

Évaluation préalable pour le Défi

1,4-Bis(*p*-toluidino)anthraquinone sulfonée, sels de potassium

**Numéro de registre du Chemical Abstracts Service
125351-99-7**

**Environnement Canada
Santé Canada**

Novembre 2008

Synopsis

Conformément à l'article 74 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* [LCPE (1999)], les ministres de la Santé et de l'Environnement ont effectué une évaluation préalable du 1,4-bis(*p*-toluidino)anthraquinone sulfonée, sels de potassium (AMS), dont le numéro de registre du Chemical Abstracts Service est 125351-99-7. Une priorité élevée a été accordée à l'évaluation préalable de cette substance inscrite au Défi lancé par les ministres, car elle répond aux critères environnementaux de la catégorisation (persistance, potentiel de bioaccumulation et toxicité intrinsèque pour les organismes non humains) et l'on croit qu'elle est commercialisée au Canada.

L'évaluation des risques que présente l'AMS pour la santé humaine n'a pas été jugée d'une priorité élevée à la lumière des résultats fournis par les outils simples de détermination du risque d'exposition et du risque pour la santé mis au point par Santé Canada aux fins de la catégorisation des substances figurant sur la Liste intérieure des substances. Par conséquent, la présente évaluation est axée sur les renseignements pertinents pour l'évaluation des risques pour l'environnement.

L'AMS est une substance « organique, de composition inconnue ou variable, produit de réactions complexes ou matières biologiques » (UVCB) qui est utilisée au Canada et dans d'autres pays comme colorant bleu dans les textiles, les encres d'imprimerie, le caoutchouc, les produits en plastique, les peintures, les laques et les vernis. La substance n'est pas produite naturellement dans l'environnement. En 2005 et 2006, on a importé au Canada entre 100 et 1 000 kg/an d'AMS, principalement pour les besoins de l'industrie des colorants et de l'industrie du plastique. La quantité importée au Canada ainsi que les utilisations déclarées indiquent que la substance pourrait être rejetée dans l'environnement canadien.

Selon certaines hypothèses et les profils d'utilisation déclarés, la plus grande partie de l'AMS devrait aboutir dans des décharges, mais une fraction relativement importante de la substance pourrait aussi être rejetée dans l'eau. L'AMS ne devrait pas être présent en quantités importantes dans d'autres milieux.

Étant donné ses propriétés physiques et chimiques, l'AMS ne peut pas s'accumuler dans les organismes aquatiques, et une valeur empirique de la toxicité aquatique aiguë indique qu'il n'est pas dangereux pour les organismes aquatiques. D'après le faible volume d'AMS importé au Canada et les renseignements sur son utilisation, l'AMS est peu susceptible d'avoir des effets nocifs sur l'environnement au Canada. Toutefois, la substance ne se dégrade pas rapidement dans l'environnement. Elle devrait être persistante dans l'eau, le sol et les sédiments. Par conséquent, la substance répond aux critères de la persistance énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*.

Cette substance pourrait faire l'objet d'une évaluation complémentaire si de nouveaux renseignements le justifiaient. De plus, des activités de recherche et de surveillance viendront, le cas échéant, appuyer la vérification des hypothèses utilisées au cours de l'évaluation préalable.

D'après les renseignements disponibles, l'AMS ne répond à aucun des critères énoncés à l'article 64 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)*.

Introduction

La *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* [LCPE (1999)] (Canada, 1999) impose aux ministres de l'Environnement et de la Santé de procéder à une évaluation préalable des substances qui répondent aux critères de la catégorisation énoncés dans la Loi pour déterminer si ces substances présentent ou pourraient présenter un risque pour l'environnement ou la santé humaine. Selon les résultats de cette évaluation, les ministres peuvent proposer de ne rien faire à l'égard de la substance, de l'inscrire sur la Liste des substances d'intérêt prioritaire en vue d'une évaluation plus détaillée ou de recommander son inscription sur la Liste des substances toxiques de l'annexe 1 de la Loi et, s'il y a lieu, sa quasi-élimination.

En se fondant sur l'information obtenue dans le cadre de la catégorisation, les ministres ont jugé qu'une attention hautement prioritaire devait être accordée à un certain nombre de substances, à savoir :

- celles qui répondent à tous les critères environnementaux de la catégorisation, notamment la persistance (P), le potentiel de bioaccumulation (B) et la toxicité intrinsèque (Ti) pour les organismes aquatiques, et que l'on croit être commercialisées;
- celles qui répondent aux critères de la catégorisation pour le plus fort risque d'exposition (PFRE) ou qui présentent un risque d'exposition intermédiaire (REI) et qui ont été jugées particulièrement dangereuses pour la santé humaine, compte tenu du classement attribué par d'autres organismes nationaux ou internationaux quant à la cancérogénicité, à la génotoxicité ou à la toxicité sur le plan du développement ou de la reproduction.

Le 9 décembre 2006, les ministres ont donc publié un avis d'intention dans la Partie I de la *Gazette du Canada* (Canada, 2006), dans lequel ils ont mis au défi l'industrie et les autres intervenants intéressés de fournir, selon un calendrier déterminé, des renseignements précis qui pourraient servir à étayer l'évaluation des risques, ainsi qu'à élaborer et à évaluer comparativement les meilleures pratiques de gestion des risques et de gérance des produits pour ces substances jugées hautement prioritaires.

Le 1,4-Bis(p-toluidino)anthraquinone sulfonée, sels de potassium, est une substance dont l'évaluation des risques pour l'environnement a été jugée hautement prioritaire, car elle est persistante, bioaccumulable et intrinsèquement toxique pour les organismes aquatiques et l'on croit qu'elle est commercialisée au Canada.

Le Défi du 1,4-Bis(p-toluidino)anthraquinone sulfonée, sels de potassium a été publié dans la *Gazette du Canada* le 12 mai 2007 (Canada, 2007). En même temps a été publié le profil de cette substance, qui présentait l'information technique (obtenue avant décembre 2005) sur laquelle a reposé sa catégorisation. De nouveaux renseignements sur la substance ont été communiqués en réponse au Défi.

Même si l'évaluation des risques que présente le 1,4-Bis(p-toluidino)anthraquinone sulfonée, sels de potassium pour l'environnement est jugée hautement prioritaire, cette substance ne répond pas aux critères de la catégorisation pour le PFRE ou le REI ni aux critères définissant un grave risque pour la santé humaine, compte tenu du classement attribué par d'autres organismes nationaux ou internationaux quant à sa cancérogénicité, à sa génotoxicité ou à sa toxicité sur le plan du développement ou de la reproduction. La présente évaluation est donc axée principalement sur les renseignements présentant de l'intérêt pour l'évaluation des risques touchant l'environnement.

Les évaluations préalables effectuées aux termes de la LCPE (1999) mettent l'accent sur les renseignements jugés essentiels pour déterminer si une substance répond aux critères de toxicité des substances chimiques au sens de l'article 64 de la Loi :

64. [...] est toxique toute substance qui pénètre ou peut pénétrer dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à :
- a) avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique;
 - b) mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie;
 - c) constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaines.

Les évaluations préalables visent à examiner des renseignements scientifiques et à tirer des conclusions fondées sur la méthode du poids de la preuve et le principe de prudence.

La présente ébauche d'évaluation préalable prend en considération les renseignements sur les propriétés chimiques, les dangers, les utilisations et l'exposition, y compris ceux fournis dans le cadre du Défi. Les données pertinentes pour l'évaluation préalable de cette substance ont été relevées dans des publications originales, des rapports de synthèse et d'évaluation, des rapports de recherche de parties intéressées et d'autres documents consultés lors de recherches documentaires menées récemment, jusqu'en février 2008 pour les sections du document portant sur l'écologie. Les études importantes ont fait l'objet d'une évaluation critique; les résultats de la modélisation ont pu être utilisés dans la formulation des conclusions. Lorsqu'ils étaient accessibles et pertinents, les renseignements présentés dans l'évaluation des dangers provenant d'autres instances ont été pris en considération. L'évaluation préalable ne constitue pas un examen exhaustif ou critique de toutes les données disponibles. Elle fait plutôt état des études et des éléments d'information les plus importants pour appuyer la conclusion.

La présente évaluation préalable a été préparée par le personnel du Programme des substances existantes de Santé Canada et d'Environnement Canada, et intègre les résultats d'autres programmes exécutés par ces ministères. En outre, l'ébauche de la présente évaluation préalable a fait l'objet d'une période de commentaires publics de 60 jours. Les principales données et considérations sur lesquelles repose la présente évaluation sont résumées ci-après.

Identité de la substance

Aux fins du présent document, la substance est appelée AMS, appellation tirée de son nom d'inventaire : 1,4-bis(*p*-toluidino)anthraquinone sulfonée, sels de potassium. Le tableau 1 donne d'autres noms sous lesquels cette substance est connue et présente d'autres caractéristiques d'identification qui lui sont propres.

Tableau 1. Identité de la substance

Numéro de registre du Chemical Abstracts Service (n° CAS)	125351-99-7
Nom dans la LIS	1,4-bis(<i>p</i>-toluidino)anthraquinone sulfonée, sels de potassium
Noms dans les inventaires¹	<i>9,10-Anthracenedione, 1,4-bis[(4-methylphenyl)amino]-, sulfonated, potassium salts (ASIA-PAC)</i>
Autre nom	<i>1,4-di-(4-methylanilino)anthraquinone, sulfonated, potassium salts</i>
Groupe chimique (Groupe de la LIS)	UVCB, substance chimique organique
Sous-groupe chimique	anthracènediones
Formule de la substance chimique représentative²	C ₂₈ H ₂₀ N ₂ O ₈ S ₂ .2K
Structure chimique représentative²	
Simplified Molecular Input Line Entry System (SMILES) chimique représentatif²	<chem>O=C(C3=C2C=CC=C3)C1=C(NC5=CC=C(C)C=C5S(=O)([O-])[O-])=O)C1C2=O.[K+].[K+]</chem>
Masse moléculaire de la substance chimique représentative^a	654,79 g/mole

¹ National Chemical Inventories (NCI), 2006 : ASIA-PAC (listes des substances de l'Asie-Pacifique).

² Cette structure diffère de celle utilisée lors la catégorisation, car une analyse des renseignements recueillis pour l'année civile 2006 en réponse à des avis publiés en vertu de l'article 71 de la LCPE (1999) a permis de découvrir une structure chimique plus représentative (Environnement Canada et Santé Canada, 2007). D'après ces renseignements, la structure chimique du 4,4'-[(9,10-dihydro-9,10-dioxo-1,4-anthrylène)diimino]bis(toluène-3-sulfonate) de dipotassium (n° CAS 83044-88-6) est semblable à celle de l'AMS. La différence entre les deux structures vient du fait que la position des groupes sulfonates n'est pas définie dans l'AMS (tableau 3). On s'est servi de cette nouvelle structure chimique pour obtenir un autre ensemble d'estimations de la persistance à l'aide de RQSA (relation quantitative structure-activité).

Propriétés physiques et chimiques

Le tableau 2 présente certaines propriétés physiques et chimiques (valeurs expérimentales et extrapolées) de l'AMS qui se rapportent à son devenir dans l'environnement.

Tableau 2. Propriétés physiques et chimiques de l'AMS

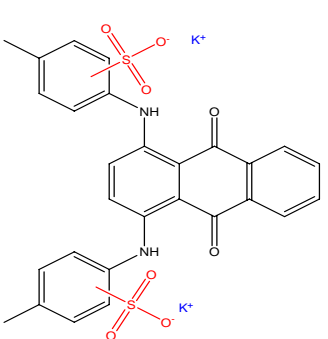
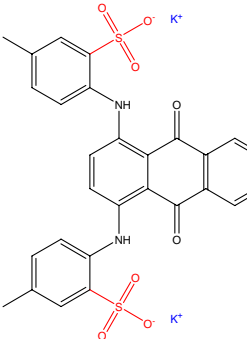
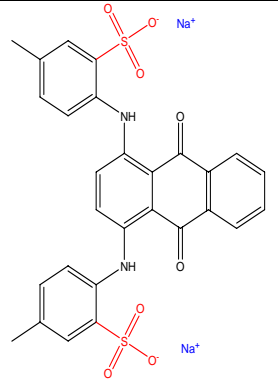
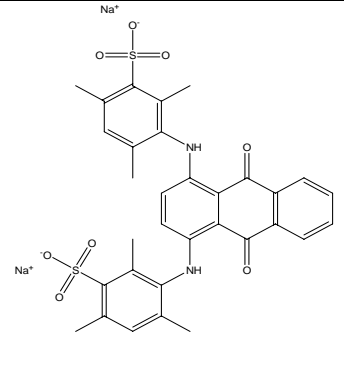
Propriété	Type	Valeur	Température (°C)	Référence
État physique	expérimental	poudre bleue	-40 à 40	MSDS, 2003
Point d'ébullition (°C)	analogue ^a	> 150	s.o.	ETAD, 1995
Point de décomposition (°C)	expérimental	> 170	s.o.	MSDS, 2003
	analogue ^a	> 300	s.o.	ETAD, 1995
Pression de vapeur (Pa)	analogue ^a	10 ⁻⁸ à 10 ⁻¹⁰	25	ETAD, 1995; Baughman et Perenich, 1988
Constante de la loi de Henry (Pa·m ³ /mole)	aucune information disponible			
Log K _{oe} (coefficient de partage octanol/eau) [sans dimension]	analogue ^a	< 3	25	Anliker <i>et coll.</i> 1981; Anliker et Moser, 1987
Log K _{co} (coefficient de partage carbone organique/eau) [sans dimension]	aucune information disponible			
Solubilité dans l'eau (mg/L)	expérimental	30 000	20	MSDS, 2003
	analogue ^a	> 10 000	25	ETAD, 1995

^a Les valeurs extrapolées qu'on a utilisées pour les teintures du groupe acide disulfonique sont basées sur les renseignements relatifs à ce groupe qui ont été fournis à Environnement Canada en vertu du *Règlement sur les renseignements concernant les substances nouvelles* ou sur les renseignements disponibles concernant d'autres analogues du groupe (p. ex., ETAD, 1995).

À l'occasion de l'atelier sur les relations quantitatives structure-activité (RQSA) organisé par Environnement Canada en 1999 (Environnement Canada, 2000), les experts en modélisation du Ministère et les experts invités ont classé de nombreuses catégories structurales de pigments et de teintures comme « difficiles à modéliser » à l'aide de

RQSA. Les propriétés intrinsèques de nombreuses catégories structurales de teintures et de pigments (y compris les colorants acides et dispersés) se prêtent mal aux prévisions modélisées, car on considère qu'elles « ne font pas partie du domaine d'applicabilité » (p. ex., domaines de la structure ou des paramètres des propriétés). Par conséquent, lorsqu'il s'agit de teintures et de pigments, Environnement Canada vérifie au cas par cas les modèles RQSA pour déterminer leur domaine d'applicabilité. En l'occurrence, il a jugé inapproprié d'utiliser ces modèles pour prévoir les propriétés physiques et chimiques de l'AMS. Une méthode des « analogues » a donc été employée pour déterminer approximativement ces propriétés (tableau 2), lesquelles ont ensuite servi à d'autres modélisations effectuées pour l'évaluation.

Tableau 3. Analogues structuraux de l'AMS

i. 1,4-bis(<i>p</i> -toluidino)anthraquinone sulfonée, sels de potassium (n° CAS 125351-99-7)	ii. 4,4'-[(9,10-dihydro-9,10-dioxo-1,4-anthrylène)diimino]bis(toluène-3-sulfonate) de dipotassium (n° CAS 83044-88-6)	iii. 2,2'-(9,10-dioxoanthracène-1,4-diyl)diimino]bis(5-méthylsulfonate de disodium (n° CAS 4403-90-1)	iv. 3,3'-(9,10-dioxoanthracène-1,4-diyl)diimino]bis(2,4,6-triméthylbenzènesulfonate) de sodium (n° CAS 4474-24-2)
			
<ul style="list-style-type: none"> - Différence entre la structure chimique de i. (AMS) et celle de ii. : la position des groupes sulfonates n'est pas définie dans la structure i. - Les structures ii. et iii. représentent le potassium et le sel de sodium de la même substance, respectivement. - Différence entre la structure chimique de i. (AMS) et celle de iv. : il y a deux groupes méthyles supplémentaires dans la position ortho du noyau aromatique de la structure i; la position des groupes sulfonates n'est pas définie dans la structure ii. - Les n° CAS 83044-88-6, 4474-24-2 et 4403-90-1 constituent de très bons analogues écotoxicologiques pour le n° CAS 125351-99-7 (AMS). 			

Les données empiriques disponibles sur les analogues mentionnés dans le tableau 3 ont été utilisées comme valeurs ou valeurs à l'appui pour établir le poids de la preuve.

Sources

On n'a relevé aucun renseignement indiquant que l'AMS serait produit naturellement dans l'environnement.

Au Canada, des avis publiés conformément à l'article 71 de la LCPE (1999) pour les années civiles 2005 et 2006 n'ont donné lieu à aucun rapport sur la fabrication de l'AMS en une quantité égale ou supérieure au seuil de déclaration de 100 kg (Canada, 2006b; Environnement Canada et Santé Canada, 2007). Pour les années civiles 2005 et 2006, la même entreprise canadienne a déclaré avoir importé cette substance dans une proportion de 100 à 1 000 kg/an. De plus, pour l'année civile 2006, deux entreprises canadiennes ont indiqué un intérêt pour l'AMS (Environnement Canada et Santé Canada, 2007)

La base de données des pays nordiques sur les substances dans les préparations (SPIN) fait état d'une utilisation de l'AMS en Suède de 1999 à 2004 (SPIN, 2006), mais les quantités exactes et les profils d'utilisation ne sont pas publics.

Utilisations

L'entreprise qui a déclaré avoir importé de l'AMS au Canada au cours des années civiles 2005 et 2006 en réponse à un avis publié en vertu de l'article 71 de la LCPE (1999) a indiqué que ses activités correspondaient au code 418410 du Système de classification des industries de l'Amérique du Nord (SCIAN) : « Grossistes-distributeurs de produits chimiques et de produits analogues, sauf les produits chimiques agricoles ». Ce secteur industriel canadien comprend les établissements dont l'activité principale consiste à vendre en gros des produits chimiques, des produits et préparations de nettoyage, des résines plastiques, des formes et des profilés de base en plastique d'usage industriel et domestique ainsi que des gaz industriels.

Ce code SCIAN est compatible avec le code d'utilisation de la LIS qui a été indiqué pour l'AMS en 1986.

Selon l'information ci-dessus, l'AMS pourrait avoir de larges utilisations, en particulier comme colorant bleu.

Rejets dans l'environnement

L'AMS n'est pas rejeté dans l'environnement par des sources naturelles.

L'entreprise qui a déclaré avoir importé cette substance en 2006 n'a pas signalé de rejets dans l'environnement.

Outil de débit massique

Pour estimer les rejets de la substance dans l'environnement à diverses étapes de son cycle de vie, on a fait appel à un outil de débit massique. Les résultats comprennent, pour chaque type relevé d'utilisation de la substance, l'estimation de la proportion et de la quantité de rejets dans les différents milieux naturels ainsi que l'estimation de la proportion transformée chimiquement ou transportée aux fins d'élimination. Les hypothèses et les paramètres d'entrée employés pour effectuer ces estimations sont fondés sur les renseignements obtenus de diverses sources, notamment les réponses à des enquêtes menées conformément à la réglementation, les données de Statistique Canada, les sites Web des fabricants et les bases de données techniques. Les facteurs d'émission, qui sont généralement exprimés comme une fraction de la substance rejetée dans l'environnement, en particulier durant sa fabrication, sa transformation et son utilisation au cours de procédés industriels, revêtent une importance particulière. Au nombre des sources d'information figurent des scénarios d'émission (souvent élaborés sous les auspices de l'Organisation de coopération et de développement économiques, ou OCDE) et des hypothèses par défaut utilisées par divers organismes internationaux de réglementation des produits chimiques.

D'après les résultats de l'outil (tableau 4), sur la quantité totale d'AMS qui est commercialisée, la majeure partie est transférée dans des décharges aux fins d'élimination (60,56 p. 100), mais un pourcentage important est probablement rejeté dans l'eau (37,58 p. 100). Il y a en outre une perte par transformation de 1,85 p. 100, signe que la structure de la substance est détruite ou modifiée après l'élimination (p. ex., incinération).

Tableau 4. Estimation des rejets d'AMS dans l'environnement et des pertes par transformation ou élimination au moyen de l'outil de débit massique¹

Devenir	Proportion de la masse (%)	Principale étape du cycle de vie
Rejets dans l'environnement		
Sol	0,0	Utilisation
Air	0,01	Traitement et utilisation
Eau	37,58	Traitement
Pertes		
Transformation	1,85	Utilisation
Élimination des déchets	60,56	Gestion des déchets (p. ex., décharge)
Gestion comme déchets dangereux	s.o.	Gestion des déchets (p. ex., décharge)

¹ Pour estimer les rejets et la répartition de l'AMS dans l'environnement, on a tiré parti des documents de l'OCDE sur les scénarios d'émission (OCDE, 2004; OCDE, 2006), résumés dans le tableau 4. Les valeurs des rejets dans les milieux naturels ne tiennent pas compte des éventuelles mesures antipollution mises en place à certains endroits (p. ex., élimination partielle des polluants dans les stations d'épuration des eaux usées). Certaines hypothèses découlant de ces estimations sont résumées dans Environnement Canada, 2007a.

D'après les faits susmentionnés, la majeure partie de l'AMS est rejetée dans l'eau au cours de l'étape du traitement. Remarque : L'outil de débit massique suppose qu'il n'y a aucun rejet provenant des sites d'enfouissement.

Devenir dans l'environnement

Étant donné ses propriétés physiques et chimiques (tableau 2), l'AMS devrait se répartir principalement dans l'eau.

Selon les résultats fournis par l'outil de débit massique et présentés dans le tableau 4, l'AMS est rejeté principalement dans l'eau au cours du traitement. Le plus pertinent pour le Canada semble donc d'établir un scénario des rejets dans l'eau.

L'AMS aurait tendance à demeurer dans l'eau où il est rejeté étant donné sa solubilité élevée dans ce milieu (30 000 mg/L).

Quant au sol, l'AMS peut y pénétrer avec les boues d'épuration qui pourraient être utilisées pour amender les terres. Il peut aussi y pénétrer après l'élimination dans les décharges de boues et de textiles, papiers et substrats de cuir de couleur. La volatilisation à partir des surfaces de sol sèches ou humides serait un processus peu important dans le devenir de cette substance d'après la valeur faible estimée de la pression de vapeur. Si l'AMS était rejeté dans le sol (par des produits), il devrait migrer dans la partie aqueuse du sol (p. ex., l'eau souterraine) ou être emporté par le ruissellement de surface.

L'AMS n'est probablement pas rejeté dans l'air en raison de la faible valeur estimée de sa pression de vapeur.

Persistance et potentiel de bioaccumulation

Persistance dans l'environnement

Il n'existe pas de données empiriques fiables sur la biodégradation de cette substance.

D'après l'Ecological and Toxicological Association of Dyes and Organic Pigments Manufacturers (ETAD 1995), les teintures, à part quelques exceptions, sont considérées comme essentiellement non biodégradables dans des conditions aérobies. Une évaluation répétée de la biodégradabilité immédiate et intrinsèque à l'aide d'essais acceptés (voir les *Lignes directrices de l'OCDE sur les essais de produits chimiques*) a confirmé cette hypothèse (Pagga et Brown, 1986; ETAD, 1992). Étant donné la structure chimique de l'AMS, rien ne permet de penser que sa biodégradation serait différente de la biodégradation des teintures décrite par l'ETAD (1995). Les données modélisées présentées dans le tableau 5 appuient l'hypothèse selon laquelle l'AMS n'est pas dégradé.

Une fois dans l'environnement, l'AMS devrait donc être persistant dans tous les milieux. Il ne devrait pas être présent dans l'air, mais, s'il l'était, sa demi-vie par oxydation atmosphérique de 0,06 jour (tableau 5) indique qu'il s'oxyderait rapidement. L'AMS ne devrait pas réagir, ou réagir de façon appréciable dans l'atmosphère avec d'autres espèces photo-oxydantes, comme O₃ et NO₃, ni se dégrader par photolyse directe. Des réactions avec des radicaux hydroxyles devraient donc constituer le plus important processus régissant son devenir dans l'atmosphère. Sa demi-vie de 0,06 jour, résultant des réactions avec ces radicaux, permet d'affirmer que l'AMS n'est pas persistant dans l'air.

Tableau 5. Données modélisées sur la persistance de l'AMS

Milieu	Processus du devenir	Valeur de la dégradation	Paramètre de la dégradation	Référence
Air	oxydation atm.	0,06	demi-vie, jours	AOPWIN, 2000
Air	réaction avec l'ozone	pas de réaction	demi-vie, jours	AOPWIN, 2000
Eau	biodégradation	> 182 (récalcitrant)	demi-vie, jours	BIOWIN, 2000 (USM)
Eau	biodégradation	0 (ne se biodégrade pas rapidement)	probabilité	BIOWIN, 2000, MITI, Non-linear
Eau	biodégradation	ne se biodégrade pas immédiatement	modèle d'évaluation, pondération de 6	BIOWIN, 2000
Eau	biodégradation	hors du domaine acceptable du modèle	probabilité	TOPKAT, 2004
Eau	biodégradation	2,9 %	DBO ¹ (MITI, 301C)	CATABOL, c2004-2008
Eau	biodégradation anaérobie	0 (ne se biodégrade pas rapidement)	probabilité	BIOWIN, 2000
Sédiments	biodégradation	> 728 (récalcitrant)	demi-vie, jours	fondé sur la demi-vie modélisée dans l'eau ²
Sol	biodégradation	> 182 (récalcitrant)	demi-vie, jours	fondé sur la demi-vie modélisée dans l'eau ²

¹ Demande biologique en oxygène.

² Valeurs extrapolées fondées sur la demi-vie modélisée dans l'eau et qui ont été calculées à l'aide des facteurs de Boethling *et al.* (1995), selon la formule suivante : $t_{1/2 \text{ eau}} : t_{1/2 \text{ sol}} : t_{1/2 \text{ sédiments}} = 1 : 1 : 4$.

Pour estimer la dégradation dans l'eau, le sol et les sédiments, une méthode du poids de la preuve reposant sur des RQSA (Environnement Canada, 2007a) a été utilisée à l'aide des modèles indiqués dans le tableau 5. Les résultats permettent de conclure que l'AMS

est persistant dans l'eau (demi-vie \geq 182 jours). Il est possible d'extrapoler la demi-vie dans le sol et les sédiments à partir de la demi-vie dans l'eau à l'aide des facteurs de Boethling; la formule appliquée est : $t_{1/2 \text{ eau}} : t_{1/2 \text{ sol}} : t_{1/2 \text{ sédiments}} = 1 : 1 : 4$ (Boethling *et al.*, 1995). Ainsi estimée, la demi-vie dans le sol et les sédiments de l'AMS devrait dépasser 182 jours et 365 jours, respectivement.

Selon la méthode du poids de la preuve fondée sur les données décrites ci-dessus, l'AMS répond aux critères de la persistance dans l'eau, le sol et les sédiments (demi-vie dans l'eau et le sol \geq 182 jours et demi-vie dans les sédiments \geq 365 jours) énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000).

Potentiel de bioaccumulation

Il n'existe pas de données empiriques sur la bioaccumulation de cette substance.

Les valeurs du log K_{oc} des analogues, présentées dans le tableau 2, semblent indiquer que cette substance n'est pas bioaccumulable dans l'environnement.

Les modèles de prévision n'ont pas permis d'estimer une valeur fiable du log K_{oc} de l'AMS. Une gamme de prévisions de la bioaccumulation a été obtenue à l'aide des modèles RQSA. Toutefois, ces prévisions ne sont pas considérées comme fiables, surtout parce qu'elles omettent le fort potentiel de solubilité dans l'eau des teintures anioniques, dont fait partie l'AMS.

En général, les teintures anioniques ont un log K_{oc} faible ($< 3,0$) et une solubilité dans l'eau élevée ($> 2\,000$ mg/L). Ce profil repose sur les données d'études qui avaient déjà été réalisées sur la bioconcentration et la répartition des teintures (ETAD, 1995). La solubilité dans l'eau élevée de l'AMS (tableau 2) indique que la substance présente un faible potentiel de bioaccumulation ou de bioconcentration dans le biote aquatique.

Une autre raison du faible potentiel de bioaccumulation de l'AMS est son degré élevé de dissociation dans des conditions environnementales normales. Perrin *et al.* (1981) et Lee *et al.* (1990) mentionnent une diminution de seulement 0,11 unité de pKa pour les acides et les bases organiques, avec une variation de la force ionique (μ) de 0 à 0,1. La force ionique dans les phases aqueuses de l'environnement varie généralement entre 0,001 et 0,14. Par conséquent, les effets globaux causés par les changements de pH et de pKa attribuables à la force ionique au moment de la différenciation devraient être minimaux. Il semble que la forme « sel » se comporterait vraisemblablement comme les espèces ionisées ou neutres, selon le pH et le pKa de la substance. Comme le degré de dissociation de l'AMS dépend du pKa (estimé à ~ 1), il devrait être élevé dans des conditions environnementales normales. Cette dissociation élevée explique sans doute le faible potentiel de bioaccumulation de l'AMS.

Selon la méthode du poids de la preuve, l'AMS ne répond pas au critère de la bioaccumulation (facteur de bioconcentration [FBC] ou facteur de bioaccumulation [FBA] $\geq 5\,000$) du *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000).

Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement

Évaluation des effets sur l'environnement

Milieu aquatique

Il existe peu de données empiriques sur l'écotoxicité de l'AMS. Par conséquent, des données sur un analogue chimique semblable (n° CAS 4474-24-2) ont aussi été prises en compte. D'après les données expérimentales disponibles (tableau 6) et l'analyse des groupes fonctionnels, l'AMS ne devrait pas avoir d'effets nocifs chez les organismes aquatiques à des concentrations relativement faibles (p. ex., CL₅₀ aiguë < 1,0 mg/L).

Tableau 6. Données empiriques sur la toxicité aquatique de l'AMS et d'un analogue chimique

No CAS	Organisme d'essai	Type d'essai	Durée (heures)	Paramètre	Valeur (mg/L)	Référence
4474-24-2	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (<i>Salmo gairdneri</i>) [truite arc-en-ciel]	tox. aiguë	48	CL ₅₀ ¹	75	Sandoz, 1977
	Bactéries (boue activée)	Inhibition de la respiration	3	CI ₅₀ ²	>1,000	Clariant, 1989
125351-99-7	<i>Poecilia reticulata</i> (guppy)	tox. aiguë	96	CL ₅₀ ¹	14,3	BMG, 1996

¹ CL₅₀ – La concentration létale médiane ou nominale (CL₅₀) est la concentration d'une substance qui est jugée létale pour 50 % des organismes d'essai.

² CI₅₀ – Concentration d'une substance qui est jugée causer une inhibition chez 50 % des organismes d'essai.

Selon l'expérience en matière de nouvelles teintures d'Environnement Canada et de l'Office of Pollution Prevention and Toxics de l'Environmental Protection Agency des États-Unis, le potentiel de toxicité est en général déterminé par le nombre de groupes acides sulfoniques. Les teintures comportant un ou deux groupes acides sulfoniques présentent une toxicité aiguë variant de moyenne à élevée (< 1-10 mg/L) pour certains organismes aquatiques, tandis que celles en comportant plus de deux présentent une toxicité aiguë très faible (> 100 mg/L) ou chronique (> 10 mg/L) pour la plupart du biote aquatique. De plus, Environnement Canada a généralement constaté que les teintures anioniques présentaient une toxicité faible quel que soit le nombre de groupes acides, mais certaines exceptions ont été observées (p. ex., lorsqu'un groupe fonctionnel réactif n'est pas altéré). Comme l'AMS est une teinture anionique qui comporte deux groupes acides sulfoniques mais aucun groupe fonctionnel réactif, il devrait présenter une toxicité allant de faible à moyenne pour les organismes aquatiques.

Une étude empirique sur la toxicité aiguë de l'AMS pour *Poecilia reticulata* (guppy) (tableau 6) a permis d'observer une CL₅₀ de 14,3 mg/L après 96 heures, ce qui indique que la substance n'est pas dangereuse pour les organismes aquatiques à des

concentrations relativement faibles (CL_{50} ou $CE_{50} > 1,0$ mg/L) (Annexe I). Cette conclusion est étayée par une autre étude empirique portant sur la toxicité aiguë d'un analogue structural de l'AMS (n° CAS 4474-24-2) pour *Oncorhynchus mykiss* (*Salmo gairdneri*) [Truite arc-en-ciel] (tableau 6) pour laquelle on a observé une CL_{50} de 75 mg/L après 48 heures.

Une gamme de prévisions de la toxicité aquatique a été obtenue à l'aide des modèles RQSA examinés pour l'AMS et ses analogues. Toutefois, comme c'était le cas pour la bioaccumulation, ces prévisions n'ont pas été jugées fiables.

L'information empirique sur l'écotoxicité indique que l'AMS est moyennement toxique pour les organismes aquatiques (toxicité aiguë : 10 à 100 mg/L).

Autres milieux

Étant donné que l'AMS pourrait se dégrader et pénétrer dans le sol par suite de l'élimination de produits qui en contiennent, il serait bon qu'on obtienne des données sur sa toxicité pour la pédofaune. Toutefois, on n'a trouvé aucune étude acceptable sur les effets écologiques de cette substance dans d'autres milieux que l'eau.

Évaluation de l'exposition de l'environnement

Aucune donnée sur les concentrations de cette substance dans les milieux naturels (air, eau, sol et sédiments) au Canada n'a été relevée. On a donc évalué les concentrations dans l'environnement sur la base des renseignements disponibles, y compris les estimations relatives aux quantités de la substance, aux taux de rejet et aux plans d'eau récepteurs.

Environnement Canada a effectué des évaluations quantitatives de l'exposition à l'AMS et des effets écologiques de la substance comme complément à l'établissement du poids de la preuve.

L'outil d'exposition générique industriel – milieu aquatique (Industrial Generic Exposure Tool – Aquatic, ou IGETA) [Environnement Canada, 2007b], a servi à déterminer si l'AMS présentait un risque en comparant la concentration environnementale estimée (CEE) prudente dans le milieu aquatique avec une concentration estimée sans effet (CESE). Le résultat est un quotient de risque tiré d'un scénario industriel (lieu indéterminé). Ce modèle simple représente le rejet ponctuel d'une industrie et sa dilution dans un petit cours d'eau et permet de calculer un quotient de risque pour ce scénario.

Une CEE très prudente a été calculée à l'aide de l'équation (1) suivante :

$$CEE = \frac{I \times P \times (1-E) \times 1\,000}{J \times (D + S) \times 86\,400}$$

Où :

CEE	=	concentration environnementale estimée (mg/L)
I	=	masse maximale importée (ou fabriquée) par un complexe industriel relié à un point de rejet (400 kg/an)
P	=	pertes par procédé (100 p. 100)
É	=	taux d'élimination de l'usine de traitement des eaux usées (0 p. 100)
1 000	=	conversion des unités (kg/m ³ en mg/L)
J	=	nombre de jours pendant lesquels la substance est rejetée par l'installation (150 jours/an).
D	=	débit du cours d'eau récepteur (0,65 m ³ /s)
S	=	débit de l'effluent de la station d'épuration des eaux usées (0,04 m ³ /s)
86 400	=	nombre de secondes dans une journée (sec)

D'après cette équation, la CEE dans les eaux réceptrices est de 0,0447 mg/l (Environnement Canada, 2008).

Caractérisation du risque pour l'environnement

Pour effectuer cette évaluation écologique préalable, on a examiné divers renseignements à l'appui et tiré des conclusions fondées sur la méthode du poids de la preuve et le principe de prudence, comme le prévoit l'article 76.1 de la LCPE (1999).

L'AMS devrait être persistant dans l'eau, le sol et les sédiments, mais son potentiel de bioaccumulation devrait être faible. Les volumes relativement peu importants des importations d'AMS, ainsi que les renseignements sur ses utilisations, indiquent une possibilité relativement faible de rejets dans l'environnement canadien. Il a aussi été démontré que la substance présentait un potentiel moyen de toxicité pour les organismes aquatiques.

On a effectué, pour le milieu aquatique, une analyse du quotient de risque qui intégrait des estimations d'exposition potentielle très prudentes et des estimations d'effets nocifs sur l'environnement. Un quotient de risque a été calculé pour déterminer si la substance présentait des risques écologiques au Canada.

L'équation (1) a servi à estimer la CEE (0,447 mg/L). Une CESE a été calculée à partir de la valeur de la toxicité aiguë (14,3 mg/L) pour le guppy. Cette valeur, divisée par un facteur d'évaluation de 100 (10 pour tenir compte de la variabilité interspécifique ou intraspécifique de sensibilité et 10 pour évaluer la CESE à long terme à partir d'une CL₅₀ à court terme), donne une CESE de 0,143 mg/L. Le quotient de risque prudent (CEE/CESE) qui en découle est de 0,015 (0,0447/0,143 = 0,313).

Le quotient de risque calculé est inférieur à 1. Étant donné que l'IGETA fournit une estimation prudente de l'exposition, ce résultat montre que l'exposition locale attribuable à une source ponctuelle de rejets industriels présente un faible potentiel de risque écologique pour le milieu aquatique. Le faible quotient de risque indique qu'une marge

de sécurité centuple permet de tenir compte d'éventuelles erreurs dans le calcul de la CEE et de la CESE.

Ces renseignements indiquent que l'AMS risque peu d'avoir des effets nocifs sur l'environnement au Canada.

Incertitudes de l'évaluation des risques pour l'environnement

Le manque de données probantes provenant d'études empiriques constitue une source d'incertitude pour l'évaluation de la bioaccumulation.

L'évaluation de la persistance est limitée faute de données expérimentales sur la biodégradation, ce qui a nécessité la production de prévisions modélisées.

Des incertitudes viennent également du manque de renseignements (p. ex., données de surveillance) sur les concentrations d'AMS dans l'environnement au Canada.

La fraction de la substance commercialisée qui est rejetée et la fraction qui est éliminée par les usines de traitement des eaux usées constituent une autre source d'incertitude.

En ce qui a trait à la toxicité, le profil de rejets prévu de la substance montre que les données disponibles sur les effets ne permettent pas d'évaluer adéquatement l'importance du sol comme milieu d'exposition. En fait, les seules données sur les effets qu'on a trouvées portent principalement sur l'exposition des organismes pélagiques.

Pour ce qui est de l'évaluation de l'exposition, la CEE se limite à la concentration dans l'eau. L'exposition par le sol, les matières en suspension et les sédiments n'a pas été examinée.

Conclusion

D'après les renseignements présentés dans la présente évaluation préalable, on conclut que l'AMS ne pénètre pas 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, ni à mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie. De plus, cette substance ne répond pas aux critères de la bioaccumulation énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000), mais elle remplit ceux de la persistance en vertu de ce règlement.

Il est donc conclu que l'AMS n'entre pas dans la définition de « substance toxique » énoncée dans l'article 64 de la LCPE (1999).

Références

- Anliker, R., Clarke, E.A., Moser, P. 1981. Use of the partition coefficient as an indicator of bioaccumulation tendency of dyestuffs in fish. *Chemosphere* 10: 263-274.
- Anliker, R., et Moser, P. 1987. The limits of bioaccumulation of organic pigments in fish: their relation to the partition coefficient and the solubility in water and octanol. *Journal of Ecotoxicology and Environmental Safety* 6: 43-52.
- [AOPWIN] *Atmospheric Oxidation Program for Windows* [Modèle d'estimation]. 2000. Version 1.91. Office of Pollution Prevention and Toxics, US Environmental Protection Agency, Washington (D.C.); Syracuse Research Corporation, Syracuse (New York). [Cité le 12 sept. 2007.] www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm
- Baughman, G., et Perenich, T. 1988. Fate of dyes in aquatic systems: I. Solubility and partitioning of some hydrophobic dyes and related compounds. *Environmental Toxicology and Chemistry* 7: 183-199.
- [BIOWIN] *Biodegradation Probability Program for Windows* [Modèle d'estimation]. 2000. Version 4.02. Office of Pollution Prevention and Toxics, US Environmental Protection Agency, Washington (D.C.); Syracuse Research Corporation, Syracuse (New York). [Cité le 12 sept. 2007.] www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm
- BMG Engineering AG. 1996. Titre de l'étude : *Sandlan Green MF-BL: 96-hour Acute Toxicity to Poecilia reticulata (Guppy)*. Rapport numéro 512-96. Produit par BMG Engineering AG en décembre 1996, Zurich (Suisse).
- Boethling, R.S., P.H. Howard, J.A. Beauman et M.E. Larosche. 1995. « Factors for intermedia extrapolations in biodegradability assessment ». *Chemosphere* 30(4): 741-752.
- Canada. 1999. « *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* ». *Lois du Canada*, 1999, chap. 33. Publié dans la *Gazette du Canada*. Partie III, vol. 22, n° 3. <http://canadagazette.gc.ca/partIII/1999/g3-02203.pdf>
- Canada. 2000. « *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* » : « *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* ». C.P. 2000-348, 23 mars 2000, DORS/2000-107. Publié dans la *Gazette du Canada*. Partie II, vol. 134, n° 7, p. 607-612. <http://canadagazette.gc.ca/partII/2000/20000329/pdf/g2-13407.pdf>
- Canada. 2006a. Ministère de l'Environnement, ministère de la Santé. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Avis d'intention d'élaborer et de mettre en œuvre des mesures d'évaluation et de gestion des risques que certaines substances présentent pour la santé des Canadiens et leur environnement*. Publié dans la *Gazette du Canada*. Partie I, vol. 140, n° 49, p. 4109-4117. <http://canadagazette.gc.ca/partI/2006/20061209/pdf/g1-14049.pdf>.
- Canada. 2006b. Ministère de l'Environnement, ministère de la Santé. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Avis concernant certaines substances considérées comme priorités pour suivi*. Publié dans la *Gazette du Canada*. Partie I, vol. 140, n° 9, p. 435-459. <http://canadagazette.gc.ca/partI/2006/20060304/pdf/g1-14009.pdf>
- Canada. 2007. Ministère de l'Environnement, ministère de la Santé. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Avis de deuxième divulgation d'information technique concernant les substances identifiées dans le Défi*. Publiée dans la *Gazette du Canada*, Partie I, vol. 141, n° 19, p. 1182-1186. <http://canadagazette.gc.ca/partI/2007/20070512/pdf/g1-14119.pdf>

[CATABOL] *Probabilistic assessment of biodegradability and metabolic pathways* [modèle informatique]. c2004–2008. Version 5.10.2. Laboratory of Mathematical Chemistry, Bourgas (Bulgarie). [4 février 2008]. <http://oasis-lmc.org/?section=software&swid=1>

Clariant. Essai interne d'inhibition de respiration de boues activées. Projet numéro 47/673, 8 septembre 1989.

Environnement Canada. 2000. Division de l'évaluation des substances chimiques. *Environmental Categorization for Persistence, Bioaccumulation and Inherent Toxicity of Substances on the Domestic Substances List Using QSARs. Final Report*. Environnement Canada. Juillet.

Environnement Canada. 2007a. *Assumptions, limitations and uncertainties of the mass flow tool for benzenesulfonic acid, 3,3'-[(9,10-dihydro-9,10-dioxo-1,4-anthracenediyl)diimino]bis[2,4,6-trimethyl-, disodium salt, CAS RN 4474-24-2*. Division des substances existantes, Environnement Canada, Gatineau (Québec). Document de travail interne offert sur demande.

Environnement Canada. 2007b. *Guidance for conducting ecological assessments under CEPA 1999. Science resource technical series. Technical guidance module: The Industrial Generic Exposure Tool - Aquatic (IGETA)*. Division des substances existantes, Environnement Canada, Gatineau (Québec). Ébauche de document de travail préliminaire offert sur demande.

Environnement Canada. 2008. IGETA report: CAS RN 125351-99-7, 2008-08-22. Rapport inédit. Gatineau (Qc) : Environnement Canada, Division des substances existantes.

ETAD (*Ecological and Toxicological Association of Dyes and Organic Pigments Manufacturers*). 1992. *Draft Guidelines for the Assessment of Environmental Exposure to Dyestuffs*.

Lee, L.S., Suresh, P., Rao, C., Nkedi-Kizza, P., Delfino, J. 1990. Influence of solvent and sorbent characteristics on distribution of pentachlorophenol in octanol-water and soil-water systems. *Environmental Science and Technology*, 1990. 24: 654-661

[MSDS] *Material Safety Data Sheet* [Internet]. 2003. Clariant, Union européenne. *Safety data sheet in accordance with 2001/58/EC Nylosan Green N-GL*.

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques. 2004. *Emission Scenario Document on Plastics Additives* [Internet]. Direction environnement, santé et sécurité, Paris (France). [15 décembre 2007]. [http://www.olis.oecd.org/olis/2004doc.nsf/LinkTo/NT0000451A/\\$FILE/JT00166678.PDF](http://www.olis.oecd.org/olis/2004doc.nsf/LinkTo/NT0000451A/$FILE/JT00166678.PDF)

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques. 2006. *Draft Emission Scenario Document on Transport and Storage of Chemicals. Prepared by the Environment Agency* (Royaume-Uni). Offert sur demande par la Division des substances existantes, Environnement Canada, Ottawa, K1A 0H3.

Pagga, U., et Brown, D. 1986. The degradation of dyestuffs: Part II behaviour of dyestuffs in aerobic biodegradation tests. *Chemosphere* 15(4): 478-491.

Perrin, D.D., Dempsey, B., Serjeant, E.P. 1981. *pKa prediction for organic acids and bases*. 1981, Chapman and Hall: Londres, Grande-Bretagne.

Sandoz Chemicals LTD. Muttentz (Suisse). 1977. Étude fournie par Clariant Canada et disponible dans [MSDS] *Material Safety Data Sheet* [Internet]. 2006. Clariant, Union européenne. *Safety data sheet in accordance with 2001/58/EC Lanasy Blue F-L 150, CAS RN 4474-24-2*.

Santé Canada. Aperçu ayant pour but de contribuer à l'application du *Règlement sur les renseignements concernant les substances nouvelles* adopté en vertu de la *Loi canadienne sur la protection de*

l'environnement. Produit par les associations canadiennes affiliées de l'ETAD. Juillet 1995. Rapport du 21 juillet 1995.

Santé Canada. 1994. « *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* ». *Évaluation des risques pour la santé des humains des substances d'intérêt prioritaire*. Santé Canada, Ottawa (Ontario). ISBN 0-662-22126-5.

http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/contaminants/existsub/approach/approach_e.pdf

Santé Canada. 1998. *Exposure factors for assessing total daily intake of priority substances by the general population of Canada*. Rapport non publié. Direction de l'hygiène du milieu, Santé Canada, Ottawa, (Ontario).

[SPIN] *Substances in Preparations in Nordic Countries* [base de données d'Internet]. 2006. Conseil des ministres des pays nordiques, Copenhague (Danemark). [Cité en mars 2006.] <http://195.215.251.229/Dotnetnuke/Home/tabid/58/Default.aspx>

[TOPKAT] *Toxicity Prediction Program* [Internet]. 2004. Version 6.2. Accelrys Software Inc., San Diego (Californie). [23 janvier 2008.] <http://www.accelrys.com/products/topkat/index.html>

Annexe I – Sommaire rigoureux d'études

Formulaire et directives du sommaire rigoureux d'études : Ti aquatiques				
N°	Point	Pondération	Oui/Non	Préciser
1	Référence : BMG Engineering AG.1996. Titre de l'étude : Sandlan Green MF-BL: 96-hour Acute Toxicity to Poecilia reticulata (Guppy). Numéro du rapport 512-96. Produit par BMG Engineering AG en décembre 1996, Zurich, Suisse.			
2	Identité de la substance : n° de CAS	s. o.		125351-99-7
3	Identité de la substance : nom(s) chimique(s)	s. o.		Sandolan Gruen MF-BL
4	Composition chimique de la substance	2		
5	Pureté chimique	1	O	
6	Indication de la persistance/stabilité de la substance en milieu aquatique?	1	O	
Méthode				
7	Référence	1	O	
8	Méthode normalisée de l'OCDE, de l'UE, nationale ou autre?	3	O	OCDE 203
9	Justification de la méthode ou du protocole non normalisé utilisé, le cas échéant	2		
10	BPL (Bonnes pratiques de laboratoire)	3	N	Bonnes pratiques scientifiques
Organisme d'essai				
11	Identité de l'organisme : nom	s. o.		<i>poecilia reticulata</i>
12	Indication du nom latin ou des deux noms (latin et commun)	1	O	
13	Indication de l'âge ou stade biologique de l'organisme d'essai	1	O	
14	Longueur et/ou poids	1	O	
15	Sexe	1		
16	Nombre d'organismes par répétition	1	O	7
17	Charge en organismes	1	N	
18	Type de nourriture et périodes d'alimentation au cours de la période d'acclimatation	1	O	
Conception et conditions des essais				
19	Type d'essai (aigu ou chronique)	s. o.		aigu
20	Type d'expérience (laboratoire ou sur le terrain)	s. o.		laboratoire
21	Voies d'exposition (nourriture, eau, les deux)	s. o.		eau
22	Durée de l'exposition	s. o.		96 heures
23	Témoins négatifs ou positifs (préciser)	1	O	négatif
24	Nombre de répétitions (y compris les témoins)	1	N	
25	Indication des concentrations nominales?	1	O	5
26	Indication des concentrations mesurées?	3	N	

27	Type de nourriture et périodes d'alimentation durant les essais à long terme	1		
28	Les concentrations ont-elles été mesurées périodiquement (particulièrement dans l'essai chronique)?	1	N	
29	Les conditions du milieu d'exposition pertinentes pour la substance sont-elles indiquées (p. ex. : pour la toxicité des métaux - pH, COD/COT, dureté de l'eau, température)?	3	O	
30	Photopériode et intensité de l'éclairage	1	O	
31	Préparation de solutions mères et de solutions d'essai	1	O	
32	Un agent émulsionnant ou stabilisant a-t-il été employé si la substance était peu soluble ou instable?	1		
33	Si un agent émulsionnant ou stabilisant a été employé, sa concentration a-t-elle été indiquée?	1		
34	Si un agent émulsionnant ou stabilisant a été employé, son écotoxicité a-t-elle été indiquée?	1		
35	Intervalles de surveillance analytique	1	O	
36	Utilisation de méthodes statistiques	1	N	
Renseignements d'intérêt pour la qualité des données				
37	Le paramètre était-il causé directement par la toxicité du produit chimique et non par la santé de l'organisme (p. ex., lorsque la mortalité dans le témoin était supérieure à 10 %) ou les effets physiques (p. ex., l'effet d'ombrage)?	s. o.	O	
38	L'organisme d'essai convient-il à l'environnement canadien?	3	O	
39	Les conditions d'essai (pH, température, OD, etc.) sont-elles typiques pour l'organisme d'essai?	1	O	
40	Le type et la conception du système (statique, semi-statique, dynamique; ouvert ou fermé; etc.) correspondent-ils aux propriétés de la substance et à la nature ou aux habitudes de l'organisme?	2	O	statique
41	Le pH de l'eau d'essai était-il dans la plage des valeurs typiques de l'environnement canadien (6 à 9)?	1	O	
42	La température de l'eau d'essai était-elle dans la plage des valeurs typiques de l'environnement canadien (5 à 27 °C)?	1	O	
43	La valeur de la toxicité était-elle inférieure à la solubilité de l'eau	3	O	
Résultats				
44	Valeurs de la toxicité (préciser le paramètre et la valeur)	s. o.	s. o.	CL50=14,3mg/l
45	Indication d'autres paramètres – p. ex., FBA/FBC, CMEO/CSEO (préciser)?	s. o.		CSEO=8mg/l
46	Indication d'autres effets nocifs (p. ex., cancérogénicité, mutagénicité)?	s. o.		
47	Résultat ... %			75,0

48	Code de fiabilité d'EC :	2
49	Catégorie de fiabilité (élevée, satisfaisante, faible) :	Confiance satisfaisante
50	Commentaires	