'elle varie considérablement en fonction de la profondeur et de la turbidité de l'eau. Par conséquent, on n'a pas pris en considération ce facteur lors du calcul de la durée de vie du dinosébé dans l'eau. De même, la dégradation dans le sol pourrait être relativement rapide, mais varie considérablement en fonction des conditions, comme le type de sol et son pH.

## 5.2 Potentiel de bioaccumulation

Le tableau 5-4 présente les principales données expérimentales sur la bioconcentration du dinosébé dans les organismes aquatiques. Selon ces résultats expérimentaux, le dinosébé présente un faible potentiel de bioaccumulation. Cependant, il est à noter que le dinosébé se lie principalement au plasma et aux protéines (Luk'yanchuk et al., 1983; Rutherford et Zimmerman, 1984), mais pas aux lipides. Sa distribution dans l'organisme sera donc différente de celle d'une substance lipophile. Il se peut qu'on n'ait pas tenu compte de ce phénomène et de ses effets dans les tissus non adipeux dans certains essais sur le potentiel de bioaccumulation.

Il faut aussi faire preuve de prudence dans le cas des substances chimiques considérées comme étant polaires et non volatiles, comme le dinosébé, ayant un  $\log K_{\text{oe}} > 2$  et un  $\log K_{\text{oa}} > 5$ . Ce groupe de substances présente un faible potentiel de bioaccumulation dans les organismes aquatiques, mais un potentiel élevé dans les organismes à respiration aérienne, à moins que ces substances soient rapidement métabolisées (Kelly, 2006). Les pesticides phénoliques semblent être facilement absorbés par les animaux, mais lentement excrétés sur de nombreuses semaines (Kearney et Kaufman, 1976).

**Tableau 5-4. Résumé des facteurs de bioconcentration (FBC) du dinosébé obtenus expérimentalement**

| Organisme                           | Concentration obtenue expérimentalement (durée) | FBC (L/kg)  | Référence                      |
|-------------------------------------|-------------------------------------------------|-------------|--------------------------------|
| Carpe commune (Cyprinus carpio)     | 10 mg/L (6 semaines)                            | < 0,3 à 1,0 | CERI, 1985 <sup>a</sup>        |
| Carpe commune (Cyprinus carpio)     | 1 mg/L (6 semaines)                             | < 2,5       | CERI, 1985 <sup>a</sup>        |
| Tête-de-boule (Pimephales promelas) | 0,62 µg/L (24 jours)                            | 61,5        | Call et al., 1983 <sup>b</sup> |
| Tête-de-boule (Pimephales promelas) | 7,22 µg/L (24 jours)                            | 64,1        | Call et al., 1983 <sup>b</sup> |
| Tête-de-boule (Pimephales promelas) | 7,76 µg/L (28 jours)                            | 56,2        | Call et al., 1983 <sup>b</sup> |

<sup>a</sup> conditions d'essais non précisées

<sup>b</sup> les essais portaient sur l'ensemble de l'organisme.

## 6. Risques d'effets nocifs sur l'environnement

### 6.1 Évaluation des effets sur l'environnement

#### 6.1.1 Mode ou mécanisme d'action

Il est connu que le dinosébé est une substance chimique réactive qui n'est pas un narcotique. Il entrave la production d'énergie en effectuant un découplage de la phosphorylation oxydative (Escher et al., 2010). Ce mécanisme d'action concorde avec celui que l'on attend généralement des composés polynitroaromatiques (US EPA, 2010). Le découplage survient lorsque le transport des électrons (provenant du métabolisme des glucides ou des acides gras) dans la mitochondrie ne produit plus d'adénosine triphosphate (ATP), molécule transportant l'énergie dans la cellule. Ce mécanisme d'action a lieu dans les végétaux, les animaux et les mycètes, car leurs voies biochimiques de production d'énergie sont semblables (Felsot, 1998).

Le découplage peut aussi stimuler le métabolisme, entraîner la production d'espèces réactives de l'oxygène et augmenter les lésions oxydatives. Les lésions oxydatives peuvent contribuer à l'embryotoxicité, car durant l'embryogenèse, la croissance cellulaire est rapide et le développement métabolique est incomplet (Paskova et al., 2011). Dans les embryons de médaka (*Oryzias latipes*), on a observé une modification importante du métabolisme, un développement anormal accru et une augmentation de la mortalité post-exposition à de faibles concentrations d'exposition au dinosébé (Viant et al., 2006b). Chez les mammifères, une accélération du métabolisme oxydatif peut induire différents effets nocifs, dont la déplétion des réserves de glucides et d'acides gras (Morgan, 1982; WSSA, 1983; National Research Council, 1983; Toxipedia, 2014).

Un essai sur la dépolarisation de membranes mitochondriales qui étaye le découplage (Sakamuru et al., 2012) et des essais menés sur les effets sur le développement du poisson-zèbre (Padilla et al., 2012; Truong et al., 2014) faisant partie des essais in vitro à haut rendement ToxCast et Tox21 (US EPA, [mise en 2016]) ont fourni des preuves à l'appui du mécanisme d'action du dinosébé.

On a aussi constaté que le dinosébé se liait aux protéines et à l'ADN, des mécanismes moléculaires associés à un danger potentiellement élevé chez les organismes aquatiques (Call et al., 1983; ACD/Percepta, c1997-2012; US NLM, 2012; HSDB, 2003).

On a observé certains effets du dinosébé sur le système endocrinien, notamment des spermatozoïdes anormaux et une diminution du poids de la thyroïde (Linder et al., 1992; Van den Berg et al., 1991), mais la substance ne devrait pas se lier aux récepteurs des œstrogènes ou des androgènes, compte tenu de sa relation structure-activité (ACD/Percepta, c1997-2012, CATALOGIC, 2014). Le dinosébé fait partie de la « liste à jour des perturbateurs endocriniens classés par ordre de priorité » de l'Union européenne et est actuellement classé comme étant une substance de la catégorie 3b, c'est-à-dire une substance pour laquelle on ne dispose d'aucune information ou dont l'information est insuffisante (CE-Environnement, 2016).

### **6.1.2 Effets sur les organismes aquatiques**

La toxicité à court et à long terme du dinosébé pour les organismes aquatiques est bien caractérisée. Les principales études expérimentales sur la toxicité pour les organismes aquatiques sont résumées à l'annexe A. Selon les résultats, le dinosébé est nocif pour les poissons, les invertébrés aquatiques et les algues.

D'après l'ensemble des données dont on dispose, les invertébrés d'eau douce semblent être moins sensibles au dinosébé que les poissons. La toxicité du dinosébé pour les poissons dépend de l'espèce et du stade du cycle vital, et comme le dinosébé est une substance ionisante, sa toxicité varie aussi selon le pH, la dureté de l'eau et la température (Johnson et Finley, 1980; Woodward, 1976; Lipschuetz et Cooper, 1961; McCorkle et al., 1977; Skelley, 1989).

Chez les poissons, la concentration létale médiane à court terme (CL<sub>50</sub>) varie de 0,032 à 0,96 mg/L. Les valeurs de toxicité à long terme, principalement les concentrations sans effet observé (CSEO) et les concentrations minimales entraînant un effet observé (CMEO), se situaient entre 0,0005 et 0,059 mg/L (Call, 1983; Call, 1984; Call, 1987; Woodward, 1976; voir annexe A). La fourchette des valeurs de toxicité à long terme a été confirmée par d'autres données de toxicité. Par exemple, ces valeurs, une fois transformées en résidus corporels (0,00012 à 0,01 mmol/kg), correspondent à la fourchette des résidus corporels critiques des découplants de la chaîne respiratoire (0,00015 à 0,094 mmol/kg) établie par McCarty et Mackay (1993). De même, les essais ToxCast à haut rendement réalisés sur le poisson-zèbre

indiquent des valeurs de toxicité pour l'embryon entre 0,0001 et 0,0004 mmol/L (valeur publiée de 0,137 et de 0,430  $\mu\text{mol/L}$ ) fondées sur des observations létales et sublétales (Padilla et al., 2012; Truong et al., 2014). Si on suppose que la concentration extracellulaire est comparable à la concentration intracellulaire dans les essais sur le poisson-zèbre, la toxicité observée pour l'embryon correspond à la fourchette des résidus corporels critiques mesurés sur une longue période.

La valeur de toxicité critique retenue pour les effets sur les organismes aquatiques est une CMEO à 60 jours (après éclosion) de 0,5  $\mu\text{g/L}$  ( $5 \times 10^{-4} \text{ mg/L}$ ) fondée sur des effets sur la longueur et le poids des alevins de touladi (Woodward, 1976). Un facteur d'évaluation de 3 a été appliqué pour tenir compte de l'extrapolation d'une concentration élevée, mais non médiane (c.-à-d. 35 % de diminution en poids et en longueur) à une concentration n'entraînant aucun effet. Aucune extrapolation représentant la variation interespèces n'était nécessaire, car on dispose de données sur les effets pour un grand nombre d'espèces (c.-à-d. plus de 10). Après l'application du facteur d'évaluation, la concentration estimée sans effet (CESE) du dinosébé sur les organismes aquatiques est de 0,17  $\mu\text{g/L}$  ( $1,7 \times 10^{-4} \text{ mg/L}$ ).

### **6.1.3 Effets sur les oiseaux et les mammifères**

Les effets du dinosébé sur les oiseaux sont résumés dans OCDE (2007). Les études ne portaient que sur la toxicité découlant d'une exposition par voie alimentaire. Par exemple, la  $\text{CL}_{50}$  à cinq jours pour le canard Mallard (*Anas platyrhynchos*) est de 410 ppm (Hill et al., 1975).

De nombreux pays, dont le Canada, ont pris des mesures réglementaires pour interdire l'utilisation du dinosébé comme herbicide à la suite de la publication d'études en laboratoire menées dans les années 1980 qui ont révélé des effets sur la reproduction et le développement de mammifères. Les études qui ont fait état de ces effets sur des animaux de laboratoire sont résumées dans la section sur les effets sur la santé humaine de la présente évaluation. Récemment, plusieurs gouvernements ont reconnu que le dinosébé induisait des effets nocifs sur la reproduction et le développement. Par exemple, le dinosébé est considéré comme une substance très préoccupante en raison de sa toxicité pour la reproduction et a été ajouté à la liste des substances candidates à une inscription à l'annexe IV du règlement REACH (Registration, Evaluation, Authorization and Restriction of Chemicals) en vertu de l'article 57c) (ECHA, c2007-2015b).

Les recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : Protection des utilisations de l'eau à des fins agricoles (CCME, 1999) présentent d'autres effets du dinosébé sur des mammifères en laboratoire et domestiques. On n'a pas calculé les CESE pour les oiseaux et les mammifères étant donné que l'exposition dans l'air et le sol au Canada ne devrait pas être importante, vu l'usage actuel du dinosébé. En outre, on s'attend à un faible transfert par le réseau trophique en raison de son faible potentiel de bioaccumulation.

#### **6.1.4 Effets sur les plantes**

La plupart des études menées sur les effets du dinosébé chez les végétaux supérieurs sont des essais sur le terrain efficaces réalisés avec la substance utilisée comme herbicide. Les résultats de ces études qui se rapportent principalement aux effets sur la levée des semences et la croissance sont résumés dans OCDE (2007). Aucune autre information sur des effets sur les végétaux n'a été trouvée.

#### **6.1.5 Effets sur les organismes vivant dans le sol**

En 2006, Staempfli et al. ont établi qu'après six jours d'exposition à une concentration entre 15 et 30 mg de dinosébé/gramme de sol sec, le poids et la teneur en lipides et en protéines des collembolles (*Folsomia candida*) étaient plus élevés que ceux des témoins. Cette observation laisse croire que la croissance s'est accentuée pour faciliter la reproduction, ce qui a été confirmé par le grand nombre d'œufs pondus par des organismes exposés. Toutefois, après 21 jours, tous les paramètres mesurés ont diminué, et la mortalité a augmenté.

Étant une substance qui se lie aux protéines et à l'ADN, le dinosébé pourrait aussi être relativement toxique (soit un sensibilisant cutané) pour les organismes à respiration cutanée comme le lombric ou la grenouille (Princz et al., 2014). Cependant, il n'existe actuellement aucune étude sur l'exposition de ces types d'organismes au dinosébé permettant de le confirmer.

### **6.2 Évaluation de l'exposition de l'environnement**

Il n'existe aucune donnée actuelle sur la surveillance des concentrations environnementales de dinosébé au Canada, peu importe le milieu. Les données de surveillance antérieures sur le dinosébé dans l'environnement au Canada datent de la période où il était utilisé comme herbicide (Environnement Canada, 2011; Frank et al., 1979; Wan, 1989; O'Neill et al., 1989; Milburn et al., 1991), ainsi que de la période de 2003 à 2005, peu après l'interdiction de son usage (Environnement Canada, 2011). Les résultats du dinosébé issus de la surveillance des eaux de surface au Québec de 2003 à 2005 indiquaient tous une absence de détection, à la limite de détection de 40 ng/L.

La concentration environnementale actuelle de dinosébé dans les eaux de surface au Canada a été estimée à l'aide d'un scénario d'exposition fondé sur l'utilisation continue (quotidienne) et les rejets de dinosébé utilisé par le secteur des produits chimiques. Les rejets proviendraient des systèmes de traitement des eaux usées situés hors de

l'installation<sup>3</sup>. Le secteur industriel a fourni à Environnement et Changement climatique Canada des données sur les concentrations de dinosobé, mesurées quotidiennement durant plusieurs années dans les eaux usées non traitées provenant d'une installation qui utilise le dinosébé. Tous les résultats montrent que le dinosébé était absent à la limite de détection de 50 µg/L ou à des seuils supérieurs. Cette limite de détection de la méthode utilisée à l'installation est élevée, or il existe d'autres méthodes d'analyse ayant une limite de détection beaucoup plus faible. Si l'on présume que le dinosébé est présent à la moitié de la valeur de la limite de détection, alors sa concentration dans les eaux usées non traitées est de 25 µg/L. Les renseignements fournis par l'utilisateur sur le procédé indiquent que le traitement des eaux usées entraîne une dilution. C'est pourquoi on a appliqué un facteur de dilution de 10. Si l'on présume qu'il n'y a aucune élimination par le système de traitement, alors la concentration résultante de dinosébé dans les eaux usées traitées est estimée à 2,5 µg/L. Un autre facteur de 10 a été appliqué pour tenir compte de la dilution suivant le rejet des eaux usées traitées dans une eau de surface. On évalue donc la concentration de dinosébé dans les eaux de surface à 0,25 µg/L. Cette valeur correspond à la concentration estimée dans l'environnement (CEE) du dinosébé dans les eaux de surface.

Il n'existe aucune donnée de surveillance sur les concentrations de dinosébé dans l'air au Canada. On ne s'attend pas à des rejets importants dans l'air attribuables aux usages actuels, étant donné que le dinosébé est utilisé au cours de ce que l'on considère être un procédé « fermé » (OCDE, 2007)<sup>4</sup>. Toutefois, les rejets mineurs sont possibles. Par exemple, dans le cadre du programme Toxics Release Inventory de l'EPA des États-Unis (US EPA, 2016) et aussi récemment qu'en 2015, on a signalé des rejets faibles de dinosébé dans l'air par des installations de fabrication de produits chimiques.

### 6.3 Caractérisation des risques pour l'environnement

L'approche retenue dans la présente évaluation préalable des risques pour l'environnement était d'examiner les données d'évaluation et de proposer des conclusions fondées sur la méthode du poids de la preuve et le principe de précaution. Nous avons rassemblé les données probantes pour déterminer le risque associé au

---

<sup>3</sup> Dans la présente évaluation, le terme « système de traitement des eaux usées » désigne un système qui collecte possiblement les eaux industrielles (après leur rejet dans les égouts) et les eaux d'égout d'origine résidentielle, commerciale ou institutionnelle, habituellement en vue de leur traitement ou de leur rejet éventuel dans l'environnement. Sauf indication contraire, ce terme se rapporte indistinctement à tous les types de propriétaires ou d'exploitants (municipal, provincial, fédéral, autochtone, privé, en partenariat). Par ailleurs, les termes « système de traitement des eaux usées sur place » et « système de traitement des eaux usées industrielles » seront employés pour se référer au système mis en place dans des exploitations industrielles et qui a été spécifiquement conçu pour traiter les effluents de cette nature.

<sup>4</sup> « Fermé » n'est pas défini par l'OCDE.

dinosébé de causer des effets nocifs sur l'environnement au Canada. Les données probantes examinées étaient celles qui appuyaient directement la caractérisation des risques pour l'environnement (p. ex. propriétés ou paramètres mesurés) ainsi que des données probantes indirectes (p. ex. classification des dangers ou caractéristiques sur le devenir dans l'environnement d'autres organismes de réglementation).

### **6.3.1 Analyse du quotient de risque**

Compte tenu de l'utilisation actuelle du dinosébé par le secteur des produits chimiques, tout rejet devrait se faire dans des eaux de surface. Une fois rejetée dans une eau de surface, la substance devrait surtout demeurer dans ce milieu étant donné sa solubilité dans l'eau et son faible passage dans les sédiments. C'est la raison pour laquelle l'analyse du quotient de risque (QR) du dinosébé portait exclusivement sur l'écosystème aquatique.

D'après les eaux usées contenant du dinosébé rejetées par le secteur des produits chimiques dans les eaux de surface, la CEE du dinosébé dans les eaux de surface était de 0,25 µg/L. La CESE pour les organismes aquatiques est de 0,17 µg/L. Le quotient de risque associé à des effets nocifs sur les organismes aquatiques (CEE/CESE) est donc de 1,47. Ce quotient de risque tient compte des concentrations d'exposition qui dépassaient légèrement les seuils associés à aucun effet à long terme dans le milieu récepteur.

### **6.3.2 Examen des données probantes**

Pour caractériser les risques pour l'environnement associés au dinosébé, nous avons examiné des données techniques provenant de diverses sources, comme il en a été discuté dans les sections pertinentes du présent rapport, et nous avons évalué la qualité de ces données. Les principales données probantes appuyant la conclusion de l'évaluation sont présentées au tableau 6-1, et une discussion globale sur le poids de la preuve figure à la section 6.3.3. Le degré de confiance renvoie à l'influence combinée de la qualité et de la variabilité des données, des lacunes dans les données, de la causalité, de la plausibilité et de toute extrapolation requise pour les données probantes. La pertinence désigne l'effet d'une donnée probante sur le risque de causer des effets nocifs sur l'environnement au Canada. Les qualificatifs utilisés dans l'analyse varient de faibles à élevés, et la pondération de chaque donnée variait selon cinq résultats possibles.

Les données probantes directes présentées au tableau 6-1 concernent le devenir dans l'environnement et la distribution, l'écotoxicité, les rejets dans l'environnement et les concentrations ainsi que le résultat de l'analyse du quotient de risque. Les données probantes indirectes, par exemple les décisions réglementaires prises par d'autres pays (p. ex. candidat au statut de substances hautement prioritaires en vertu de REACH; restrictions à l'égard d'un pesticide dans plusieurs pays; inscription à la Liste des substances assujetties à la Convention de Rotterdam), ont aussi été examinées, mais

on ne leur a pas attribué de valeur qualitative en raison du contexte réglementaire de la prise de ces décisions par d'autres pays.

**Tableau 6-1. Données probantes pondérées examinées pour déterminer le risque d'effets nocifs sur l'environnement associé au dinosébé au Canada**

| Donnée probante                                | Degré de confiance <sup>a</sup> | Pertinence dans l'évaluation <sup>b</sup> | Pondération <sup>c</sup> |
|------------------------------------------------|---------------------------------|-------------------------------------------|--------------------------|
| Persistance dans l'environnement               | modéré                          | élevé                                     | modéré à élevé           |
| Transport à grande distance                    | modéré                          | modéré                                    | modéré                   |
| Bioaccumulation dans les organismes aquatiques | modéré                          | modéré                                    | modéré                   |
| Mode d'action et autre donnée non observable   | élevé                           | élevé                                     | élevé                    |
| CESE pour les organismes aquatiques            | élevé                           | élevé                                     | élevé                    |
| CEE dans l'eau                                 | faible                          | élevé                                     | modéré                   |
| Quotient de risque pour l'eau                  | faible                          | élevé                                     | modéré                   |

<sup>a</sup> On détermine le degré de confiance en fonction de la qualité des données, de leur variabilité, des lacunes de données et de l'adéquation des données.

<sup>b</sup> La pertinence renvoie aux effets de la donnée probante dans l'évaluation.

<sup>c</sup> La pondération de chaque donnée probante se fait selon le niveau de confiance et la pertinence de l'évaluation combinés.

### 6.3.3 Pondération et détermination du risque de causer des effets nocifs sur l'environnement au Canada

Les données probantes de la présente évaluation indiquent que le dinosébé est soluble dans l'eau et relativement persistant dans l'environnement. Les données sur la structure et les données empiriques ainsi que les résultats obtenus par modélisation et fondés sur des propriétés physicochimiques mesurées de grande qualité, appuient tous l'affirmation selon laquelle le dinosébé a une persistance globale dans l'environnement de l'ordre de mois. Lorsqu'il est rejeté dans l'eau, qui est son principal mode d'entrée dans l'environnement, le dinosébé a tendance à demeurer dans la colonne d'eau, à subir un transport à grande distance dans l'eau et à se distribuer tout au long de la rivière. Par conséquent, la dilution dans les plans d'eau de surface est le facteur prépondérant régulant les concentrations environnementales auxquelles les organismes sont exposés. Une incertitude entoure les estimations de demi-vie ainsi que les estimations obtenues par modélisation, lesquelles se limitent principalement à la forme neutre du dinosébé. La principale voie de dégradation est celle de la photolyse dans les eaux de surface, dégradation qui devrait varier considérablement en fonction de la

profondeur et de la turbidité de l'eau, et qui n'a donc pas été prise en considération lors du calcul de la durée de vie. Le dinosébé ne devrait pas migrer considérablement dans les eaux de surface depuis l'air. Le rejet dans l'air à proximité des installations industrielles est incertain. Par ailleurs, comme la distance de transport caractéristique dans l'air a été modélisée avec la forme neutre, son exactitude comporte des incertitudes. Le devenir et le transport du dinosébé dans l'air sont donc peu pertinents dans la présente évaluation. Compte tenu de son devenir dans plusieurs milieux, le dinosébé ne devrait pas être éliminé en grande quantité par les systèmes de traitement des eaux usées secondaires. On s'attend donc à un faible taux d'élimination de la substance dans les effluents d'eaux usées, et le transfert du dinosébé des biosolides au milieu terrestre ne devrait pas être important.

D'après des données relativement cohérentes, le dinosébé a un faible potentiel de bioaccumulation dans les espèces aquatiques. La substance ne devrait pas se bioamplifier considérablement dans les organismes aquatiques. Sa bioaccumulation dans les organismes terrestres est incertaine en raison de sa distribution interne dans le plasma sanguin et dans les protéines structurales ainsi que de sa métabolisation et son excrétion lentes.

Plusieurs données probantes fiables appuient l'affirmation selon laquelle le dinosébé est une substance toxique hautement réactive ayant des effets à court et à long terme sur tous les organismes étudiés. On dispose de nombreuses études empiriques fiables et cohérentes qui indiquent des effets à court et à long terme sur des animaux aquatiques avec des concentrations de l'ordre du µg/L, ce qui concorde avec le mode d'action. Des données cohérentes tirées d'études *in silico*, *in vitro* et *in vivo* montrent que le dinosébé interagit avec les tissus biologiques (p. ex. protéines et ADN) à de très faibles concentrations d'exposition interne ou externe entraînant une toxicité pour l'embryon et des effets sur la reproduction à long terme qui ont des conséquences sur les populations d'organismes. Selon les données, l'exposition au dinosébé peut occasionner plus d'un effet nocif (mortalité, diminution de la croissance, toxicité pour l'embryon, effets sur la reproduction). L'Union européenne a catégorisé le dinosébé comme une substance extrêmement préoccupante, et celui-ci figure dans la liste des substances candidates (2012) satisfaisant les critères de la classification comme substance cancérigène, mutagène ou toxique pour la reproduction), en particulier en raison de ses effets sur la reproduction. Les données sur la toxicité du dinosébé pour les organismes vivant dans le sol sont peu nombreuses, et on n'a trouvé aucune donnée sur la toxicité dans les sédiments dans le cadre de la présente évaluation. Compte tenu de sa réactivité, il est probable que le dinosébé soit dangereux pour les organismes vivant dans le sol et les sédiments. Toutefois, vu l'absence d'exposition dans ces milieux, on a attribué une faible pondération à ces données probantes.

La CESE calculée du dinosébé reflète le degré de confiance élevé des différentes données probantes cohérentes et hautement fiables. Cependant, la CEE est associée à un degré de confiance plus faible étant donné qu'elle a été calculée à l'aide d'un scénario de rejet industriel localisé, d'une limite de détection du dinosébé relativement

élevée (déclarée par l'utilisateur du secteur industriel) ainsi que d'un taux d'élimination par le traitement des eaux usées obtenu par modélisation avec la forme neutre du dinosébé. La faible pondération de la CEE en milieu aquatique traduit ces incertitudes. La valeur du quotient de risque est particulièrement sensible aux erreurs associées à la CEE, notamment le recours à un facteur de dilution maximal de 10 pour un grand plan d'eau récepteur et à la moitié de la limite de détection comme concentration dans l'effluent industriel. La pondération modérée du quotient de risque témoigne de ces faiblesses potentielles.

Cela dit, la comparaison entre la CESE et la CEE n'indique aucune marge d'exposition pour les organismes aquatiques compte tenu des profils d'utilisation actuels et des rejets prévus.

Compte tenu de tous les éléments de preuve mentionnés précédemment, on estime que le dinosébé peut causer des effets nocifs sur l'environnement au Canada. Il est proposé de conclure que cette substance répond aux critères de persistance, mais pas à ceux de bioaccumulation, énoncés dans le Règlement sur la persistance et la bioaccumulation de la LCPE.

#### **6.3.4 Sensibilité de la conclusion à l'égard des principales incertitudes**

Plusieurs données probantes cohérentes appuient le devenir du dinosébé et ses effets dans le milieu aquatique, principal milieu faisant l'objet de préoccupations dans la présente évaluation. Par conséquent, la conclusion ne devrait pas changer en fonction d'une meilleure détermination du devenir dans l'eau ou un autre milieu, ou de la toxicité pour l'environnement et en fonction de renseignements supplémentaires sur ces aspects.

En revanche, la conclusion proposée est sensible aux erreurs associées à l'estimation ou à la mesure des concentrations d'exposition dans l'environnement et dans les eaux usées. L'absence de données de surveillance à très faible distance des lieux de rejets ainsi que l'impossibilité de vérifier à l'aide d'analyses que le dinosébé n'est pas présent aux concentrations associées à des effets nocifs dans les effluents, la méthode d'analyse ayant une limite de détection relativement élevée, indique qu'il faut user de prudence dans la conclusion. Une meilleure surveillance des effluents d'eaux usées ou une surveillance du dinosébé dans les plans d'eau récepteurs pourrait réduire l'incertitude associée à l'exposition. Toutefois, il se peut que la surveillance du dinosébé à une certaine distance de la source d'émission (p. ex. > 1 km) ne permet pas une détection étant donné la grande dilution du dinosébé, tel qu'il est utilisé actuellement, dans le plan d'eau récepteur.

## **7. Risque de causer des effets nocifs sur la santé humaine**

### **7.1 Évaluation de l'exposition**

Autrefois, on utilisait le dinosébé comme herbicide, mais cette utilisation est interdite au Canada depuis 2001 (ARLA, 2000). Il n'existe aucune utilisation du dinosébé par les consommateurs, et l'utilisation de cette substance dans un système fermé lors de procédés industriels ne devrait pas donner lieu à une exposition de la population générale. Le dinosébé est régulièrement l'objet d'un dosage dans l'eau potable, et sa concentration n'a jamais dépassé la limite de détection (0,1 à 1,0 µg/L) dans les analyses récentes (Exova, 2010; AGAT Laboratories, 2013; WSH Labs, 2015; Ville de Markham, 2015; Ville de Barrie, 2016; Ville de Guelph, 2016; Municipalité régionale de Wood Buffalo, 2015). Le Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable a formulé des recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada en 1996 qui s'appliquent notamment au dinosébé; toutefois, la recommandation concernant le dinosébé n'est plus pertinente, puisque son utilisation en tant que pesticide n'est plus homologuée au Canada et qu'il n'est plus présent dans les sources d'eau potable au Canada « à des concentrations qui pourraient poser un risque pour la santé humaine » (Santé Canada, 2014). Le dinosébé ne devrait pas être présent dans l'air, l'eau ou les aliments et n'est pas utilisé dans les produits. Par conséquent, on ne s'attend à aucune exposition de la population générale.

### **7.2 Évaluation des effets sur la santé**

L'OCDE (2007) a évalué le dinosébé, et son rapport d'évaluation initial a servi à éclairer la caractérisation des effets sur la santé de la présente ébauche d'évaluation préalable. Nous avons effectué une recension des publications de l'année précédant la réunion au cours de laquelle l'OCDE a procédé à une évaluation initiale de l'ensemble des données préalables (soit en avril 2006) jusqu'en septembre de l'année 2016. Nous n'avons relevé aucune étude sur les effets sur la santé qui pourrait avoir une incidence sur la caractérisation des risques (c'est-à-dire qui aboutirait à des paramètres critiques différents ou à des points de départ plus faibles que ceux indiqués dans OCDE 2007). La présente section décrit les paramètres critiques du dinosébé et ses effets correspondants, tels qu'ils figurent directement dans OCDE 2007.

Dans une étude combinée de toxicité à doses répétées et de dépistage de la toxicité pour la reproduction et le développement (OCDE TG 422), on a administré du dinosébé à des rats par gavage à une dose de 0, 0,78, 2,33 ou 7 mg/kg p.c./jour (MHLW Japon, 2005, cité dans OCDE 2007). Les mâles ont reçu le dinosébé pendant 42 jours à partir de la 14<sup>e</sup> journée précédant l'accouplement, et les femelles ont reçu la substance de la 14<sup>e</sup> journée avant l'accouplement, pendant la période d'accouplement et la période de gestation jusqu'au sixième jour de la lactation. Les mâles du groupe ayant reçu la dose de 7,0 mg/kg p.c./jour présentaient une diminution considérable de la proportion des spermatozoïdes motiles et des spermatozoïdes à mobilité progressive, de la vitesse des

spermatozoïdes et de la proportion des spermatozoïdes viables. En outre, l'amplitude du déplacement latéral de la tête, la proportion de spermatozoïdes anormaux et la proportion de flagelles anormaux était considérablement augmentée chez les mâles de ce groupe. Les femelles du groupe ayant reçu 7,0 mg/kg p.c./jour présentaient un indice de gestation beaucoup plus faible que les témoins. Selon les résultats ci-dessus, la DSEO associée à une toxicité pour la reproduction et le développement a été établie à 2,33 mg/kg p.c./jour. À la dose de 0,78 mg/kg p.c./jour et aux doses supérieures, on a observé une augmentation importante de l'hématocrite chez les mâles. À la dose de 2,33 mg/kg p.c./jour et aux doses supérieures, on a noté une diminution considérable de l'hématopoïèse extramédullaire dans la rate chez les femelles. Des femelles qui ont reçu la dose de 7,0 mg/kg p.c./jour sont décédées. À la lumière de ces observations, on considère que la DMENO des mâles et la DSENO des femelles étaient de 0,78 mg/kg p.c./jour (MHLW Japon, 2005, tel que cité dans OCDE 2007).

Dans une autre étude sur la toxicité pour la reproduction, on a administré du dinosébé à des rats mâles par l'alimentation à des doses équivalentes à 0, 3,8, 9,1, 15,6 ou 22,2 mg/kg p.c./jour, pour une période pouvant aller jusqu'à 77 jours (Linder et al., 1982, tel que cité dans OCDE 2007). À la dose de 9,1 mg/kg p.c./jour et aux doses supérieures, les animaux présentaient une diminution importante de la numération des spermatozoïdes et une augmentation considérable du nombre de spermatozoïdes atypiques. La DSENO calculée était de 3,8 mg/kg p.c./jour.

Dans une étude sur la toxicité pour le développement, on a appliqué du dinosébé par voie cutanée à des lapines gravides pendant 6 heures par jour du 7<sup>e</sup> au 19<sup>e</sup> jour de la gestation à une dose de 0, 1, 3, 9 ou 18 mg/kg p.c./jour (Johnson et al., 1988, tel que cité dans OCDE 2007). On a constaté une fréquence accrue d'hydrocéphalie et d'anophtalmie chez les fœtus nés de mères exposées à 3 mg/kg p.c./jour ou à une dose supérieure. Chez les mères exposées à la dose de 9 mg/kg p.c./jour, on a observé un nombre plus faible de fœtus vivants ainsi qu'une plus grande fréquence de fœtus ayant une fente palatine, une microcéphalie et une microphthalmie. On a noté une mortalité chez les mères et une hypothermie à la dose de 3 mg/kg p.c./jour et aux doses supérieures. Selon les résultats ci-dessus, la DSEO fondée sur une toxicité chez les mères et une toxicité pour la reproduction et le développement est de 1 mg/kg p.c./jour.

Dans une autre étude sur la toxicité pour le développement, le dinosébé a été administré à des rates gravides par gavage à la dose de 0, 2,5, 5, 10 ou 15 mg/kg p.c./jour ou dans l'alimentation à la dose d'environ 15 mg/kg p.c./jour, entre le 6<sup>e</sup> et le 15<sup>e</sup> jour de la gestation (Giavini et al., 1986, tel que cité dans OCDE 2007). À la dose administrée par gavage de 10 mg/kg p.c./jour et aux doses supérieures, on a noté une augmentation de la fréquence des fœtus présentant des variations squelettiques, et à la dose de 15 mg/kg p.c./jour administrée par gavage, les petits présentaient un retard de l'ossification, un poids corporel considérablement réduit et une fréquence accrue de variations squelettiques. En outre, les petits nés de mères ayant reçu 15 mg/kg p.c./jour dans l'alimentation (la seule dose étudiée) présentaient une microphthalmie et une

diminution considérable du poids corporel. Le gain de poids corporel chez les mères était plus faible à la dose administrée par gavage de 10 mg/kg p.c./jour et aux doses supérieures. La DSENO fondée sur une toxicité chez les mères et pour le développement était de 5 mg/kg p.c./jour.

Des études in vitro ont montré que le dinosébé n'était pas mutagène chez les bactéries. Par ailleurs, la substance n'a pas induit d'aberrations chromosomiques dans les cellules de mammifères en culture (MHLW Japon, 2005, tel que cité dans OCDE 2007). D'après les études peu nombreuses sur la cancérogénicité menées chez le rat et la souris, rien n'indiquait un effet cancérogène du dinosébé (US EPA, 1987, non publié, tel que cité dans OCDE 2007).

### **7.3 Caractérisation des risques pour la santé humaine**

Au Canada, on ne s'attend à aucune exposition de la population générale au dinosébé attribuable au milieu naturel, aux aliments ou à l'utilisation de produits. L'exposition de la population découlant des rejets possibles de dinosébé utilisé par le secteur industriel dans les eaux de surface serait de plusieurs ordres de grandeur inférieurs aux concentrations associées à des effets sur la santé. Compte tenu de ces facteurs, on considère donc que le risque pour la santé humaine est faible.

L'exposition de la population générale au dinosébé n'est pas préoccupante aux niveaux actuels, mais on estime que cette substance a un effet préoccupant sur la santé, étant donné sa toxicité potentielle pour la reproduction et le développement. Par conséquent, la substance pourrait être une source de préoccupations pour la santé humaine si l'exposition venait à augmenter.

### **7.4 Incertitudes entourant l'évaluation des risques pour la santé humaine**

En général, comme les utilisations et les propriétés du dinosébé ont été bien caractérisées, on estime qu'une caractérisation des risques fondée sur une approche qualitative est suffisante dans le cadre de la présente évaluation.

## **8. Conclusion**

Compte tenu de tous les éléments de preuve contenus dans la présente ébauche d'évaluation préalable, le dinosébé présente un risque d'effets nocifs sur les organismes, mais pas sur l'intégrité globale de l'environnement. Il est proposé de conclure que le dinosébé satisfait aux critères énoncés à l'alinéa 64a) de la LCPE, car il pénètre ou peut pénétrer dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique. Toutefois, il est proposé de conclure que le dinosébé ne satisfait pas aux critères énoncés à l'alinéa 64b) de la LCPE, car il

ne pénètre pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie. Il est aussi proposé de conclure que le dinosébé ne satisfait pas aux critères énoncés à l'alinéa 64c) de la LCPE, car il ne pénètre pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaine.

Il est donc proposé de conclure que le dinosébé satisfait à un ou plusieurs des critères énoncés à l'article 64 de la LCPE.

Il est proposé de conclure que le dinosébé répond aux critères de persistance, mais pas à ceux de bioaccumulation, énoncés dans le Règlement sur la persistance et la bioaccumulation de la LCPE.

## Références

ACD/Percepta [module de prévision]. c1997-2012. Toronto (ON): Advanced Chemistry Development, Inc. <http://www.acdlabs.com/products/percepta/>.

[AEROWIN] Atmospheric Oxidation Program for Microsoft Windows [estimation model]. 2010. Ver. 1.00. Washington (DC): US Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY): Syracuse Research Corporation. <http://www.epa.gov/tsca-screening-tools/epi-suite-estimation-program-interface>.

AGAT Laboratories. 2013. Drinking water certificate of analysis. Calgary (AB): Mountain View Regional Water Services Commission.

Agriculture Canada. 1991. Recommandation : la concentration maximale acceptable (CMA) de dinoseb dans l'eau potable. <http://publications.gc.ca/collections/Collection/H48-10-1-43-1992F.pdf>.

Aharonson N. 1987. Potential contamination of ground water by pesticides. Pure & Appl Chem 59(10):1419-1446.

[AOPWIN] Atmospheric Oxidation Program for Microsoft Windows [modèle d'estimation]. 2010. Ver. 1.92a. Washington (DC): US Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY): Syracuse Research Corporation. <http://www.epa.gov/tsca-screening-tools/epi-suite-estimation-program-interface>.

[ARLA] Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire. 2000. Clean Crop Dinoseb 300, concentré émulsionnable à usage restreint (numéro d'homologation 15086). Ottawa (Ont.), Santé Canada, ARLA. [consulté le 26 septembre 2016]. [http://publications.gc.ca/collections/collection\\_2012/sc-hc/H113-7-2000-3-fra.pdf](http://publications.gc.ca/collections/collection_2012/sc-hc/H113-7-2000-3-fra.pdf).

Barbash JE, Resek EA. 1996. Pesticides in ground water: distribution, trends, and governing factors, US Geological Survey, Chelsea (MI): Ann Arbor Press. (Pesticides in the Hydrologic System, Vol. 2).

[BDPP] Base de données sur les produits pharmaceutiques [base de données]. [modifiée le 17 juillet 2015]. Ottawa (Ontario): Gouvernement du Canada. [consultée en juin 2016]. <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/medicaments-produits-sante/medicaments/base-donnees-produits-pharmaceutiques.html>.

[BDIPSN] Base de données sur les ingrédients des produits de santé naturels [base de données]. [modifiée le 1<sup>er</sup> novembre 2016]. Ottawa (Ontario): Gouvernement du Canada. [consultée en juin 2016]. <http://webprod.hc-sc.gc.ca/nhpid-bdipsn/search-rechercheReq.do?lang=fra>

[BDPSNH] Base de données sur les produits de santé naturels homologués [base de données]. [modifiée le 10 août 2016]. Ottawa (Ontario): Gouvernement du Canada. [consultée en juin 2016]. <https://produits-sante.canada.ca/lnhpd-bdpsnh/index-fra.jsp>

Beyer A, Mackay D, Matthies M, Wania F, Webster E. 2000. Assessing long-range transport potential of persistent organic pollutants. Environ Sci Technol 34: 699-703.

Blaskó L. 2008. Soil science. Digital textbook: [http://www.tankonyvtar.hu/en/tartalom/tamop425/0032\\_talajtan/ch05s04.html](http://www.tankonyvtar.hu/en/tartalom/tamop425/0032_talajtan/ch05s04.html)

Brack W, Frank H. 1998. Chlorophyll a fluorescence: a tool for the investigation of toxic effects in the photosynthetic apparatus. *Ecotoxicol Environ Saf*. 40: 34-41.

Bromilow RH, Chamberlain K. 1991. Pathways and mechanisms of transport of herbicides in plants. In: Kirkwood R, editor. *Target Sites for herbicide action*. Springer US. p. 245-284.

Brown LS, Lean DRS. 1995. Toxicity of selected pesticides to lake phytoplankton measured using photosynthetic inhibition compared to maximal uptake rates of phosphate and ammonium. *Environ Toxicol and Chem* 14(1): 93-98.

Call DJ, Brooke LT, Kent RJ. 1983. Toxicity, bioconcentration, and metabolism of five herbicides in freshwater fish. US Department of Commerce, National Technical Information Service.

Call DJ, Brooke LT, Kent RJ, Poirier SH, Knuth ML, Shubat PJ, Slick EJ. 1984. Toxicity, uptake, and elimination of the herbicides alachlor and dinoseb in freshwater fish. *J Environ Qual* 13:493-498.

Call DJ. 1987. Memorandum July 6 Memo to L.J. Larson. Center for Lake Superior. Environmental Studies, University of Wisconsin-Superior, p. 1-4.

Canada 1999. Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999). L.C. 1999, chap. 33. *Gazette du Canada, Partie III*, vol. 22, n° 3. <http://laws-lois.justice.gc.ca/fra/lois/C-15.31/>.

CATALOGIC [environmental fate and ecotoxicity model]. 2014. Ver. 5.11.15. Bourgas (BG): University "Prof. Dr. Assen Zlatarov", Laboratory of Mathematical Chemistry. <http://oasis-lmc.org/products/software/catalogic.aspx>.

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'Environnement. 1999. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection des utilisations de l'eau à des fins agricoles - Protocoles d'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux en vue de protéger les utilisations de l'eau à des fins agricoles (irrigation et abreuvement du bétail). <http://cegg-rcqe.ccme.ca/download/fr/43>.

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'Environnement. 2014. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique. [https://www.ccme.ca/fr/resources/canadian\\_environmental\\_quality\\_guidelines/index.html?](https://www.ccme.ca/fr/resources/canadian_environmental_quality_guidelines/index.html?)

[CERI] Chemicals Evaluation and Research Institute, Japan. 1985. Study of bioaccumulation of 2,4-dinitro-6-(1-methylpropyl)phenol, Report Number 205008.

[CERI] Chemicals Evaluation and Research Institute, Japan. 2003a. Study of hydrolysis as a function of pH of 2,4-dinitro-6-(1-methylpropyl)phenol, Report Number 805054.

[CERI] Chemicals Evaluation and Research Institute, Japan. 2003b. Study of biodegradability of 2,4-dinitro-6-(1-methylpropyl)phenol, Report Number 205008.

Chèvre N, Brazzale AR, Beker-van Slooten K, Behra R, Tarradellas J, Guettinger H. 2005. Modeling the concentration-response function of the herbicide dinoseb on daphnia magna (survival time, reproduction) and pseudokirchneriella subcapitata (growth rate). *Ecotoxicol Environ Saf* 62:17-25.

Cornell University: [PMEP] Pesticide Management Education Program. 1987. Dinoseb (Premerge, Dinitro) Herbicide Profile 4/87. <http://pmep.cce.cornell.edu/profiles/herb-growthreg/dalapon-ethephon/Dinoseb/herb-prof-Dinoseb.html>.

de Bruijn J, Busser F, Seinen W, Hermens J. 1989. Determination of octanol/water partition coefficients for hydrophobic organic chemicals with the "slow-stirring" method. *Environ Toxicol Chem.* 8:499-512.

Doubos JD, Reid JJ. 1956. Decomposition of certain herbicides in soil microflora. *Bacteriol Proc* p.23.

Environnement Canada. 2011. Présence et concentrations des pesticides prioritaires dans certains écosystèmes aquatiques canadiens. Ottawa (Ontario): Environnement Canada. Direction des sciences et de la technologie de l'eau. [http://publications.gc.ca/collections/collection\\_2011/ec/En14-40-2011-fra.pdf](http://publications.gc.ca/collections/collection_2011/ec/En14-40-2011-fra.pdf).

Environnement Canada. 2015. Liste des substances d'exportation contrôlée, LCPE annexe 3. <http://www.ec.gc.ca/LCPE-CEPA/default.asp?lang=Fr&n=D03D6310-1.E>

[ECCC, SC] Environnement et Changement climatique Canada, Santé Canada. [modifié le 20 avril 2007.] Catégorisation. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [consulté le 10 juin 2016.] <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/substances-chimiques/approche-canada/categorisation-produits-chimiques.html>.

[ECHA] European Chemicals Agency. c2007-2015a. Substance information: Dinoseb Helsinki (FI): ECHA. [consulté le 1<sup>er</sup> décembre 2016]. <https://echa.europa.eu/substance-information/-/substanceinfo/100.001.692>

[ECHA] European Chemicals Agency. c2007-2015b. Inclusion of Substances of Very High Concern in the Candidate List. <https://echa.europa.eu/documents/10162/b23de2c1-7142-43ec>

[EC-Environment] European Commission – Environment. 2016. Study on enhancing the Endocrine Disruptor list with a focus on low production volume chemicals. Available, with EU background information from: [http://ec.europa.eu/environment/chemicals/endocrine/strategy/index\\_en.htm](http://ec.europa.eu/environment/chemicals/endocrine/strategy/index_en.htm); Study available directly from: [http://ec.europa.eu/environment/chemicals/endocrine/pdf/final\\_report\\_2007.pdf](http://ec.europa.eu/environment/chemicals/endocrine/pdf/final_report_2007.pdf).

[EPI Suite] Estimation Program Interface Suite for Microsoft Windows [estimation model]. c2000-2012. Ver. 4.11. Washington (DC): US Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY): Syracuse Research Corporation. <http://www.epa.gov/tsca-screening-tools/epi-suite-estimation-program-interface>.

Escher BI, Ashauer R, Dyer S, Hermens JLM, Lee J-H, Leslie HA, Mayer P, Meador JP, Warne MSJ. 2010. Crucial role of mechanisms and modes of toxic action for understanding tissue residue toxicity and internal effect concentrations of organic chemicals. *Integr Environ Assess Manag.* 7(1):28–49.

Exova. 2010. Drinking water analytical report. Turner Valley Water Treatment Plant. Calgary (AB): Pure Elements Environmental.

Fabacher DL, Chambers H. 1974. Resistance to herbicides in insecticide- resistant mosquitofish, *Gambusia affinis*. *Environmental Letters* 7(1):15-20.

Felsot AS. 1998. Dinoseb - banned but not forgotten: the tale of an unusually hazardous pesticide. *Agrichemical and Environmental News*, Issue 146. Washington State University Cooperative Extension newsletter. <http://aenews.wsu.edu/June98AENews/Dinoseb--Banned.html>

Frank R, Sirons GJ, BD Ripley BD. 1979. Herbicide contamination and decontamination of well waters in Ontario, Canada, 1969-78. *Pestic Monit J* 13(3):120-27. <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/537863?dopt=Abstract>.

Geiger DL, Northcott CE, Call DJ, Brooke LT. 1984. Acute toxicities of organic chemicals to fathead minnows (*Pimephales promelas*): Volume II. Center for Lake Superior Environmental Studies, University of Wisconsin-Superior.

Gersich FM, Mayes MA. 1986. Acute toxicity tests with *Daphnia magna* Straus and *Pimephales promelas* Rafinesque in support of national pollutant discharge elimination permit requirements. *Water Res.* 20: 939-941.

Gouvernement du Canada. 1991. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada - documentation à l'appui : le dinoseb.

Gustafson DI. 1989. Groundwater ubiquity score: a simple method for assessing pesticide leachability. *Environ Toxicol Chem* 8: 339-357.

Hammill TB, Crawford RL. 1996. Degradation of 2-sec-butyl-4,6-dinitrophenol (dinoseb) by *Clostridium bifermentans* KMR-1. *Appl Environ Microbiol.* 62(5):1842-1846.

Hartley D, Kidd H, éditeurs. 1983. The agrochemicals handbook. Surrey (Royaume-Uni): Royal Society of Chemistry/Unwin Brothers Ltd. p. A159.

Hawkins DR, Sagggers VH. 1974. The fate of dinobuton and dinoseb on growing apples. *Pest Manag Sci* 5(4):497-504.

Hawxby K, Tubea B, Ownby J, Basler E. 1977. Effects of various classes of herbicides on four species of algae. *Pestic Biochem Physiol* 7:203-209.

Hill, EF, Heath RG, Spann JW, Williams JD. 1975. Lethal dietary toxicities of environmental pollutants to birds. US Fish and Wildlife Service, Special Scientific Report-Wildlife 191, p. 1-61.

Hodson J, Williams NA. 1988. The estimation of the adsorption coefficient ( $K_{oc}$ ) for soils by high performance liquid chromatography. *Chemosphere* 17(1): 67-77.

Hollingsworth EB, Ennis WB Jr. 1953. Some studies on vapor action of certain dinitro compounds upon young cotton plants. *Proceedings of the Southern Weed Conference*, Vol. 6, Athens (GA): Southern Weed Science Society. p. 23-31.

[HSDB]. Hazardous Substances Database. 2003. Dinoseb. <https://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search2/f?/.temp/~dygupX:1>

[IPCS] International Programme on Chemical Safety. 2011. INCHEM: International Chemical Safety Cards (ICSCs): Dinoseb. <http://www.inchem.org/documents/icsc/icsc/eics0149.htm>.

Johnson WW, Finley MT. 1980. Handbook of acute toxicity of chemicals to fish and aquatic invertebrates. United States Department of the Interior; Fish and Wildlife Service. Resource Publication 137. Washington (DC): US Government Printing Office.

Kaake RH, Roberts DJ, Stevens TO, Crawford RL, Crawford DL. 1992. Bioremediation of soils contaminated with the herbicide 2-sec-butyl-4,6-dinitrophenol (dinoseb). *Appl Environ Microbiol* 58(5): 1683-1689.

- Kearney PC, Kaufman DD, éditeurs. 1976. Herbicides: chemistry, degradation and mode of action. Volume 2. 2e édition. New York: Marcel Dekker, Inc.
- Kelly BC. 2006. Bioaccumulation potential of organic contaminants in an arctic marine food web. Thesis submitted in partial fulfillment of the requirements for the degree of Doctor of Philosophy, Simon Fraser University.
- Kenaga EE. 1980. Predicted bioconcentration factors and soil sorption coefficients of pesticides and other chemicals. *Ecotoxicol Environ Saf.* 4(1): 26-38.
- Kratky BA, Warren GF. 1971. A rapid bioassay for photosynthetic and respiratory inhibitors. *Weed Sci* 19(6): 658-661.
- Linder RE, Strader LF, Slott VL, Suarez JD. 1992. Endpoints of spermatotoxicity in the rat after short duration exposures to fourteen reproductive toxicants. *Reprod Toxicol.* 6(6):491-505.
- Lipschuetz M, Cooper AM. 1961. Toxicity of 2-secondary-butyl-4,6-dinitrophenol to blacknose dace and rainbow trout. *NY Fish Game J.* 8:110-121.
- Lorz HW, Glenn SW, Williams RH, Kunkel CM, Norris LA, Loper BR. 1979. Effects of selected herbicides on smolting of coho salmon. EPA-600/3-79-071, Corvallis (Orégon): US EPA.
- Luk'yanchuk VD, Luik AI. 1983. Mechanisms of conformational adaptation of albumin to ligands of differing chemical-structure. *Biochemistry (Moscou)* 48.4 (1983):559-565.
- Matsuo H, Casida JE. 1970. Photodegradation of two dinitrophenolic pesticide chemicals, dinobuton and dinoseb, applied to bean leaves. *Bull Environ Contam Toxicol.* 5(1):72-78.
- Mayer FL Jr., Eilersieck MR. 1986. Manual of Acute Toxicity: Interpretation and Data Base for 410 Chemicals and 66 Species of Freshwater Animals. <http://www.cerc.usgs.gov/data/acute/acute.html>.
- McCarty LS, Mackay D. 1993. Enhancing ecotoxicological modeling and assessment: body residues and modes of toxic action. *Environ Sci Technol.* 27(9):1719-28.
- McCorkle FM, Chambers JE, Yarbrough JD. 1977. Acute toxicities of selected herbicides to fingerling channel catfish, *Ictalurus punctatus*. *Bull Environ Contam Toxicol.* 18(3):267-270.
- McLeese DW, Zitko V, Peterson MR. 1979. Structure-lethality relationships for phenols, anilines and other aromatic compounds in shrimp and clams. *Chemosphere.* 8(2):53-57.
- Menzie CM. 1978. Metabolism of Pesticides, Update II. U.S. Department of the Interior, Fish Wildlife Service, Special Scientific Report - Wildlife No. 212. Washington (DC): US Government Printing Office.
- Milburn P, O'Neill H, Gartley C, Pollock T, Richards JE, Bailey H. 1991. Leaching of dinoseb and metribuzin from potato fields in New Brunswick. *Canadian Agricultural Engineering.* [http://www.csbe-scgab.ca/docs/journal/33/33\\_2\\_197\\_ocr.pdf](http://www.csbe-scgab.ca/docs/journal/33/33_2_197_ocr.pdf).
- [MITI] Ministry of International Trade and Industry (Japan). 1992. Hazard Data Book for Chemical Substances: (2-(1-methylpropyl)-4,6-dinitrophenol).

[MOE] Ministry of the Environment (Japan). 2015. Results of Eco-toxicity tests of chemicals conducted by Ministry of the Environment in Japan (Mars 2015). <https://www.env.go.jp/chemi/sesaku/02e.pdf>.

Monnig E, Zweidinger RA. 1980. Treatability studies of pesticide manufacturing wastewaters: dinoseb and atrazine. US Environmental Protection Agency Technical Report no. 600/2-80-077c.

Morgan DP. 1982. Recognition and Management of Pesticide Poisonings. EPA 540/9-80-005. Washington (DC): US Government Printing Office.

Morrill LG, Reed LGW, Chinn KSK. 1985. Technical Report: Toxic Chemicals in the Soil Environment. Volume 2. Government Accession Number: AD-A158 215.

[NCI] National Chemical Inventories Global [base de données]. 2017. Columbus (OH): American Chemical Society, Chemical Abstracts Service. [consultée le 18 décembre 2017].

[New EQC] New Equilibrium Criterion Model. 2011. Ver. 1.00 (Beta). Peterborough (ON): Trent University, Canadian Centre for Environmental Modelling and Chemistry. [www.trentu.ca/academic/aminss/envmodel/models/NewEQCv100.html](http://www.trentu.ca/academic/aminss/envmodel/models/NewEQCv100.html).

[NRC] National Research Council (USA). 1983. Drinking Water & Health. Volume 5. Washington (D.C.) National Academy Press. p. 46.

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques. 2004. Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques, Section 1, Propriétés physico-chimiques : Essai n° 111 : Hydrolyse en fonction du pH. [http://www.oecd-ilibrary.org/environment/essai-n-111-hydrolyse-en-fonction-du-ph\\_9789264069718-fr;jsessionid=1a8l4hj6b9660.x-oecd-live-03](http://www.oecd-ilibrary.org/environment/essai-n-111-hydrolyse-en-fonction-du-ph_9789264069718-fr;jsessionid=1a8l4hj6b9660.x-oecd-live-03).

[OCDE] Organisation for Economic Co-operation and Development. 2009. OECD Pov and LRTP Screening Tool. Ver. 2.2. Paris (France): OCDE. A software model for estimating overall persistence (Pov) and long-range transport potential (LRTP) of organic chemicals. [www.oecd.org/env/riskassessment](http://www.oecd.org/env/riskassessment). <http://www.oecd.org/chemicalsafety/risk-assessment/oecd-pov-and-lrtp-screening-tool.htm>.

[OCDE] Organisation for Economic Co-operation and Development. 2007. SIDS initial assessment report for 2-sec-butyl-4,6-dinitrophenol: CAS No. 88-85-7 SIAM [SIDS Initial Assessment Meeting] 17-20; 2007 April; Paris, France. [consulté le 14 septembre 2016.] <http://webnet.oecd.org/HPV/UI/handler.axd?id=bc26a1c2-5c7d-403a-8deb-d6fa3a3dfa10>.

O'Neill HJ, Pollock TL, Bailey HS, Milburn P, Gartley C, Richards JE. 1989. Dinoseb presence in agricultural subsurface drainage from potato fields in northwestern New Brunswick, Canada. Bull. Environ Contam Toxicol 43:935-940.

Padilla S, Corum D, Padnos B, Hunter DL, Beam A, Houck KA, Sipes N, Kleinstreuer N, Knudsen T, Dix DJ, Reif DM. 2012. Zebrafish developmental of the ToxCast Phase I chemical library. Repro Toxicol. 33:174-187.

Pašková V, Hilscherová K, Bláha L. 2011. Teratogenicity and embryotoxicity in aquatic organisms after pesticide exposure and the role of oxidative stress. Rev Environ Contam Toxicol. 211: 25-61.

Princz J, Bonnell M, Ritchie E, Velicogna J, Robidoux P-Y, Scroggins R. 2014. Estimation of the bioaccumulation potential of a non-chlorinated bisphenol and an ionogenic xanthene dye to Eisenia

andrei in field-collected soils, in conjunction with predictive in silico profiling. *Environ. Toxicol Chem.* 33(2): 308-316.

Regional Municipality of Wood Buffalo. 2015. Annual Report Conklin Waterworks System. Submitted to Alberta Environment and Parks. [https://www.rmwb.ca/Assets/Environmental+Services/MMR-00266227-2015\\_Conklin-Water.pdf](https://www.rmwb.ca/Assets/Environmental+Services/MMR-00266227-2015_Conklin-Water.pdf)

Rutherford AW, Zimmermann JL. 1984. The effect of herbicides on components of the PS II reaction centre measured by EPR. *FEBs Lett.* 165(2):156-162.

Saarikoski, J, Viluksela M. 1981. Influence of pH on the toxicity of substituted phenols to fish. *Arch Environ Contam Toxicol* 10:747-753.

Sakamuru S, Li X, Attene-Ramos MS, Huang R, Lu J, Shou L, Shen M, Tice RR, Austin CP, Xia M. 2012. Application of a homogenous membrane potential assay to assess mitochondrial function. *Physiol Genomics.* 1;44(9):495-503.

Saltzman S, Yariv S. 1974. Infrared study of the sorption of phenol and p-nitrophenol by montmorillonite. *Soil Sci Soc Amer Proc* 39: 474-9.

Sanders HO. 1970. Toxicities of some herbicides to six species of freshwater crustaceans. *J Water Pollut Control Fed.* 42(8):1544-1550.

Santé Canada. 2010. Liste des produits de formulation de l'ARLA. Ottawa (Ontario): Santé Canada, Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA). No. pub. SC : 100460, No cat. : H114-22/2010E. [consultée en juin 2016]. [http://publications.gc.ca/collections/collection\\_2010/arla-pmra/H114-22-2010-fra.pdf](http://publications.gc.ca/collections/collection_2010/arla-pmra/H114-22-2010-fra.pdf).

Santé Canada. [modifiée le 14 décembre 2015]. Liste critique des ingrédients de cosmétiques : liste des ingrédients dont l'usage est interdit dans les cosmétiques. Ottawa (Ontario): Santé Canada, Direction de la sécurité des produits de consommation. [consulté en juin 2016]. <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/securite-produits-consommation/cosmetiques/liste-critique-ingredients-cosmetiques-ingredients-interdits-usage-restreint/liste-critique.html>.

Schwarzenbach RP, Stierli R, Folsom BR, Zeyer J. 1988. Compound properties relevant for assessing the environmental partitioning of nitrophenols. *Environ Sci Technol.* 22:83-92.

Skelley JR. 1989. Toxicity of 2-sec-butyl-4,6-dinitrophenol (Dinoseb) and monosodium methane arsonate (MSMA), individually and in a mixture, to Channel Catfish (*Ictalurus punctatus*) and Fathead Minnows (*Pimephales promelas*). *Environ Toxicol Chem.* 8:623-628.

Staempfli C, Tarradellas J, Becker-van Slooten K. 2007. Effects of Dinoseb on energy reserves in the soil arthropod *Folsomia candida*. *Ecotoxicol Environ Saf.* 68:263-271.

Stevens DK, Grenney WJ, Yan Z, Sims RC. 1989. Sensitive parameter evaluation for a vadose zone fate and transport model. US EPA Project Summary: EPA/600/S2-89/039. [nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockkey=30003TPI.TXT](http://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockkey=30003TPI.TXT).

Stevens TO, Crawford RL, Crawford DL. 1990 Biodegradation of dinoseb (2-sec-butyl-4,6-dinitrophenol) in several Idaho soils with various dinoseb exposure histories. *Appl Environ Microbiol.* 56(1):133-139.

Stevens TO, Crawford RL, Crawford DL. 1991. Selection and isolation of bacteria capable of degrading Dinoseb ( 2,sec-butyl-4,6.dinitrophenol). *Biodegradation*. 2:1-13.

Stojanovic BJ, Kennedy MV, Shuman FL. 1972. Edaphic aspects of the disposal of unused pesticides, pesticides wastes and pesticides containers. *J Environ Qual*. 1(1):54-62..

[TaPL3] Long Range Transport and Persistence Level III Model. 2003. Ver. 3.00. Peterborough (ON): Trent University, Canadian Centre for Environmental Modelling and Chemistry. <http://www.trentu.ca/academic/aminss/envmodel/models/TP300.html>.

TEDX The Endocrine Disruption Exchange. 2016. TEDX List of Potential Endocrine Disruptors <http://endocrinedisruption.org/endocrine-disruption/tedx-list-of-potential-endocrine-disruptors/overview>.

Toxipedia. 2014. Dinoseb. <http://toxipedia.org/display/toxipedia/Dinoseb?src=search>.

Trempe J, Mattrel P, Fingler S, Giger W. 1993. Phenols and nitrophenols as tropospheric pollutants: emissions from automobile exhausts and phase transfer in the atmosphere. *Water Air Soil Pollut*. 68:113-123.

Truong L, Reif DM, St Mary L, Geier MC, Truong HD, Tanguay RL. 2014. Multidimensional in vivo hazard assessment using zebrafish. *Toxicol Sci*. 137(1): 212-233

Tulp HC, Fenner K, Schwarzenbach RP, Goss K-U. 2009. pH-dependent sorption of acidic organic chemicals to soil organic matter. *Environ Sci Technol*. 43:9189-9195.

[PNUE] Programme des Nations Unies pour l'environnement. 2010. Convention de Rotterdam. <http://www.pic.int/Accueil/tabid/1731/language/fr-CH/Default.aspx>

[US EPA] US Environmental Protection Agency. 1987. Dinoseb: Health advisory. , Washington (DC): US EPA, Office of Drinking Water.

[US EPA] US Environmental Protection Agency. 2010. TSCA New Chemicals Program (NCP) Chemical Categories. [https://www.epa.gov/sites/production/files/2014-10/documents/ncp\\_chemical\\_categories\\_august\\_2010\\_version\\_0.pdf](https://www.epa.gov/sites/production/files/2014-10/documents/ncp_chemical_categories_august_2010_version_0.pdf)

[US EPA] US Environmental Protection Agency. 2016. TRI (Toxics Release Inventory). <https://www.epa.gov/toxics-release-inventory-tri-program>

[US EPA] US Environmental Protection Agency. [mise à jour le 2 décembre 2016]. Toxicity Forecasting: ToxCast Dashboard. Washington (DC): US EPA. [consulté le 9 décembre 2016]. [www.epa.gov/chemical-research/toxcast-dashboard](http://www.epa.gov/chemical-research/toxcast-dashboard)

[US NLM] US National Library of Medicine. 2012. Genetic Toxicology Data Bank (GENE-TOX). <https://toxnet.nlm.nih.gov/newtoxnet/genetox.htm>

Van den Berg KJ, van Raaij JAGM, Bragt PC, Notten WRF. 1991. Interactions of halogenated industrial chemicals with transthyretin and effects on thyroid hormone levels in vivo. *Arch Toxicol* 65(1):15-19.

Verschuren K. 1983. *Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals* 2nd ed. NY; Van Nostrand Reinhold p. 570.

Viant MR, Pincetich CA, Tjeerdema RS. 2006a. Effects of dinoseb, diazinon and esfenvalerate in eyed eggs and alevins of Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) determined by  $^1\text{H}$  NMR metabolomics. *Aquat Toxicol.* 77:359-371.

Viant MR, Pincetich CA, Hinton DE, Tjeerdema RS. 2006b. Toxic actions of dinoseb in medaka (*Oryzias latipes*) embryos as determined by in vivo  $^{31}\text{P}$  NMR, HPLC-UV and  $^1\text{H}$  NMR metabolomics. *Aquat Toxicol.* 76:329-342.

Ville de Barrie 2016. Drinking Water System 2016 Annual Report. Section 11, O.Reg. 170/03. For the Period of January 1 to December 31, 2016. <http://www.barrie.ca/Living/Water/Documents/Annual-Water-Report.pdf>

Ville de Guelph. 2016. Annual and Summary Report For the period of Jan 1, 2015 – Dec 31, 2015. For Guelph Drinking Water System and Gazer Mooney Subdivision Distribution System. Prepared by City of Guelph Water Services Environmental Services Department. <http://guelph.ca/wp-content/uploads/Annual-SummaryWaterServicesReport-2015.pdf>

Ville de Markham. 2015. City of Markham Water Sampling Program for the Period of January 1 to December 31, 2015. Rapport annuel.

Ville d'Ottawa. 2016. Rapport annuel 2015 sur la qualité de l'eau potable. [http://documents.ottawa.ca/sites/documents.ottawa.ca/files/documents/2015Annual\\_Report-Munster\\_fr.pdf](http://documents.ottawa.ca/sites/documents.ottawa.ca/files/documents/2015Annual_Report-Munster_fr.pdf).

Wallnöfer PR, Ziegler W, Engelhardt G, Rothmeier H. 1978. Transformation of dinitrophenol-herbicides by *Azotobacter* sp. *Chemosphere.* 12:967-972.

Wan M.T. 1989. Levels of selected pesticides in farm ditches leading to rivers in the lower mainland of British Columbia. *J Environ Sci Health B.* 24(2):183-203.

Woodward DF. 1976. Toxicity of the herbicides dinoseb and picloram to cutthroat (*Salmo clarki*) and lake trout (*Salvelinus namaycush*). *Journal de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada = J Fish Res Board Can.* 33:1671-1676.

Worthing CR, Walker SB, éditeurs. 1983. The pesticide manual - a world compendium. 7th ed. Lavenham, Suffolk (Royaume-Uni): The Lavenham Press Limited, p. 213.

[WSSA] Weed Science Society of America. 1979. Herbicide handbook. 4th ed. Champaign (Illinois): Weed Science Society of America, p. 174.

[WSSA] Weed Science Society of America. 1983. Herbicide Handbook. 5th ed. Champaign (Illinois): Weed Science Society of America.

Zarfl C, Scheringer M, Matthies M. 2011. Screening criteria for long-range transport potential of organic substances in water. *Environ. Sci. Technol.* 45:10075-10081.

Zitko V, McLeese DW, Carson WG, Welch HE. 1976. Toxicity of alkyldinitrophenols to some aquatic organisms. *Bull Environ Contam Toxicol.* 16(5):508-515.

## Annexes

### Annexe A. Données sur la toxicité pour les organismes aquatiques

**Tableau A-1. Principales études expérimentales sur la toxicité du dinosébé pour les organismes aquatiques**

| Organisme étudié                                         | Paramètre                | Valeur (mg/L) <sup>a</sup> | Référence                  |
|----------------------------------------------------------|--------------------------|----------------------------|----------------------------|
| Tête-de-boule (Pimephales promelas)                      | CL <sub>50</sub> à 96 h  | 0,088                      | Skelly, 1989               |
| Tête-de-boule (Pimephales promelas)                      | CL <sub>50</sub> à 96 h  | 0,13                       | Gersich et Mayes, 1986     |
| Tête-de-boule (Pimephales promelas)                      | CL <sub>50</sub> à 96 h  | 0,17                       | Gersich et al., 1986       |
| Tête-de-boule (Pimephales promelas)                      | CL <sub>50</sub> à 96 h  | 0,41                       | Geiger et al., 1984        |
| Tête-de-boule (Pimephales promelas)                      | CL <sub>50</sub> à 96 h  | 0,54                       | Call, 1987                 |
| Tête-de-boule (Pimephales promelas)                      | CL <sub>50</sub> à 96 h  | 0,7                        | Call et al., 1983          |
| Gambusie (Gambusia affinis) (résistante à l'insecticide) | CL <sub>50</sub> à 96 h  | 0,96                       | Fabacher et Chambers, 1974 |
| Truite fardée (Salmo clarki)                             | CL <sub>50</sub> à 96 h  | 0,071                      | Mayer et Ellersieck, 1986  |
| Truite fardée (Salmo clarki)                             | CL <sub>50</sub> à 96 h  | 0,041                      | Woodward, 1976             |
| Touladi (Salvelinus namaycush)                           | CL <sub>50</sub> à 96 h  | 0,032                      | Woodward, 1976             |
| Truite fardée (Salmo clarki)                             | CL <sub>50</sub> à 96 h  | 0,067                      | Johnson et Finley, 1980    |
| Touladi (Salvelinus namaycush)                           | CL <sub>50</sub> à 96 h  | 0,044                      | Johnson et Finley, 1980    |
| Saumon coho (Oncorhynchus kisutch)                       | CL <sub>50</sub> à 144 h | 0,088                      | Lorz et al., 1979          |
| Saumon quinnat (Oncorhynchus tshawytscha)                | CL <sub>50</sub> à 96 h  | 0,071                      | Viant et al., 2006a        |
| Barbue de rivière (Ictalurus punctatus)                  | CL <sub>50</sub> à 96 h  | 0,058                      | Skelley, 1989              |
| Barbue de rivière (Ictalurus punctatus)                  | CL <sub>50</sub> à 96 h  | 0,118                      | McCorkle et al., 1977      |
| Médaka (Oryzias latipes)                                 | CL <sub>50</sub> à 96 h  | 0.28                       | MOE (Japan) 2015           |

| <b>Organisme étudié</b>                                 | <b>Paramètre</b>                                          | <b>Valeur (mg/L)<sup>a</sup></b> | <b>Référence</b>        |
|---------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------|----------------------------------|-------------------------|
| Guppie ( <i>Poecilia reticulata</i> )                   | CL <sub>50</sub> à 96 h                                   | 0,35                             | Saarikoski et al., 1981 |
| Tête-de-boule ( <i>Pimephales promelas</i> )            | CSEO à 60 j (mortalité, poids des alevins)                | 0,0145 – 0,0485                  | Call, 1983; Call, 1984  |
| Tête-de-boule ( <i>Pimephales promelas</i> )            | CSEO à 32 j (croissance)                                  | 0,059                            | Call, 1987              |
| Touladi ( <i>Salvelinus namaycush</i> )                 | CME0 à 60 j (poids et longueur des alevins)               | 0,0005                           | Woodward, 1976          |
| Daphnie ( <i>Daphnia magna</i> Strauss)                 | CL <sub>50</sub> à 96 h                                   | 0,24                             | Gersich et Mayes, 1986  |
| Daphnie ( <i>Daphnia magna</i> )                        | CE <sub>50</sub> à 48 h (reproduction)                    | 0,18                             | Chèvre et al., 2005     |
| Daphnie ( <i>Daphnia magna</i> )                        | CE <sub>50</sub> à 48 h                                   | 0,40                             | MOE (Japon) 2015        |
| Daphnie ( <i>Daphnia magna</i> )                        | CE <sub>50</sub> à 48 h (immobilisation)                  | 0,24                             | MITI, 1992              |
| Gammare ( <i>Gammarus fasciatus</i> )                   | CL <sub>50</sub> à 96 h                                   | 1,8                              | Sanders, 1970           |
| Crevette grise ( <i>Crangon septemspinosa</i> )         | CL <sub>50</sub> à 96 h                                   | 5,1                              | McLeese et al., 1979    |
| Mye ( <i>Mya arenaria</i> )                             | CL <sub>50</sub> à 84 h                                   | 2,6                              | McLeese et al., 1979    |
| Larve de homard américain ( <i>Homarus americanus</i> ) | CL <sub>50</sub> à 96 h                                   | 0,0075                           | Zitko et al., 1976      |
| Daphnie ( <i>Daphnia magna</i> )                        | CE <sub>50</sub> à 21 j                                   | 0,17                             | MOE (Japn) 2015         |
| Algue verte ( <i>Chlamydomonas reinhardtii</i> )        | CE <sub>50</sub> (seuil de toxicité)                      | 0,34                             | Brack et Frank, 1998    |
| Algue verte ( <i>Chlorella pyrenoidosa</i> )            | CE <sub>50</sub> (inhibition de la vitesse de croissance) | 1,03                             | Hawxby et al., 1977     |
| Algue bleu-vert ( <i>Lyngbya</i> sp.)                   | CE <sub>50</sub> (inhibition de la vitesse de croissance) | 1,42                             | Hawxby et al., 1977     |
| Algue verte ( <i>Chlorella pyrenoidosa</i> )            | CE <sub>50</sub> (inhibition de la photosynthèse)         | 0,43                             | Hawxby et al., 1977     |
| Algue bleu-vert ( <i>Lyngbya</i> sp.)                   | CE <sub>50</sub> (inhibition de la                        | 0,74                             | Hawxby et al., 1977     |

| Organisme étudié                              | Paramètre                                                                                         | Valeur (mg/L) <sup>a</sup> | Référence              |
|-----------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------|------------------------|
|                                               | photosynthèse)                                                                                    |                            |                        |
| Algue verte (Pseudokirchneriella subcapitata) | CEb <sub>50</sub> à 72 h                                                                          | 0,81                       | MOE (Japon) 2015       |
| Algue verte (Pseudokirchneriella subcapitata) | CEr <sub>50</sub> à 72 h                                                                          | 1,4                        | MOE (Japon) 2015       |
| Algue verte (Pseudokirchneriella subcapitata) | CEr <sub>50</sub> à 72 h                                                                          | 0,49                       | Chèvre et al., 2005    |
| Algue verte (Chlorella pyrenoidosa)           | Cl <sub>50</sub> à 18 à 36 h (inhibition de la production de chlorophylle)                        | 0,15                       | Kratky et Warren, 1971 |
| Algue verte (Chlorella pyrenoidosa)           | Cl <sub>50</sub> à 60 à 120 min (inhibition de la libération d'O <sub>2</sub> )                   | 8,0                        | Kratky et Warren, 1971 |
| Plancton naturel (Jack's Lake, Ontario)       | Cl <sub>50</sub> à 2 j (diminution du carbone par rapport au témoin, taux d'assimilation)         | 1                          | Brown et Lean, 1995    |
| Plancton naturel (Jack's Lake, Ontario)       | Cl <sub>50</sub> à 2 j (diminution du phosphate par rapport au témoin, taux d'assimilation)       | 12                         | Brown et Lean, 1995    |
| Plancton naturel (Jack's Lake, Ontario)       | CE <sub>50</sub> à 2 j (50 % diminution de l'ammonium par rapport au témoin, taux d'assimilation) | 5                          | Brown et Lean, 1995    |

Abréviations : CL<sub>50</sub>, concentration létale nécessaire pour entraîner la mortalité de 50 % de la population; j, jour; CE, concentration entraînant un effet; CE<sub>50</sub>, concentration qui induit une réaction à mi-chemin entre la concentration de référence et la concentration maximale; CEB<sub>50</sub>, concentration à laquelle on observe une diminution de 50 % de la biomasse algale; CEr<sub>50</sub>, concentration à laquelle on observe une diminution de 50 % du taux de croissance des algues; h, heure; Cl, concentration entraînant une inhibition; CME0, concentration minimale entraînant un effet observé; CSEO; concentration sans effet observé.

<sup>a</sup> Dans certaines études, les valeurs des paramètres sont exprimées en ppm, en ppb ou en  $\mu\text{M/L}$ . À des fins d'uniformisation dans le tableau, toutes les valeurs ont été converties en mg/L.