

Évaluation préalable pour le Défi concernant le

**diacétate de 3-benzamido-4-
[(*p*-nitrophényl)azo]phényliminodiéthyle**

**Numéro de registre du Chemical Abstracts Service
29765-00-2**

**Environnement Canada
Santé Canada**

Août 2009

Synopsis

Conformément à l'article 74 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (1999) [LCPE (1999)], les ministres de l'Environnement et de la Santé ont effectué une évaluation préalable du diacétate de 3-benzamido-4-[(*p*-nitrophényl)azo]phényliminodiéthyle (BANAP), dont le numéro de registre du Chemical Abstracts Service est le 29765-00-2. Une priorité élevée a été accordée à l'évaluation préalable de cette substance inscrite au Défi, parce qu'elle répondait aux critères environnementaux de la catégorisation écologique relatifs à la persistance, au potentiel de bioaccumulation et à la toxicité intrinsèque pour les organismes non humains et parce que l'on croit qu'elle est commercialisée au Canada.

L'évaluation des risques que présente le BANAP pour la santé humaine n'a pas été jugée hautement prioritaire à la lumière des résultats fournis par les outils simples de détermination du risque d'exposition et du risque pour la santé élaborés par Santé Canada aux fins de la catégorisation des substances figurant sur la *Liste intérieure*. Par conséquent, la présente évaluation est axée sur les renseignements utiles à l'évaluation des risques pour l'environnement.

Le BANAP est un composé organique utilisé au Canada et dans d'autres pays comme colorant rouge, surtout dans l'industrie textile. Il n'est pas produit naturellement dans l'environnement. Une entreprise a rapporté importer 875 kg de BANAP en 2006 et entre 1 001 à 100 000 kg ont été importés au Canada en 2005. Compte tenu de la quantité de BANAP importée au Canada et des utilisations de cette substance qui pourraient contribuer à sa dispersion, on croit qu'elle peut être libérée dans l'environnement canadien.

Selon les modes d'utilisation signalés et certaines hypothèses, la plus grande partie de cette substance devrait être rejetée dans des sites d'élimination des déchets, mais on estime qu'une proportion significative est rejetée dans les eaux usées (14,8 %). On croit que le BANAP n'est ni soluble dans l'eau, ni volatil, mais qu'il devrait se déplacer vers les particules à cause de son caractère hydrophobe. Ainsi, après son rejet dans l'eau, cette substance devrait se répartir principalement dans les sédiments et, dans une moindre mesure, dans les sols agricoles amendés avec des boues d'égout. Le BANAP ne devrait pas se retrouver en quantités significatives dans d'autres milieux, et il est peu probable qu'il fasse l'objet de transport atmosphérique à grande distance.

Compte tenu de ses propriétés physiques et chimiques, on croit que le BANAP est persistant dans l'environnement (dans l'eau, les sédiments et le sol). Toutefois, selon de nouvelles données expérimentales sur le potentiel de bioaccumulation d'un composé analogue à structure relativement semblable, on croit que ce colorant présente un faible potentiel d'accumulation dans les tissus lipidiques des organismes. Il satisfait donc aux critères de persistance, mais non aux critères de bioaccumulation, établis dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*. De plus, les données expérimentales sur la toxicité d'un composé analogue permettent de croire que de faibles concentrations de cette substance n'ont pas d'effets nocifs chez les organismes aquatiques.

Aux fins de la présente évaluation préalable, on a retenu deux scénarios d'exposition prudents selon lesquels le BANAP a été rejeté dans le milieu aquatique par une installation industrielle qui en utilise et aussi en raison de l'utilisation de produits de consommation qui en contiennent. Dans les deux cas, les concentrations environnementales estimées pour l'eau étaient inférieures à la concentration sans effet estimée pour les organismes aquatiques sensibles.

Cette substance s'inscrira dans la prochaine mise à jour de l'inventaire de la *Liste intérieure*. De plus, des activités de recherche et de surveillance viendront, le cas échéant, appuyer la vérification des hypothèses formulées au cours de l'évaluation préalable.

D'après les renseignements disponibles, il est proposé de conclure que le BANAP ne remplit aucun des critères de l'article 64 de la LCPE (1999).

Introduction

La *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* [LCPE (1999)] (Canada, 1999) exige que les ministres de l'Environnement et de la Santé procèdent à une évaluation préalable des substances qui répondent aux critères de catégorisation énoncés dans la *Loi*, afin de déterminer si elles présentent ou sont susceptibles de 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 pour les organismes aquatiques (Ti), et que l'on croit être commercialisées au Canada, ou;
- 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 des classifications qui ont été établies par d'autres organismes nationaux ou internationaux concernant leur cancérogénicité, leur génotoxicité ou leur toxicité pour le développement ou 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, 2006a), dans lequel ils priaient l'industrie et les autres parties intéressées 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 les meilleures pratiques de gestion des risques et de bonne gestion des produits pour ces substances d'importance prioritaire.

On a décidé d'accorder une attention hautement prioritaire à l'évaluation des risques pour l'environnement du BANAP, car cette substance a été jugée persistante, bioaccumulable et intrinsèquement toxique pour les organismes aquatiques et il semble qu'elle est commercialisée au Canada. Le volet du Défi portant sur cette substance a été publié dans la *Gazette du Canada* le 16 février 2008 (Canada, 2008). 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. Des renseignements relatifs à la bioaccumulation, à la toxicité (analogues) et aux utilisations de la substance ont été communiqués en réponse au Défi.

Même si l'évaluation des risques que présente le BANAP 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* :

- « [...] 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.

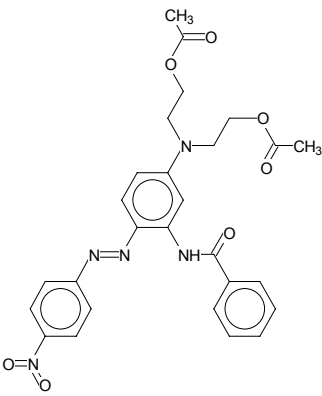
La présente évaluation préalable prend en considération tous les nouveaux renseignements sur les propriétés chimiques, les dangers, les utilisations et l'exposition fournis dans le cadre du Défi. Les données pertinentes pour l'évaluation préalable de cette substance ont été trouvées dans des publications originales, des examens des documents, des rapports de recherche de parties intéressées et d'autres documents consultés lors de recherches documentaires menées récemment, jusqu'en octobre 2008. Les principales études ont fait l'objet d'une évaluation rigoureuse et en général, seuls les résultats des études de qualité élevée ont été utilisés dans la formulation des conclusions, même si les résultats des autres études et modélisations peuvent avoir été pris en compte dans l'établissement du poids de la preuve. Lorsqu'ils étaient disponibles et pertinents, les renseignements présentés dans l'évaluation des dangers provenant d'autres instances ont également été utilisés. L'évaluation préalable n'est 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 elle intègre les résultats d'autres programmes exécutés par ces ministères. Cette évaluation préalable a fait l'objet d'une étude consignée par des pairs. Bien que des commentaires externes aient été pris en considération, Santé Canada et Environnement Canada assument la responsabilité du contenu final et des résultats de l'évaluation préalable. De plus, une version provisoire de la présente évaluation préalable a fait l'objet d'une consultation publique de 60 jours. Les méthodes utilisées dans les évaluations préalables du Défi ont été examinées par un Groupe consultatif du Défi indépendant. 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 diacétate de 3-benzamido-4-[(p-nitrophényl)azo]phényliminodiéthyle- est appelée BANAP. Le tableau 1 présente des données sur l'identité de la substance.

Tableau 1. Identité de la substance

Numéro de registre du Chemical Abstracts Service (n° CAS)	29765-00-2
Nom dans la LIS	Diacétate de 3-benzamido-4-[(p-nitrophényl)azo]phényliminodiéthyle
Noms dans les inventaires¹	<i>Benzamide, N-[5-[bis[2-(acetyloxy)ethyl]amino]-2-[(4-nitrophenyl)azo]phenyl]- (TSCA, DSL, AICS, PICCS, ASIA-PAC)</i> <i>Diacétate de 3-benzamido-4-[(p-nitrophényl)azo]phényliminodiéthyle (EINECS)</i> <i>C.I. DISPERSE RED 135-MONOAZO (PICCS)</i>
Autres noms	<i>2-(4-Nitrophenylazo)-5-[N,N-bis(acetoxyethyl)amino]benzanilide; 5'-[bis(2-hydroxymethyl)amino]-2'-[(p-nitrophenyl)azo]benzanilide, diacetate (ester); benzanilide, 5'-[bis(2-hydroxyethyl)amino]-2'-[(p-nitrophenyl)azo]-, diacetate (ester); N-[2-[(4-nitrophenyl)azo]-5-[N,N-bis(2-acetoxyethyl)amino]phenyl]benzamide</i>
Groupe chimique	Produits chimiques organiques définis
Sous-groupe chimique	Azophényles; phénylbenzamides; colorant azoïque
Formule chimique	C ₂₇ H ₂₇ N ₅ O ₇
Structure chimique	
SMILES²	<chem>O=C(OCCN(c(ccc(N=Nc(ccc(N(=O)(=O))c1)c1)c2NC(=O)c(cccc3)c3)c2)CCOC(=O)C</chem>
Masse moléculaire	533,55 g/mol

¹ NCI 2006 : AICS (inventaire australien des substances chimiques); ASIA-PAC (listes des substances de l'Asie-Pacifique); EINECS (inventaire européen des substances chimiques commercialisées existantes);

PICCS (inventaire des produits et substances chimiques des Philippines); TSCA (Toxic Substances Control Act).

² Simplified Molecular Line Input Entry System

Propriétés physiques et chimiques

Aucune donnée expérimentale n'est disponible pour le BANAP. Lors de l'atelier sur les modèles de relations quantitatives structure-activité (RQSA), parrainé par Environnement Canada en 1999 (Environnement Canada, 2000), des experts en modélisation ont reconnu qu'il est « difficile de modéliser » de nombreuses classes structurales de colorants et de pigments avec le modèle RQSA. Les propriétés physiques et chimiques de nombreuses classes structurales de teintures et de pigments (y compris les colorants acides et dispersés) se prêtent mal à la prévision modélisée, 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, on vérifie au cas par cas le domaine d'applicabilité des modèles RQSA pour déterminer leur utilité potentielle. En général, on considère que l'utilisation des modèles RQSA ne convient pas à la prévision des propriétés physiques et chimiques du BANAP. Par conséquent, des substances analogues ont été identifiées et l'on a utilisé des données déduites à partir d'analogues pour la détermination des propriétés physique et chimiques approximatives données au tableau 2. Ces propriétés ont été utilisées par la suite pour d'autres modélisations et éléments d'information au cours de cette évaluation.

Un analogue est une substance chimique de structure similaire à la substance évaluée, qui devrait donc présenter des propriétés physiques et chimiques, un comportement dans l'environnement et/ou une toxicité similaires. Les données expérimentales pour un paramètre donné d'une substance analogue, lorsqu'elles existent, peuvent être utilisées directement ou après ajustement comme une estimation de la valeur du paramètre pour la substance en cours d'évaluation.

Pour trouver des analogues acceptables, un examen des données relatives à plusieurs colorants azoïques dispersés a été réalisé. (Anliker *et al.*, 1981; Anliker et Moser, 1987; Baughman et Perenich, 1988; DGATE, 1995; Brown, 1992; Yen *et al.*, 1989, Sijm *et al.*, 1999). Ces composés conviennent comme analogues en raison de leurs analogies structurales avec le BANAP et d'autres caractéristiques importantes communes avec cette substance. Ces propriétés sont, entre autres, celles qui ont un effet sur leur devenir environnemental, comme un poids moléculaire élevé (généralement supérieur à 300 g/mol), un diamètre transversal similaire (1,37 à 2,05 nm), des structures particulières solides, la décomposition à une température supérieure à 74 °C (jusqu'à 240 °C) et la « dispersibilité » dans l'eau (c'est-à-dire pas entièrement solubles). La présence d'un groupement éthanolamine sur le colorant azoïque vise à augmenter la dispersibilité dans l'eau (Bomberger et Boughton, 1984). De plus, ils sont peu solubles dans le n-octanol, leur pression de vapeur est négligeable et ils sont stables dans des conditions environnementales normales, comme ils ont été conçus.

Le tableau 2 présente les valeurs expérimentales et modélisées des propriétés physiques et chimiques des substances analogues au BANAP qui se rapportent à son devenir dans l'environnement. Aucune valeur expérimentale n'a été trouvée pour le BANAP.

Tableau 2. Propriétés physiques et chimiques du BANAP et des analogues chimiques pertinents

Propriété	Type ¹	Valeur	Température (°C)	Références
État physique		Poudre		Canada, 2008
Point de fusion ² (°C)	données déduites à partir d'analogues des colorants azoïques dispersés	117 à 175		Anliker et Moser, 1987
		74-236		Baughman et Perenich, 1988
	substance analogue : Disperse Blue 79	157		PhysProp, 2006
	substance analogue : Disperse Blue 79:1	≥ 138 - 153		Sandoz Chemicals 1989, Yen <i>et al.</i> 1989
Point d'ébullition ³ (°C)	s.o.			
Masse volumique (kg/m ³)	n.d.			
Pression de vapeur (Pa)	substance analogue : Disperse Blue 79	4,53 x 10 ⁻⁷		Clariant, 1996
	données déduites à partir d'analogues des colorants azoïques dispersés	5,33 x (10 ⁻¹² à 10 ⁻⁵) (4 x 10 ⁻¹⁴ à 4 × 10 ⁻⁷ mm Hg)	25	Baughman et Perenich, 1988
Constante de la loi de Henry (Pa m ³ /mol)	données déduites à partir d'analogues ⁴	10 ⁻⁸ à 10 ⁻¹ (10 ⁻¹³ à 10 ⁻⁶ atm m ³ /mol)		Baughman et Perenich, 1988
Log K _{oc} (coefficient de partage octanol-eau) [sans dimension]	substance analogue : Disperse Blue 79:1	4,44; 4,8		Sijm <i>et al.</i> 1999, Yen <i>et al.</i> 1989
	substance analogue : Disperse Blue 79	4,1; 4,3		Clariant, 1996; Brown, 1992

Propriété	Type ¹	Valeur	Température (°C)	Références
	données déduites à partir d'analogues des colorants azoïques dispersés	1,79 à 5,1		Baughman et Perenich, 1988
	données déduites à partir d'analogues des colorants azoïques dispersés	> 2 - 5,1		Anliker <i>et al.</i> 1981; Anliker et Moser, 1987
	substance analogue : Disperse Blue 79:1	4,44; 4,8		Sijm <i>et al.</i> 1999, Yen <i>et al.</i> 1989
	substance analogue : Disperse Orange 30	4,2		Brown, 1992
Log K _{co} (coefficient de partage carbone organique) [sans dimension]	données déduites à partir d'analogues ou calculées ⁵	3,4 à 4,2		Baughman et Perenich, 1988
Solubilité dans l'eau (mg/L)	données déduites à partir d'analogues des colorants azoïques dispersés	< 0,01		Anliker et Moser, 1987
		1,2 × 10 ⁻⁵ à 35,5 (4 × 10 ⁻¹¹ à 1,8 × 10 ⁻⁴ mol/L)		Baughman et Perenich, 1988
		très peu soluble dans l'eau		ETAD, 1995
	substance analogue : Disperse Blue 79	0,000938; 0,0054; 0,02	15 - 25	Baughman et Perenich 1988, Clariant 1996, Brown 1992
	substance analogue : Disperse Blue 79:1	0,0052; 0,022	25	Baughman et Perenich 1988, Sijm <i>et al.</i> 1999

Propriété	Type ¹	Valeur	Température (°C)	Références
	substance analogue : Disperse Orange 30	0,07		Brown, 1992
Solubilité dans le n-octanol (mg/L)	données déduites à partir d'analogues des colorants azoïques dispersés	81 - 2 430	20	Anliker et Moser, 1987
pK _a (constante de dissociation) [sans dimension]	Modélisé	12,6 sous forme d'acide 1,95 sous forme de base		ACD/pK _a DB, 2005

¹ Ces valeurs extrapolées qu'on a utilisées pour le BANAP sont basées sur des renseignements concernant les colorants dispersés qui ont été fournis à Environnement Canada en vertu du *Règlement sur les renseignements concernant les substances nouvelles* (ETAD, 1995) et sur des renseignements concernant d'autres colorants dispersés analogues tirés d'ouvrages spécialisés.

² On utilise l'expression « point de fusion », mais il serait plus exact de parler de point de décomposition; en effet, il est du domaine connu qu'à des températures élevées (supérieures à 200 °C) les colorants dispersés ne fondent pas, mais se carbonisent.

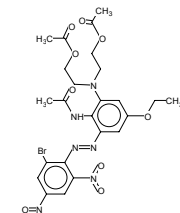
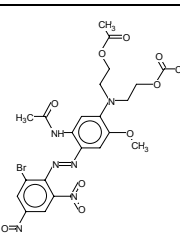
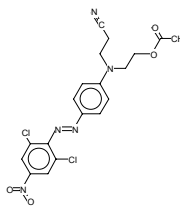
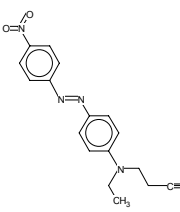
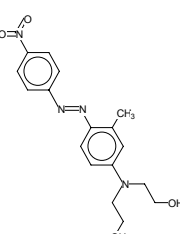
³ En général, la notion de point d'ébullition ne s'applique pas aux colorants dispersés. Dans le cas des colorants en poudre, on observe, à température élevée, une carbonisation ou une décomposition de la substance plutôt qu'une ébullition. Pour ce qui est des liquides et des pâtes colorantes, on observe l'ébullition du solvant seulement, alors que le composant solide qui ne s'est pas évaporé se décompose ou se carbonise (ETAD, 1995).

⁴ Les valeurs de solubilité de plusieurs colorants dispersés à 25 °C et à 80 °C ont été utilisées par Baughman et Perenich (1988) pour calculer les constantes de la loi de Henry de ces colorants. Nous donnons une plage de valeurs pour signifier que la constante de la loi de Henry prévue, en ce qui concerne le BANAP, se situe dans cette gamme.

⁵ Les valeurs du log K_{oc} sont fondées sur les calculs que Baughman et Perenich (1988) ont réalisés en utilisant une gamme de valeurs de solubilité mesurées pour des colorants commerciaux, à un point de fusion supposé de 200 °C.

Les colorants azoïques dispersés analogues du BANAP sont présentés dans le tableau 3 ci-après. Certaines des propriétés physiques et chimiques (voir le tableau 2), les données empiriques sur la bioaccumulation (voir le tableau 6) ainsi que les données empiriques sur la toxicité (voir le tableau 7) de ces analogues ont été utilisées pour établir le poids de la preuve et pour appuyer les propositions de décision présentées dans cette ébauche d'évaluation préalable. Plus précisément, les données ont été obtenues pour les analogues structuraux suivants : le Disperse Blue 79, le Disperse Blue 79:1, le Disperse Orange 30, le Disperse Red 17, le Disperse Red 73, le Disperse Orange 25 et le Disperse Yellow 3 (tableau 3a).

Tableau 3a. Analogues structuraux pour le Disperse Red 167

	N° CAS	Nom commun	Nom dans la LIS ¹	Structure chimique de l'analogue	Données empiriques disponibles
i.	12239-34-8	Disperse Blue 79	Diacétate de 2,2'-[[5-acétamido-4-(2-bromo-4,6-dinitrophényl)azo]-2-éthoxyphényl]imino]diéthyle		Point de fusion, pression de vapeur, log k_{oe} , solubilité dans l'eau, toxicité de cette substance pour les organismes aquatiques
ii.	3618-72-2	Disperse Blue 79:1	Diacétate de 2,2'-{[5-acétamido-4-(2-bromo-4,6-dinitrophénylazo)-2-méthoxyphényl]imino} diéthyle		Point de fusion, log K_{oe} , solubilité dans l'eau, toxicité aquatique
iii.	5261-31-4	Disperse Orange 30	Acétate de 2-[N-(2-cyanoéthyl)-4-(2,6-dichloro-4-nitrophényl)azo]anilino]éthyle		Solubilité dans l'eau, bioaccumulation, toxicité aquatique
iv.	31482-56-1	Disperse Orange 25	Propanenitrile, 3-(Ethyl(4-(4-nitrophényl)azo)phényl)amino)-		Toxicité aquatique
v.	3179-89-3	Disperse Red 17	2,2'-((3-méthyl-4-(2-(4-nitrophényl)diazenyl)phényl)imino)biséthanol		Toxicité aquatique

vi.	16889-10-4	Disperse Red 73	2-({4-[(2-Cyanoéthyl)(2-phényléthyl)amino]phényl}azo)-5-nitrobenzonitrile		Toxicité aquatique
vii.	2832-40-8	Disperse Yellow 3	(Hydroxy-2-méthyl-5-phényl)azo-4-acétanilide		Toxicité pour les organismes aquatiques

Il faut souligner que l'on dénombre diverses incertitudes liées à l'utilisation des données disponibles sur les propriétés physiques et chimiques, la toxicité et la bioaccumulation des substances qui apparaissent dans le tableau 3a. Toutes ces substances appartiennent à la même classe chimique, soit celle des colorants azoïques dispersés (caractérisés par une liaison azoïque) et sont utilisées à des fins industrielles similaires. Toutefois, ces substances présentent des différences liées à leur groupement fonctionnel propre (voir le tableau 3b ci-dessous) et à certaines valeurs de la taille moléculaire (particulièrement pour le Disperse Orange 25, le Disperse Red 17 et 67). Il en découle que ces analogues ont des valeurs empiriques de solubilité dans l'eau qui varient de plus de quatre ordres de grandeur, soit dans une plage allant de 10^{-5} à 0,07 mg/L. En raison de cette variabilité, il convient d'appliquer avec prudence les valeurs des analogues au BANAP. Il serait préférable d'utiliser la valeur empirique de solubilité dans l'eau et le log K_{oc} propres au BANAP qui n'ont pas été établis à l'heure actuelle. Néanmoins, les données déduites à partir d'analogues sont fournies afin d'être prises en compte dans l'établissement du poids de la preuve pour cette substance.

Tableau 3b. Comparaison des analogues structuraux et du BANAP

	N° CAS	Nom commun	Masse moléculaire (g/mol)	Similarité structurale ¹ (%)	Diamètre transversal minimum et maximum (nm) ²
i.	12239-34-8	Disperse Blue 79	639,42	79,29	1,69 - 2,045
ii.	3618-72-2	Disperse Blue 79:1	625,39	77,0	1,42 - 2,03
iii.	5261-31-4	Disperse Orange 30	450,28	67,42	1,75 - 1,98
iv.	31482-56-1	Disperse Orange 25	323,35	-	1,37 - 1,95
v.	3179-89-3	Disperse Red 17	344,36	64,02	1,41 - 1,86
vi.	16889-10-4	Disperse Red 73	348,36	-	1,31 - 1,93
vii.	2832-40-8	Disperse Yellow 3	269,31	s.o.	1,59 - 1,70

¹ De ChemID Plus 2008, dictionnaire en ligne et base de données sur les structures chimiques géré par la Bibliothèque nationale de médecine. s.o. indique que la base de données ne contient aucun renseignement.

² CPOP (2008)

Sources

Le BANAP n'est pas produit naturellement dans l'environnement.

Une enquête menée auprès de l'industrie en 2005 et 2006 par le truchement d'avis publiés dans la *Gazette du Canada*, conformément à l'article 71 de la LCPE (1999), a permis de recueillir des renseignements récents (Canada, 2006b et 2008). Comme le précisaient ces avis, l'enquête visait à recueillir des données sur la fabrication et l'importation de la substance au Canada. En 2006, on demandait également de fournir des données sur les quantités de BANAP utilisées.

Aucune activité de fabrication du BANAP n'a été déclarée au cours de l'année civile 2006 en quantité supérieure au seuil de déclaration de 100 kg/an. Toutefois, une entreprise canadienne a déclaré avoir importé 875 kg de BANAP au Canada en 2006 (Canada, 2008). Toutefois, une entreprise canadienne a déclaré avoir importé et utilisé 875 kg de BANAP au Canada en 2006 (Canada, 2008). Aucune entreprise n'a déclaré avoir utilisé plus de 1 000 kg de BANAP au total (seul, dans un mélange, dans un produit ou dans un article fabriqué), à n'importe quelle concentration en 2006. Bien qu'elle ne réponde pas aux exigences obligatoires de déclaration, une entreprise a manifesté son intérêt pour cette substance à l'aide du formulaire *Déclaration des parties intéressées* relatif à l'avis émis en vertu de l'article 71 de 2006 (Canada, 2008).

Aucune activité de fabrication du BANAP n'a été déclarée au cours de l'année civile 2005 en quantité supérieure au seuil de déclaration de 100 kg/an. Cependant, une entreprise a déclaré avoir importé entre 1 001 et 100 000 kg de BANAP au Canada en 2005 (Canada, 2006a).

Lors de l'élaboration de la *Liste intérieure* (LIS), la quantité déclarée comme ayant été fabriquée, importée ou commercialisée au Canada au cours de l'année civile 1986 était de 1 100 kg (Environnement Canada, 1988).

En Europe, le BANAP se classe dans la catégorie des substances existantes, mais il ne figure pas sur les listes de substances produites en petite ou en grande quantités (ESIS, 2008). Le volume de production du BANAP aux États-Unis se situait entre 10 000 et 500 000 livres par année en 1986, 1990, 1994, 1998 et 2002 (US EPA, 2007). Selon la base de données des pays nordiques sur les substances dans les préparations (SPIN), le BANAP a également été utilisé en Suède de 1999 à 2006 (SPIN, 2008).

Utilisations

Des renseignements sur l'utilisation du BANAP ont été obtenus dans le cadre de l'enquête menée en 2006 en vertu de l'article 71 de la LCPE (1999) (Canada, 2008). L'entreprise ayant importé du BANAP cette année-là a indiqué que son activité commerciale était la fabrication de produits chimiques et qu'elle avait utilisé le produit comme colorant (Canada, 2008).

Les codes d'utilisation suivants de la LIS ont été indiqués pour la substance dans le cadre de l'inscription sur la LIS (1984 à 1986) : « Colorant – pigment/teinture/encre », « Textile, fabrication primaire » et « Textile, produit » (Environnement Canada, 1988).

Rejets dans l'environnement

Outil de débit massique

Pour estimer les rejets potentiels de la substance dans l'environnement à différentes étapes de son cycle de vie, l'outil de mesure du débit massique a été créé (Environnement Canada, 2008a). Les données empiriques sur les rejets de substances particulières dans l'environnement sont rarement disponibles. On estime donc, pour chaque type d'utilisation de la substance connue, la proportion et la quantité des rejets dans les différents milieux naturels, ainsi que la proportion de la substance qui est transformée chimiquement ou envoyée dans des lieux d'élimination des déchets. À moins qu'on ne possède des données spécifiques sur le volume réel ou potentiel des rejets provenant des sites d'enfouissement et des incinérateurs, l'outil de débit massique ne permet pas de quantifier les rejets à partir de ces sources.

Les hypothèses et les paramètres d'entrée utilisés pour faire les estimations des rejets sont fondés sur des renseignements obtenus de diverses sources dont les réponses aux enquêtes menées conformément à la réglementation, les données de Statistique Canada, les sites Web des fabricants et, les bases de données et documents techniques. Ce qui est particulièrement pertinent, ce sont les facteurs d'émission, généralement exprimés en fraction d'une substance rejetée dans l'environnement, notamment durant sa fabrication, sa transformation et son utilisation associées aux procédés industriels. Ces données découlent notamment de documents sur des scénarios d'émissions, souvent élaborés sous les auspices de l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE), et d'hypothèses par défaut utilisées par différents organismes internationaux de réglementation des produits chimiques. Il est à noter que le degré d'incertitude associé à la masse de la substance en circulation et à la quantité rejetée dans l'environnement augmente généralement vers la fin du cycle de vie.

Selon les données de Statistique Canada et une analyse réalisée par Industrie Canada (2008), le BANAP pourrait être importé dans des articles manufacturés. Le rapport de textiles fabriqués au Canada et importés de 30/70 a été utilisé pour estimer la quantité de teinture importée dans les textiles (Environnement Canada, 2008b). Cette quantité importée a été incluse dans les calculs de l'outil de débit massique ainsi que dans les scénarios d'exposition plus détaillés.

Tableau 4. Estimation des rejets et des pertes de BANAP dans les milieux naturels, de sa transformation chimique et des quantités transférées aux lieux d'élimination des déchets au moyen de l'outil de débit massique

Devenir	Proportion massique (%) ¹	Principale étape du cycle de vie ²
Rejets dans les milieux récepteurs :		
Dans le sol	0,0	s.o. ³
dans l'air	0,0	s.o.
dans les égouts ⁴	14,8	Formulation, utilisation par les consommateurs
Transformation chimique	0,0	s.o.
Envoi dans des lieux d'élimination des déchets (p. ex. enfouissement, les incinérateurs)	85,2	Formulation, élimination des déchets

¹ Pour le BANAP, on s'est appuyé sur des documents de l'OCDE portant les scénarios d'émission afin d'estimer les rejets et la répartition de la substance dans l'environnement, comme le montre ce tableau sommaire : OCDE 2004; OCDE 2007. Les valeurs présentées pour les rejets dans les milieux naturels ne tiennent pas compte des mesures de limitation des rejets qui peuvent être en place à certains endroits (p. ex. : l'élimination partielle des polluants dans les usines de traitement des eaux usées). Certaines hypothèses découlant de ces estimations sont résumées dans Environnement Canada, 2008b.

² Étapes applicables : production; formulation; utilisation industrielle; utilisation par les consommateurs; durée de vie utile de l'article ou du produit; élimination des déchets.

³ Sans objet

⁴ Eaux usées avant toute forme de traitement

Les résultats indiquent que le BANAP pourrait être largement décelé dans les sites de gestion de déchets (85,2 %), en raison de l'élimination définitive des articles manufacturés qui en contiennent. Les calculs réalisés à l'aide de l'outil de débit massique ne permettent pas de représenter quantitativement les rejets de la substance dans l'environnement à partir de lieux d'élimination des déchets (comme les sites d'enfouissement et les incinérateurs) à moins de disposer de données spécifiques sur le taux ou le potentiel de rejet de cette substance. Or, on n'a trouvé aucune information à cet effet sur le BANAP. Une petite fraction de déchets solides est incinérée, ce qui devrait causer une transformation de la substance. D'après les renseignements contenus dans les documents de l'OCDE sur des scénarios d'émissions liées à la transformation et aux utilisations associées à ce type de substance, on estime que 14,8 % du BANAP peut être rejeté dans les égouts.

D'après ce qui précède, l'eau (égouts) est le milieu qui reçoit la plus grande partie de BANAP rejeté pendant la transformation des produits. On prévoit que la majeure partie de cette substance fixée dans les produits sera envoyée aux sites d'enfouissement aux fins d'élimination.

Devenir dans l'environnement

Selon les résultats obtenus à l'aide de l'outil de débit massique (tableau 4), la substance BANAP est susceptible d'être rejetée dans les effluents d'eaux usées pendant sa transformation industrielle et son utilisation. Les valeurs moyennes (4,2) de $\log K_{oc}$ et supérieures de $\log K_{co}$ (valeurs déduites à partir d'analogues de 3,4 à 4,2) [voir le tableau 2] indiquent que cette substance pourrait avoir une affinité pour les solides. Toutefois, le $\log K_{co}$ est une valeur calculée (voir la note 3 du tableau 2), et le potentiel d'adsorption sur les structures particulières solides des colorants n'est généralement pas bien compris; par conséquent, le degré d'adsorption du BANAP est incertain.

Le BANAP devrait être le plus souvent trouvé dans les sédiments ou le sol. Il ne devrait pas être transporté dans l'atmosphère sur de grandes distances.

Le BANAP ne devrait pas subir une biodégradation rapide (voir le tableau 5 ci-après). Au Canada, il pourrait être épandu non intentionnellement sur des sols agricoles et des terres de pâturage comme composant des boues activées, couramment utilisées pour fertiliser les sols. De plus, la substance pourrait être libérée des textiles teints qui se retrouvent dans les sites d'enfouissement.

En solution, le BANAP peut se comporter comme un acide ou comme une base. Avec un pK_a de l'acide jugé élevé (12,6) et un pK_a de la base jugé faible (1,95), le BANAP, lorsqu'il est dissous, ne devrait pas s'ioniser dans l'eau à des pH pertinents du point de vue de l'environnement. Comme plusieurs colorants azoïques dispersés analogues de cette substance ont montré une solubilité limitée dans l'eau (voir le tableau 2), le BANAP ne devrait être que peu soluble. Lorsqu'elle est rejetée dans l'eau, cette substance devrait se comporter comme une dispersion colloïdale en raison de sa faible solubilité prévue (Yen *et al.*, 1991). De ce fait, cette substance devrait se retrouver principalement sous forme solide ou être adsorbée sur les particules en suspension pour enfin se déposer sur les couches de sédiments où elle devrait demeurer sous une forme qui n'est relativement pas biodisponible. Dans leur étude, Yen *et al.* (1989) ont conclu que les colorants dispersés ont tendance à s'accumuler abondamment dans les sédiments et le biote, sauf s'ils se dégradent aussi vite qu'ils sont absorbés. Selon Razo-Flores *et al.*, (1997), les colorants azoïques finissent par se retrouver dans des sédiments anaérobies, dans des aquifères et dans l'eau souterraine en raison de leur nature récalcitrante dans le milieu aérobie. Yen *et al.* (1991) ont observé que certains analogues de colorants à base d'azobenzène étaient transformés dans les sédiments, en anaérobie, par hydrolyse et réduction, et ont conclu que la plupart des colorants azoïques sont peu susceptibles de persister dans les systèmes sédimentaires anaérobies. Dans les sédiments enfouis, le BANAP peut subir une dégradation, comme cela est décrit dans la rubrique suivante sur la persistance.

La vitesse de volatilisation à partir de l'eau est proportionnelle à la constante de la loi de Henry (Baughman et Perenich, 1988). La valeur négligeable à faible de la constante de la loi de Henry déduite à partir d'analogues (10^{-8} à 10^{-1} Pa m³/mol, tableau 2) ainsi que la

valeur négligeable à faible de la pression de vapeur déduite à partir d'analogues ($5,33 \times 10^{-12}$ à 10^{-5} Pa, tableau 2) indiquent que le BANAP est essentiellement non volatil. Par conséquent, il est peu probable que la volatilisation joue un rôle important comme voie de transport dans la perte de cette substance à partir des surfaces de sol humides et sèches ainsi qu'à partir des milieux aquatiques. Baughman et Perenich, (1988), indiquent également que la volatilisation ne joue pas un rôle important comme voie de transport dans la perte de colorant dispersé à partir des systèmes aquatiques. Ces données sont compatibles avec l'état physique (structure particulaire solide) du BANAP, état qui rend la substance peu sujette à la volatilisation.

Persistence et le potentiel de bioaccumulation

Persistence

Aucune donnée expérimentale sur la dégradation biologique du BANAP n'a été trouvée. 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. Des évaluations répétées de la biodégradabilité immédiate et intrinsèque à l'aide d'essais acceptés (les *Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques*) ont confirmé dans l'ensemble cette hypothèse (Pagga et Brown, 1986; DGATE, 1992). Étant donné la structure chimique du BANAP, rien ne permet de penser que sa biodégradation sera différente de la biodégradation des teintures décrite généralement (ETAD, 1995).

Il a été démontré que certains colorants azoïques dispersés connaissent une biodégradation anaérobie relativement rapide dans les sédiments qui se trouvent en profondeur dans le sol, où les conditions anoxiques persistent (Yen *et al.*, 1991; Baughman et Weber, 1994; Weber et Adams, 1995). Les colorants dispersés se répandent dans le système aquatique principalement par la dispersion de fines particules en suspension. Ces colorants finissent par s'accumuler dans les couches aérobies des sédiments de surface et sont réduits par l'enfouissement des sédiments. Le taux d'accumulation de sédiments et l'ampleur de la bioturbation varient d'un site à l'autre. De ce fait, il est très difficile de déterminer le temps passé par les colorants dans les couches de sédiments aérobies. Cependant, il est probable que dans plusieurs cas ce temps soit supérieur à 365 jours. Une fois dans un milieu anaérobie ou réducteur, les colorants azoïques peuvent se dégrader rapidement en constituants amines aromatiques de substitution, comme l'on démontré Yen *et al.* (1991) qui ont mesuré des valeurs de demi-vie de réduction de 2,9 heures à 2,0 jours pour les teintures à base d'azobenzène dans les sédiments compactés, à température ambiante. Toutefois, dans un milieu anoxique profond, le produit de la biodégradation ne devrait pas présenter un potentiel d'exposition élevé pour la majorité des organismes aquatiques, ni de préoccupation pour l'environnement.

Faute de données expérimentales sur la bioaccumulation du BANAP, une méthode du poids de la preuve reposant sur des RQSA (Environnement Canada, 2007) a été utilisée

avec les modèles de dégradation indiqués dans le tableau 5 ci-dessous. Bien que l'on anticipe un rejet de BANAP dans les eaux usées, son temps de résidence dans la colonne d'eau peut être court avant qu'il s'écoule finalement dans le dépôt sédimentaire en raison de sa faible solubilité et de son comportement comme dispersion colloïdale. Cependant, faute de données à ce sujet, la persistance a surtout été examinée à l'aide de modèle de prédiction RQSA sur la biodégradation dans l'eau. L'analyse suivante concerne principalement la partie de cette substance actuellement dissoute dans l'environnement, tout en tenant compte du fait qu'il est probable qu'une grande partie de cette substance soit dispersée sous la forme de particules solides. Le BANAP ne contient pas de groupement fonctionnel susceptible d'entreprendre une hydrolyse dans un milieu anaérobie (les colorants sont connus pour être stables dans les milieux aqueux). Le tableau 5 résume les résultats des modèles de prédiction RQSA disponibles sur la biodégradation dans l'eau.

Tableau 5. Données modélisées sur la biodégradation du BANAP

Modèle	Base du modèle	Milieu	Valeur	Interprétation	Demi-vie extrapolée (jours)	Référence et/ou source d'extrapolation
BIOWIN1* v4.1 (2000)	probabilité linéaire	eau (aérobie)	0,4280	Ne se biodégrade pas rapidement	s.o.	
BIOWIN2* v4.1 (2000)	probabilité non linéaire	eau (aérobie)	0,007	Ne se biodégrade pas rapidement	s.o.	
BIOWIN3* v4.1 (2000)	enquête d'expert (biodégradation ultime)	eau (aérobie)	1,54	Récalcitrant	180	US EPA, 2002
BIOWIN4* v4.1 (2000)	enquête d'expert (biodégradation primaire)	eau (aérobie)	3,29	Jours – Semaines	8,67	US EPA, 2002
BIOWIN5* v4.1 (2000)	probabilité linéaire MITI	eau (aérobie)	-0,08	Ne se biodégrade pas rapidement	s.o.	
BIOWIN6* v4.1 (2000)	probabilité non linéaire MITI	eau (aérobie)	0,00	Ne se biodégrade pas rapidement	s.o.	
Conclusion générale BIOWIN ¹	BIOWIN 3 + BIOWIN 5	eau (aérobie)	aucun	Ne se biodégrade pas immédiatement	s.o.	
CATABOL v. 5.10.2	% DBO (OCDE 301C)	eau (aérobie)	13,5	Persistant (< 20 %)	> 182	Aronson <i>et al.</i> , 2006

*BIOWIN 1-6 ont été élaborés à partir du modèle de prévision BIOWIN (2000). BIOWIN évalue la biodégradabilité aérobie des produits chimiques organiques en utilisant six modèles différents.

¹ Basée sur les résultats de BIOWIN 3 et BIOWIN 5.

Les résultats du tableau 5 montrent que la majorité des modèles de probabilité (BIOWIN 1, 2, 5, 6) indiquent que cette substance ne se biodégrade pas rapidement. Tous

les résultats de probabilité (sauf pour BIOWIN 1) sont en fait inférieurs à 0,3, ce qui est la limite suggérée par Aronson *et al.* (2006) qui définit la substance comme ayant une demi-vie supérieure à 60 jours (selon les modèles de probabilité MITI). Le résultat de BIOWIN 1 est inférieur à 0,5, ce qui correspond au seuil suggéré par les concepteurs du modèle pour la biodégradation lente. Le résultat de la demi-vie du modèle de prédiction de dégradation primaire (BIOWIN 4) calculée en jours-semaines suggère environ 8,67 jours (US EPA, 2002; Aronson *et al.*, 2006). Toutefois, la nature des produits de dégradation est inconnue. Le résultat du modèle d'enquête ultime (BIOWIN 3) sur les composés récalcitrants pourrait signifier environ 180 jours selon la US EPA, 2002; Aronson *et al.*, 2006. La conclusion d'ensemble de BIOWIN (2000) est que cette substance n'est pas immédiatement biodégradable.

Le modèle CATABOL (c2004-2008) a prévu un taux de biodégradation de 13,5 % d'après l'essai de biodégradation immédiate de l'OCDE 301 (% DBO), ce qui laisserait entendre que la substance est probablement persistante (Aronson et Howard, 1999) et que sa demi-vie dans l'eau est de plus de 182 jours.

Une fois que les résultats des modèles de probabilité, la conclusion générale de BIOWIN et la dégradation ultime sont pris en compte, l'ensemble des modèles indique que la demi-vie dans l'eau est de plus de 182 jours. Cette interprétation est cohérente avec la nature d'un composant chimique utilisé comme colorant dispersé (c.-à-d. conçu pour être relativement insoluble et durable). D'après un ratio d'extrapolation de 1:1:4 pour une demi-vie dans l'eau, le sol et les sédiments (Boethling *et al.*, 1995), la demi-vie devrait être supérieure à 182 jours dans le sol et supérieure à 365 jours dans les sédiments aérobies.

D'après les résultats des modèles de prévision (principalement pour la dégradation ultime) et l'avis des experts (ETAD, 1995), le BANAP répond aux critères de persistance pour l'eau et le sol (demi-vie dans le sol et l'eau \geq 182 jours), et dans les sédiments (demi-vie dans les sédiments \geq 365 jours) énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000).

Potentiel de bioaccumulation

Aucune donnée expérimentale sur la bioaccumulation n'est disponible pour le BANAP.

Face au manque de données expérimentales et modélisées, des facteurs de bioconcentration (FBC) et de bioaccumulation (FBA) pour analogues structuraux ont été utilisés pour évaluer le potentiel de bioaccumulation du BANAP. Ainsi, une étude sur la bioconcentration d'un analogue structural relativement similaire, le Disperse Orange 30, indique qu'il est peu probable qu'il s'accumule dans l'organisme des poissons (Shen et Hu, 2008). Cette étude a été menée en conformité avec les *Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques*, n° 305B-1996, « Bioconcentration: Semi-Static Fish Test ». L'effet de bioconcentration du Disperse Orange 30 chez le poisson-zèbre (*Brachydanio rerio*) a été déterminé par un essai de 28 jours en régime semi-statique, avec renouvellement du milieu d'essai tous les deux jours. Afin de vérifier le potentiel de bioconcentration de la substance d'essai, un essai en phase d'exposition à une concentration nominale de 20 mg/L (concentration moyenne mesurée entre 0,028 et

0,28 mg/L approximativement) a été mené en tenant compte du résultat obtenu lors de l'essai de toxicité aiguë pour le poisson. Des échantillons ont été prélevés quotidiennement des milieux et des organismes d'essai, à partir du 26^e jour jusqu'à la dernière journée de la période d'exposition de 28 jours. On a préparé les échantillons en extrayant le composant lipidique des poissons à l'étude. La concentration mesurée de la substance d'essai, la teneur en lipides et le facteur de bioconcentration (FBC) figurent au tableau 6.

Tableau 6. Concentration mesurée du Disperse Orange 30, teneur en lipides dans les poissons et calcul du FBC

Traitements (20 mg/L)		Jour de l'échantillonnage		
		26 ^e jour	27 ^e jour	28 ^e jour
Traitements (20 mg/L)	Concentration mesurée de la substance d'essai dans les solutions extraites (mg/L)	< 0,028	< 0,028	< 0,028
	Quantité de la substance d'essai dans les lipides des poissons (mg)	< 1,68	< 1,68	< 1,68
	Poids total des poissons (g)	2,07	2,13	2,53
	Concentration de la substance d'essai dans les poissons C _P (mg/kg)	< 0,81	< 0,79	< 0,66
	Concentration mesurée de la substance d'essai dans l'eau C _E (mg/L)	0,028 ~ 0,28	0,028 ~ 0,28	0,028 ~ 0,28
	Teneur en lipide des poissons (%)	0,81	0,57	1,25
	FBC	< 100	< 100	< 100
	FBC moyen	< 100		

L'étude de Shen et Hu (2008) a été revue et jugée acceptable (voir l'annexe 1). La non-détection dans les extraits de poisson (< 0,028 mg/L) indiquerait une solubilité limitée dans les lipides ou un potentiel limité de répartition dans les tissus des poissons des systèmes aqueux. Toutefois, dans toute étude, certaines incertitudes demeurent concernant les valeurs limites parce qu'on ne connaît pas la valeur absolue. Par contre, étant donné la structure et le comportement probable des colorants dispersés dans les systèmes aqueux, le faible résultat obtenu pour le FBC n'est pas inattendu. La plupart des colorants dispersés, ainsi que leur nom le laisse entendre, se présentent sous la forme de fines particules dispersibles avec des fractions réellement solubles limitées. Leur solubilité peut, toutefois, être augmentée en ajoutant à la molécule des groupements fonctionnels polarisés. Or, même si le BANAP comprend certains groupements fonctionnels solubilisants (groupement nitro), on ne prévoit pas qu'il se solubilise à des pH pertinents du point de vue de l'environnement (tableau 2). Par conséquent, avec un point de fusion de 157 °C (valeur pour le Disperse Blue 79 dans le tableau 2) et un log K_{oe} de 4,45 (médiane des données des analogues dans le tableau 2), la solubilité aqueuse prévue (WSKOWIN, 2000) corrigée pour le point de fusion et le log K_{oe} est de 0,082 mg/L environ. Cette valeur respecte le seuil de détection dans l'eau de l'étude et est

conforme à certaines valeurs expérimentales obtenues pour les analogues, qui sont présentées dans le (tableau 2). En supposant que la concentration de la solution dans l'essai était égale à la valeur de solubilité de l'eau de 0,082 mg/L et en utilisant une concentration dans les poissons inférieure à < 0,81 mg/kg comme une estimation de la pire éventualité, le FBC pourrait être inférieur à 100.

Bien que l'étude mentionnée plus haut constitue la preuve principale du faible potentiel de bioaccumulation du BANAP, d'autres recherches appuient cette conclusion. Anliker *et al.*, (1981) présentent des valeurs expérimentales sur la bioaccumulation dans les poissons pour 18 colorants azoïques dispersés; ces valeurs ont été obtenues suivant les méthodes prescrites par le ministère du Commerce international et de l'Industrie du Japon (MITI). Le log des facteurs de bioaccumulation (FBC) variait entre 0,00 et 1,76 et est exprimé en fonction du poids humide total des poissons (Anliker *et al.*, 1981). Vu l'absence de déclaration de numéros de registre de substances chimiques et de structures chimiques, l'utilité de cette étude était limitée en ce qui a trait aux données déduites à partir d'analogues du BANAP. Des études de suivi faisant état des structures chimiques des colorants dispersés à l'essai ont toutefois confirmé le faible potentiel de bioaccumulation de dix colorants azoïques du groupe nitro et ont indiqué un log des facteurs de bioaccumulation variant entre 0,3 et 1,76 (Anliker et Moser, 1987; Anliker *et al.*, 1988). 1988). Des études du MITI viennent également appuyer le faible potentiel de bioaccumulation des colorants azoïques dispersés. Les facteurs de bioconcentration déclarés de trois colorants azoïques dispersés (n^{os} CAS 40690-89-9, 61968-52-3 et 71767-67-4) testés à une concentration de 0,01 mg/L variaient entre moins de 0,3 jusqu'à 47 (MITI, 1992). Une étude sur l'accumulation d'une durée de huit semaines réalisée par Brown (1987) montre également qu'aucun des douze colorants dispersés ayant été testés ne s'accumulait chez la carpe.

La seule source de données qui indiquerait que le BANAP pourrait avoir un potentiel élevé de bioaccumulation est une valeur médiane élevée calculée du log K_{oe} de 4,45, soit la valeur déduite à partir d'analogues structuraux du BANAP (tableau 2). Malgré les valeurs élevées du log K_{oe} d'analogues structuraux du BANAP, les preuves de la bioaccumulation des colorants azoïques dispersés sont insuffisantes (Anliker *et al.*, 1981, Anliker et Moser 1987, MITI, 1992). Selon les auteurs qui ont mesuré des valeurs élevées du log K_{oe} et de faibles facteurs de bioaccumulation concomitants pour les colorants azoïques dispersés, les facteurs d'accumulation faibles pourraient s'expliquer, dans certains cas, par leur faible liposolubilité absolue (Brown, 1987) ou leur masse moléculaire relativement élevée (généralement entre 450 et 550 g/mol), ce qui pourrait rendre difficile le transport de ces substances à travers les membranes des poissons (Anliker *et al.*, 1981; Anliker et Moser, 1987). Il se peut aussi que le manque de biodisponibilité et le comportement de répartition limité imposés par les conditions d'essai sur le FBC restreignent l'accumulation dans les tissus lipidiques des poissons.

Selon l'ETAD (1995), les caractéristiques moléculaires indiquant une absence de bioaccumulation sont une masse moléculaire supérieure à 450 g/mol et un diamètre transversal supérieur à 1,05 nm. D'après une étude récente menée par Dimitrov *et al.*, (2002), Dimitrov *et al.*, (2005) et le BBM (2008), la probabilité qu'une molécule traverse des membranes cellulaires à la suite d'une diffusion passive diminue de façon

importante lorsque le diamètre transversal maximal (D_{\max}) augmente. La probabilité qu'une diffusion passive se produise diminue de façon notable lorsque le diamètre transversal est supérieur à environ 1,5 nm et de façon encore plus significative dans le cas des molécules ayant un diamètre transversal supérieur à 1,7 nm. Sakuratani *et al.* (2008) ont également étudié l'effet du diamètre transversal sur la diffusion passive à l'aide d'un ensemble d'essai comptant environ 1 200 substances chimiques nouvelles et existantes et ont aussi observé que les substances dont le potentiel de bioconcentration n'était pas très élevé avaient souvent un $D_{\max} > 2,0$ nm ainsi qu'un diamètre effectif (D_{eff}) $> 1,1$ nm.

Le BANAP a une masse moléculaire de 533,55 g/mol (voir le tableau 1) et sa structure moléculaire est relativement simple; la seconde caractéristique, en particulier, indique une capacité de bioaccumulation potentielle. En outre, un rapport d'Environnement Canada (2007) indique qu'il n'y a pas de rapports nets qui permettraient de fixer une valeur de taille moléculaire de démarcation pour évaluer le potentiel de bioaccumulation. Toutefois, le rapport ne conteste pas la notion selon laquelle une réduction du taux d'absorption pourrait être associée à une augmentation du diamètre transversal, comme cela a été démontré par Dimitrov *et al.*, (2002, 2005). Le diamètre maximal du BANAP et de ses conformères varie de 1,71 à 2,10 nm (BBM, 2008), ce qui indiquerait que, en ce qui concerne ce colorant, il y a une possibilité de réduction importante du taux d'absorption dans l'eau et de la biodisponibilité *in vivo*.

Les résultats de la modélisation de la bioaccumulation n'ont pas été utilisés dans cette évaluation du BANAP. On considère que de nombreuses classes de pigments et de colorants non solubles de masse moléculaire plus élevée, notamment les colorants azoïques dispersés, sont difficiles à modéliser. Par conséquent, les résultats sont en général peu fiables. Des propriétés prévues et/ou empiriques des colorants dispersés liées à la bioaccumulation (p. ex. $\log K_{\text{oe}}$) ne sont pas nécessairement pertinentes et peuvent être associées à un degré élevé d'erreur, ce qui limiterait l'utilité des valeurs calculées des facteurs de bioconcentration et de bioaccumulation. De plus, les colorants azoïques dispersés sortent du champ d'application des modèles de bioaccumulation disponibles.

Compte tenu de l'absence d'accumulation observée dans les études sur la bioconcentration pour le Disperse Orange 30 ainsi que d'autres colorants azoïques dispersés apparentés, et de la grande taille de la molécule du BANAP, qui restreint vraisemblablement son comportement de répartition, le BANAP devrait présenter un faible potentiel de bioaccumulation. Par conséquent, si l'on tient compte de la preuve du facteur de bioconcentration des analogues ainsi que des considérations sur la biodisponibilité et la structure, le BANAP ne répond pas au critère de bioaccumulation (FBC ou FBA $\geq 5\ 000$) énoncé dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000).

Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement

Évaluation des effets sur l'environnement

A – Dans le milieu aquatique

Aucune donnée empirique sur l'écotoxicité n'a été trouvée pour le BANAP.

Environnement Canada a reçu des données écotoxicologiques sur une substance présentant une structure similaire à celle du BANAP en vertu du *Règlement sur les renseignements concernant les substances nouvelles* (Environnement Canada, 1995). La masse moléculaire de cette substance était de 471,46, ce qui semblable à celle du BANAP. Des données écotoxicologiques ont été fournies avec cette notification. Les résultats de l'essai de toxicité en régime statique de 96 h sur la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) ont montré que la CL_{50} de cette espèce est de 505 mg/L (tableau 7). Cet essai a été mené en conformité avec les *Lignes directrices de l'OCDE n° 203*. Les fiches techniques santé-sécurité (FTSS) sur la substance déclarée contiennent également de l'information relative aux effets toxiques bactériens. Les résultats de cet essai indiquent une $CE_{50} > 1\ 000$ mg/L pour l'inhibition de respiration de boues activées (tableau 7). D'après les données disponibles sur l'écotoxicité, les effets toxiques de la substance déclarée devraient être peu préoccupants pour les organismes aquatiques. La fiabilité de cet essai a été évaluée à l'aide d'un sommaire de rigueur d'études et a été jugée satisfaisante (annexe 1).

Dans le cadre d'une autre étude sommaire présentée à Environnement Canada pour le compte de l'ETAD (Brown, 1992), onze colorants dispersés ont été testés sur les organismes suivants : poisson-zèbre, *Daphnia magna*, algues et bactéries. Sur les onze colorants dispersés testés par l'ETAD (1992), cinq étaient des colorants azoïques analogues du BANAP (Brown, 1992). Il s'agit du Disperse Red 73, du Disperse Orange 30, du Disperse Blue 79, du Disperse Orange 25 et du Disperse Red 17 (tableau 7). Deux des analogues testés présentent une toxicité modérée pour *Daphnia magna* (CE_{50} [48 h] = 4,5 à 5,8 mg/L) et les analogues présentent une toxicité faible à modérée pour le poisson zèbre (CL_{50} [96 h] = 17 à 710 mg/L). On a également signalé une toxicité modérée pour la croissance des algues (CE_{50} de croissance = 6,7 à 54 mg/L) et aucune toxicité n'a été détectée pour les bactéries ($CI_{50} > 100$ mg/L). Il convient de signaler que l'on n'a pas fourni le protocole expérimental détaillé de l'étude portant sur les colorants testés, ce qui restreint grandement l'évaluation de ces études (Brown, 1992). Toutefois, ces données ont été considérées comme exploitables et figurent dans cette évaluation préalable comme élément du poids de la preuve disponible car elles fournissent de plus amples renseignements empiriques pour établir la fourchette des valeurs d'écotoxicité de ces structures. Lamb et Little (1973) ont mesuré une CL_{50} supérieure à 180 mg/L chez le vairon à grosse tête pour l'analogue Disperse Yellow 3. Enfin, un analogue, le Disperse Blue 79:1, avait une concentration sans effet observé (CSEO) chronique de 122 jours chez la truite arc-en-ciel supérieure à 0,0048 mg/L

(tableau 7). Cette étude a été évaluée et jugée très fiable (annexe 1). Toutefois, comme cette valeur est un résultat non borné fondé sur une hypothèse, elle n'a pas été utilisée pour calculer la concentration estimée sans effet (CESE). En outre, les valeurs de ces analogues indiquent que le BANAP n'est pas très dangereux pour les organismes aquatiques (c.-à-d. CL_{50} aiguë > 1 mg/L).

Tableau 7 : Données empiriques sur la toxicité aquatique des analogues du BANAP

Nom commun	Organisme d'essai	Paramètre	Valeur (mg/L)	Références
Disperse Orange 30	Poisson-zèbre	CL_{50} ¹	710	Brown, 1992
	<i>Daphnia magna</i>	CE_{50} ²	5,8	
	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	CE_{50}	6,7	
	Bactérie	CI_{50} ³	> 100	
Disperse Red 73	Poisson-zèbre	CL_{50}	17	Brown, 1992
	<i>Daphnia magna</i>	CE_{50}	23	
	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	CE_{50}	> 10	
	Bactérie	CI_{50}	> 100	
Disperse Blue 79	Poisson-zèbre	CL_{50}	340	Brown, 1992
	<i>Daphnia magna</i>	CE_{50} ²	4,5	
	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	CE_{50}	9,5	
	Bactérie	CI_{50} ³	> 100	
Disperse Red 17	Poisson-zèbre	CI_{50} ³	103	Brown, 1992
	<i>Daphnia magna</i>	CL_{50}	98	
	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	CE_{50}	7	
	Bactérie	CE_{50}	> 100	
Disperse Orange 25	Poisson-zèbre	CI_{50} ³	268	Brown, 1992
	<i>Daphnia magna</i>	CL_{50}	110	
	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	CE_{50} ²	54	
	Bactérie	CE_{50}	> 100	
Colorant azoïque dispersé analogue	Truite arc-en-ciel	CL_{50}	505	Environnement Canada, 1995
Disperse Blue 79:1	Truite arc-en-ciel	CSEO ⁴ (122 jours)	> 0,0048	Cohle et Mihalik, 1991
Disperse Yellow 3	Tête-de-boule	CL_{50}	> 180	Little et Lamb, 1973

¹ CL_{50} – La concentration médiane d'une substance qui serait létale pour 50 % des organismes de l'essai.

² CE_{50} – La concentration médiane d'une substance qui causerait des effets sublétaux toxiques chez 50 % des organismes de l'essai.

³ CI_{50} – La concentration médiane d'une substance qui inhiberait la croissance pour 50 % des organismes de l'essai.

⁴ CSEO – Concentration à laquelle aucun effet n'a été observé.

En général, en raison de leur faible solubilité (< 1 mg/L), on s'attend à ce que les colorants dispersés aient peu d'effets écologiques aigus (Hunger, 2003). Les résultats des études empiriques sur la toxicité portant sur plusieurs analogues du BANAP concordent avec ces prévisions, indiquant des valeurs CL_{50} comprises entre 5 et 710 mg/L, la *Daphnie* étant l'organisme testé le plus sensible (CE_{50}/CL_{50} allant de 4,5 à 100 mg/L). L'interprétation des résultats de ces tests est difficile du fait que ces valeurs avec effet (c.-à-d., CE_{50} et CL_{50}) sont largement supérieures à la solubilité des substances testées et à celle du Disperse Brown 1:1, mais les données disponibles déduites à partir d'analogues montrent effectivement que le BANAP est sans doute peu toxique.

Une gamme de prévisions de la toxicité aquatique pour le BANAP a également été obtenue à l'aide des modèles RQSA examinés pour le BANAP et ses analogues. Toutefois, comme c'était le cas pour la bioaccumulation, ces prévisions n'ont pas été jugées fiables à cause de la nature particulière des colorants dispersés, comme les propriétés structurales et/ou physicochimiques qui sont hors du domaine d'applicabilité des modèles.

L'information empirique sur l'écotoxicité des analogues du BANAP indique donc que la substance ne constitue pas un danger très élevé pour les organismes aquatiques.

B – Dans d'autres milieux naturels

Étant donné que le BANAP peut pénétrer dans le sol potentiellement à partir des boues activées communément utilisées pour amender les sols ou à partir de l'élimination de produits qui se dégradent et rejettent du BANAP, il est souhaitable d'obtenir les données de toxicité vis-à-vis des organismes dans le sol. Malgré l'absence d'étude appropriée sur les effets écologiques de ce composé sur le sol, l'examen des données de toxicité sur les organismes aquatiques ainsi que l'absence de potentiel de bioaccumulation et sa faible biodisponibilité indiquent que le potentiel de toxicité pour les organismes du sol est probablement faible. La toxicité potentielle est aussi probablement faible pour les organismes vivant dans les sédiments. Aucune preuve ne peut étayer cette assertion, faute de données sur la toxicité du BANAP ou d'analogues appropriés pour les organismes entiers vivant dans les sédiments.

Évaluation de l'exposition de l'environnement

Aucune donnée sur les concentrations de cette substance dans l'eau au Canada n'a été retracée. On a donc évalué les concentrations dans l'environnement sur la base des renseignements disponibles, notamment les quantités de la substance sur le marché, les taux de rejet estimés et les caractéristiques des cours d'eau récepteurs.

L'outil de débit massique a prévu des rejets vers les eaux (égouts) provenant de l'utilisation de produits de formulation et de l'utilisation par les consommateurs de produits contenant cette substance (tableau 4). Pour examiner la question des rejets

industriels, l'outil générique d'estimation de l'exposition attribuable à des rejets industriels en milieu aquatique (IGETA) d'Environnement Canada a servi à estimer la concentration (la pire éventualité) de la substance dans un cours d'eau générique qui reçoit des effluents industriels (Environnement Canada, 2008c). Le scénario générique vise à fournir des estimations fondées sur des hypothèses prudentes sur la quantité de la substance traitée et rejetée, le nombre de jours de traitement, le taux d'élimination de l'usine de traitement des eaux usées et la superficie du cours d'eau récepteur. Le scénario modélisé tient compte des données sur la charge obtenues de sources telles que des enquêtes industrielles, ainsi que des connaissances sur la distribution des rejets industriels au pays, et calcule la concentration environnementale estimée (CEE). L'équation et les entrées utilisées pour calculer la CEE dans les eaux réceptrices sont décrites dans le rapport d'Environnement Canada (2008d). On a présumé, par l'intermédiaire du modèle de l'IGETA, que la quantité de BANAP utilisée dans un seul site IGETA était de 875 kg. À titre d'estimation prudente, le rejet vers le réseau des eaux (égouts) a été estimé à 16 % à l'aide de l'outil de débit massique. Les renseignements sur le cours d'eau récepteur sont extrêmement prudents, partant de l'hypothèse que la substance chimique est rejetée dans un très petit cours d'eau ne disposant pas de système d'élimination et de traitement des eaux usées. La valeur prudente de la CEE concernant les eaux a été calculée à 0,0157 mg/L (Environnement Canada, 2008d).

L'outil de débit massique a déterminé que les rejets vers les eaux (égouts) provenant de l'utilisation de produits de formulation et de l'utilisation par les consommateurs de produits contenant cette substance étaient significatifs (tableau 4). Pour évaluer les rejets issus d'une utilisation par les consommateurs vers le réseau d'égouts, on a utilisé l'outil Mega Flush d'Environnement Canada. Mega Flush a permis d'évaluer les concentrations possibles de la substance dans différents cours d'eau récepteurs d'effluents issus des usines de traitement des eaux usées dans lesquelles ont été rejetés par les consommateurs des produits contenant cette substance (Environnement Canada, 2008e).

Ce modèle est conçu de manière à fournir des estimations sur la base d'hypothèses prudentes en ce qui concerne la quantité de produit chimique utilisé et rejeté par les consommateurs. Par défaut, les taux d'élimination primaire et secondaire de l'usine d'épuration des eaux usées sont supposés être de 0 %, la fraction rejetée pendant une utilisation de 100 %; l'utilisation de la substance par les consommateurs s'étale sur 365 jours par an et le débit retenu pour le rejet vers les cours d'eau récepteurs sur tous les sites est au 10^e centile de la valeur. Ces estimations sont réalisées pour 1 000 sites de rejet environ dans tout le Canada, prenant donc en compte les usines de traitement des eaux usées les plus importantes du pays. Ces valeurs de paramètres sont estimées correspondre à un scénario très prudent.

L'équation et les entrées utilisées dans l'outil Mega Flush pour calculer la concentration environnementale estimée (CEE) du BANAP dans les eaux réceptrices sont décrites dans le rapport d'Environnement Canada (2008f). Dans le scénario qui a été retenu, on a présumé que les consommateurs utilisaient 2 460 kg/an de cette substance (Environnement Canada, 2008b). Cette quantité utilisée par les consommateurs a été estimée en se basant sur la masse de la substance qui pourrait être utilisée au Canada,

valeur consignée d'après les renseignements fournis en 2006 (875 kg) en vertu de l'article 71, et sur un rapport de 30/70 entre les produits textiles fabriqués au Canada et ceux d'importation. On prend l'hypothèse d'une perte de 10 % de teinture pour la quantité totale de substance utilisée par les consommateurs (Øllgaard *et al.*, 1998). On a donc estimé que 246 kg de BANAP étaient rejetés dans l'eau à la suite de pertes se retrouvant dans les égouts, au cours du lavage d'articles manufacturés qui contiennent cette teinture mais sont fabriqués dans un autre pays ainsi que d'articles fabriqués au Canada qui contiennent cette teinture (Environnement Canada, 2008b). On a utilisé des taux de 0 % pour l'élimination primaire et secondaire de l'usine de traitement des eaux usées. Ces hypothèses conduisent à un scénario très prudent. Sur la base de ce scénario, les estimations de l'outil Mega Flush donnent des valeurs de CEE dans les cours d'eau récepteurs variant de 0,00038 à 0,000031 mg/L.

Caractérisation des risques pour l'environnement

Une concentration estimée sans effet (CESE) a été déterminée à partir de la concentration efficace (CE₅₀) chez l'invertébré aquatique (*Daphnia magna*). Bien que l'on note, pour un autre analogue du BANAP (tableau 7), une CL₅₀ chez la truite arc-en-ciel, la concentration avec effet chez la *Daphnia magna* a été choisie étant donné qu'elle est plus prudente, même si l'analogue choisi montrait moins de 80 % de similarité structurale avec le BANAP (ChemID Plus, 2008). La CE₅₀ de 96 h pour un analogue du BANAP était de 4,5 mg/L (tableau 7). On a ensuite appliqué un facteur de 100 pour tenir compte de l'extrapolation de la toxicité aiguë (à court terme) à la toxicité chronique (à long terme) et de l'extrapolation des résultats en laboratoire pour une espèce à d'autres espèces potentiellement sensibles sur le terrain et pour tenir compte de l'utilisation d'un analogue au lieu de la substance évaluée. La concentration estimée sans effet (CESE) ainsi obtenue est de 0,045 mg/L.

Quand on le compare à la CEE prudente calculée plus haut à l'aide de l'IGETA, le quotient de risque applicable aux rejets industriels (CEE/CESE) est de $0,0157/0,045 = 0,35$. Les concentrations de BANAP dans les eaux de surface au Canada ne semblent donc pas susceptibles d'avoir des effets nocifs sur les organismes aquatiques. Étant donné que l'IGETA fournit une estimation prudente de l'exposition et du risque, les résultats indiquent un faible risque d'effet nuisible provenant d'une exposition locale à des rejets industriels d'une source ponctuelle.

Concernant l'exposition attribuable aux rejets à l'égout issus d'utilisations par les consommateurs (scénario prudent), il est estimé d'après les résultats de Mega Flush que la CEE ne dépassera pas la CESE quel que soit le site (c.-à-d. tous les quotients de risque < 1). Cela montre que les rejets des consommateurs dans le réseau d'égouts de BANAP ne devraient pas être nocifs pour les organismes aquatiques.

Compte tenu des renseignements disponibles, on s'attend à ce que le BANAP soit persistant dans l'eau, le sol et les sédiments, mais il devrait avoir un faible potentiel de bioaccumulation. L'absence de rapports sur la fabrication et les quantités vraisemblablement très faibles de BANAP importées au Canada, tout autant que les

renseignements sur ses propriétés physiques et chimiques et ses utilisations, indiquent un faible potentiel de rejets dans l'environnement au Canada. S'il est rejeté dans l'environnement, on s'attend à ce que le BANAP soit principalement déversé dans les eaux de surface où il devrait finir par se déposer dans les sédiments. On s'attend également à ce que cette substance présente seulement un potentiel moyen de toxicité intrinsèque pour les organismes aquatiques. Les quotients de risque associés à l'exposition aquatique montrent que la concentration de BANAP ne dépasse probablement pas celle où se manifestent des effets, même lorsque des hypothèses et des scénarios prudents sont évoqués. Par conséquent, il est peu probable que le BANAP nuise aux populations d'organismes aquatiques au Canada.

Incertitudes dans l'évaluation des risques pour l'environnement

Une zone d'incertitude pour le BANAP tient à l'utilisation des données déduites à partir d'analogues pour déterminer ses propriétés physiques et chimiques ainsi que des données sur la toxicité provenant d'analogues. Bien que les produits chimiques identifiés (Disperse Blue 79:1, Disperse Orange 30, Disperse Orange 25, Disperse Red 17, Disperse Red 73 et Disperse Yellow 3) aient beaucoup de similitudes avec le BANAP, étant entre autres des colorants azoïques de poids moléculaire élevé, présentant un diamètre transversal similaire, ayant une structure particulière solide qui se décompose au-delà de 74 °C (jusqu'à 240 °C) et étant « dispersibles » dans l'eau (c'est-à-dire pas entièrement solubles), ils présentent des différences au niveau des groupes fonctionnels. Ces différences au niveau de la structure chimique ajoutent une part d'incertitude, car les propriétés et la toxicité du BANAP peuvent être quelque peu différentes. Toutefois, il a été estimé que les similitudes sont suffisantes pour inclure les données des analogues dans le poids de la preuve pour l'évaluation du BANAP.

L'évaluation de la persistance est limitée par le manque de données sur la biodégradation, ce qui a nécessité la production de prévisions modélisées. Bien que toutes les prévisions modélisées comportent un certain degré d'erreur, les résultats du modèle de biodégradation aérobie ont confirmé la persistance attendue du BANAP, compte tenu de ses utilisations et de ses caractéristiques structurales. De plus, l'évaluation de la persistance est limitée par les incertitudes quant à la vitesse de dégradation et à la mesure dans laquelle cette dégradation se produit dans des sédiments anaérobiques ainsi qu'à la détermination de la biodisponibilité des produits de dégradation (p. ex. amines). Néanmoins, il est clair que la dégradation anaérobie de la fraction biodisponible des colorants azoïques en amines constitutives dans les sédiments est beaucoup plus rapide (demi-vies de l'ordre de jours) que la dégradation aérobie. Bien que les produits de dégradation aminés ne soient pas supposés être disponibles biologiquement du fait qu'ils se forment uniquement dans les sédiments anoxiques relativement profonds et peuvent être liés de manière irréversible aux sédiments, par addition nucléophile et par couplage radicalaire oxydant (Colón *et al.*, 2002, Weber *et al.*, 2001). Cette question est une source d'incertitude dans l'évaluation du BANAP.

L'absence d'études sur la bioaccumulation pour cette substance est également une source d'incertitude. Toutefois, compte tenu de l'absence d'accumulation observée dans les

études sur la bioconcentration pour le Disperse Orange 30 ainsi que d'autres colorants azoïques dispersés apparentés, et de la grande taille de la molécule du BANAP, qui restreint vraisemblablement son comportement de répartition, le BANAP devrait présenter un faible potentiel de bioaccumulation.

Il existe également des incertitudes liées au manque de données sur les concentrations de BANAP dans l'environnement canadien. Néanmoins, comme cette substance n'est pas fabriquée au Canada et qu'elle est importée en faibles quantités, les rejets de cette substance dans l'environnement du pays devraient être faibles à modérés.

Les concentrations expérimentales, associées à la toxicité intrinsèque pour les organismes aquatiques, peuvent constituer une source additionnelle d'incertitude lorsqu'elles dépassent la solubilité du produit chimique dans l'eau (expérimentale ou prédite). Malgré ce fait, les données dont on dispose indiquent que le BANAP n'est pas très dangereux pour les organismes aquatiques.

La fraction de la substance qui est rejetée pendant son utilisation constitue une autre source d'incertitude. Or, la formulation d'hypothèses prudentes à l'aide d'estimations modélisées plus précises permet de tenir compte de ces incertitudes.

Pour ce qui est de l'écotoxicité, le comportement de répartition prévu de ce produit chimique montre que les données disponibles sur les effets ne permettent pas d'évaluer comme il se doit l'importance du sol et des sédiments comme milieu d'exposition. En fait, les seules données qui ont été trouvées sur les effets portent principalement sur l'exposition des organismes pélagiques.

Conclusion

D'après les renseignements contenus dans cette évaluation préalable, le BANAP ne pénètre pas dans l'environnement en une quantité, à une concentration ou dans des conditions qui ont ou peuvent avoir un effet nuisible immédiat ou à long terme sur l'environnement ou sa diversité biologique, ou qui constituent ou peuvent constituer un danger pour l'environnement essentiel pour la vie.

Par conséquent, il est proposé de conclure que le BANAP ne correspond pas à la définition de « substance toxique » énoncée dans l'article 64 de la LCPE (1999). De plus, cette substance répond aux critères de la persistance, mais ne répond pas aux critères de potentiel de bioaccumulation énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000).

Références

ACD/pK_aDB [module prédictif]. 2005. Version 9.04. Toronto (Ont.) : Advanced Chemistry Development. Accès : http://www.acdlabs.com/products/phys_chem_lab/pka/

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(3):263-274.

Anliker, R., 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. *Ecotoxicol. Environ. Safety* 13:43-52.

Anliker, R., Moser, P., Poppinger, D. 1988. Bioaccumulation of dyestuffs and organic pigments in fish. Relationships to hydrophobicity and steric factors. *Chemosphere* 17(8):1631-1644.

Aronson D., Boethling B., Howard P., Stiteler W., 2006. Estimating biodegradation half-lives for use in chemical screening. *Chemosphere* 63:1953-1960.

Aronson D., Howard, P.H. 1999. Evaluating potential POP/PBT compounds for environmental persistence. North Syracuse (NY) : Syracuse Research Corp., Environmental Science Centre. Rapport n° SRC-TR-99-020.

Baughman G.L., Perenich, T.A. 1988. Fate of dyes in aquatic systems: I. Solubility and partitioning of some hydrophobic dyes and related compounds. *Environ. Toxicol. Chem.* 7(3):183-199.

Baughman, G.L., Weber, E.J. 1994. Transformation of dyes and related compounds in anoxic sediment: kinetics and products. *Environ Sci Technol.* 28(2):267-276.

[BBM] Baseline Bioaccumulation Model. 2008. Gatineau (Qc) : Environnement Canada, Division des substances existantes. [modèle élaboré d'après Dimitrov *et al.*, 2005]. [consulté le 21 novembre 2008]. Disponible sur demande.

[BIOWIN] Biodegradation Probability Program for Windows [modèle d'estimation]. 2000. Version 4.1. Washington (DC) : US Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

Boethling, R.S., Howard, P.H., Beauman, J.A., Larosche, M.E. 1995. Factors for intermedia extrapolations in biodegradability assessment. *Chemosphere.* 30(4):741-752.

Brown, D. 1987. Effects of colorants in the aquatic environment. *Ecotoxicol. Environ. Safety* 13:139-47.

Brown, D. (ICI Group Environmental Laboratory, Brixham, Royaume-Uni). 1992. Environmental assessment of dyestuffs. Rédigé pour le compte de l'Ecological and Toxicological Association of the Dyes and Organic Pigments Manufacturers, Bâle (Suisse). ETAD ecological sub-committee project E3020. Présenté à Environnement Canada.

Canada. 1999. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)*, C.P. 1999-33, *Gazette du Canada*. Partie III, vol. 22, n° 3. Accès : <http://canadagazette.gc.ca/partIII/1999/g3-02203.pdf>

Canada. 2000. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement : Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*, C.P. 2000-348, 23 mars 2000, DORS/2000-107, *Gazette du Canada*. Partie II, vol. 134, n° 7, p. 607-612. Accès : <http://canadagazette.gc.ca/partII/2000/20000329/pdf/g2-13407.pdf>

Canada. Ministère de l'Environnement, Ministère de la Santé. 2006a. *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*. *Canada Gazette*, Partie I, vol. 140, n° 49, p. 4109-4117. Accès : <http://canadagazette.gc.ca/partI/2006/20061209/pdf/g1-14049.pdf>.

Canada. Ministère de l'Environnement, Ministère de la Santé. 2006b. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Avis concernant certaines substances considérées comme priorités pour suivi*. *Gazette du Canada*. Partie I, vol. 140, n° 9, p. 435-459. Accès : <http://canadagazette.gc.ca/partI/2006/20060304/pdf/g1-14009.pdf>

Canada. Ministère de l'Environnement, Ministère de la Santé. 2008. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Avis de cinquième divulgation d'information technique concernant les substances identifiées dans le Défi*. *Gazette du Canada*. Partie I, vol. 147, n° 7. Accès : <http://canadagazette.gc.ca/partI/2008/20080216/html/notice-f.html#d101>

[CATABOL] Probabilistic assessment of biodegradability and metabolic pathways [modèle informatique]. c2004-2008. Version 5.10.2. Bourgas (BG) : Bourgas Prof. Assen Zlatarov University, Laboratory of Mathematical Chemistry. Accès : <http://oasis-lmc.org/?section=software&swid=1>

ChemID Plus [base de données sur Internet]. 2008. [consulté le 1^{er} octobre 2008]. Accès : <http://chem.sis.nlm.nih.gov/chemidplus/>

Clariant. 1996. IUCLID dataset for C.I. Disperse Blue 79 (n° CAS 12239-34-8) [Base de données sur Internet]. <http://ecb.jrc.ec.europa.eu/esis/index.php?PGM=dat>. [le 21 octobre 2008]

Cohle, P., Mihalik, R. 1991. Early life stage toxicity of C.I. Disperse Blue 79:1 purified preecake to rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) in a flow-through system. Final report. Columbia (MO) : ABC laboratories Inc.

Colón D., Weber E.J. et Baughman G.L., 2002. Sediment-associated reactions of aromatic amines. 2. Développement des RQSA. *Environ. Sci. Technol.* 36:2443-2450.

[CPOPs] Canadian POPs Model. 2008. Gatineau (Qc) : Environnement Canada, Division des substances existantes : Bourgas (Bulgarie); Bourgas Prof. Assen Zlatarov University, Laboratory of Mathematical Chemistry. [modèle mis au point à partir de Mekenyan *et al.*, 2005]. Disponible sur demande.

D.C. Bomberger et R.L. Boughton. 1984. *Wastes from manufacture of dyes and pigments: Volume 1. Azo dyes and pigments (benzidine and its congeners subsector)* (1984), p. 94 EPA-600/2-84-111a.

Dimitrov, S., Dimitrova, N., Parkerton, T., Comber, M., Bonnell, M., Mekenyan, O. 2005. Base-line model for identifying the bioaccumulation potential of chemicals. *SAR QSAR Environ Res.* 16(6):531-554.

Dimitrov, S.D., Dimitrova, N.C., Walker, J.D., Veith, G.D., Mekenyan, O.G. 2002. Predicting bioconcentration factors of highly hydrophobic chemicals. Effects of molecular size*. *Pure Appl. Chem.* 74(10):1823-1830.

Environnement Canada. 1995. Soumission d'essais sur la toxicité aiguë à l'égard du poisson en vertu du Règlement sur les renseignements concernant les substances nouvelles. Données présentées à la Division des substances nouvelles d'Environnement Canada dans le cadre du Programme de renseignements concernant les substances nouvelles.

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. 2007. Review of the limitations and uncertainties associated with use for molecular size information when assessing bioaccumulation potential. Rapport final inédit. Gatineau (Qc) : Environnement Canada, Division des substances existantes. Disponible sur demande.

Environnement Canada. 2008a. Guidance for conducting ecological assessments under CEPA 1999, science resource technical series, technical guidance module: Mass Flow Tool. Document de travail préliminaire. Gatineau (Qc) : Environnement Canada, Division des substances existantes.

Environnement Canada. 2008b. Assumptions, limitations and uncertainties of the mass flow tool for BANAP, CAS RN 29765-00-2. Document de travail interne. Gatineau (Qc) : Environnement Canada, Division des substances existantes.

Environnement Canada. 2008c. Guidance for conducting ecological assessments under CEPA, 1999: science resource technical series, technical guidance module: the Industrial Generic Exposure Tool – Aquatic (IGETA). Document de travail. Gatineau (Qc) : Environnement Canada, Division des substances existantes.

Environnement Canada. 2008d. IGETA report: CAS RN 29765-00-2, 2008-07-21. Rapport inédit. Gatineau (Qc) : Environnement Canada, Division des substances existantes.

Environnement Canada. 2008e. Guidance for conducting ecological assessments under CEPA 1999, science resource technical series, technical guidance module: Mega Flush consumer release scenario. Document de travail préliminaire. Gatineau (Qc) : Environnement Canada, Division des substances existantes.

Environnement Canada. 2008f. Mega Flush report: CAS RN 29765-00-2, 2008-08-12. Rapport inédit. Gatineau (Qc) : Environnement Canada, Division des substances existantes.

Environnement Canada. 2007. Review of the limitations and uncertainties associated with use for molecular size information when assessing bioaccumulation potential. Rapport final inédit. Gatineau (Qc) : Environnement Canada, Division des substances existantes. Disponible sur demande.

Environnement Canada. Données de la Liste intérieure des substances (LIS) (LIS), 1984-1986, recueillies en vertu du paragraphe 25(1) de la LCPE, 1988, et conformément au guide de déclaration à la Liste intérieure des substances, ministère des Approvisionnements et des Services. Données produites par Environnement Canada.

[ESIS] Système d'information européen sur les substances chimiques [base de données sur Internet]. [date inconnue]. Version 5. Bureau européen des produits chimiques (ECB). [août 2008]. Accès : <http://ecb.jrc.it/esis>

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

[ETAD] Ecological and Toxicological Association of Dyes and Organic Pigments Manufacturers. Affiliés du Canada : Dayan, J., Trebitz, H., consultants. 1995. Health and environmental information on dyes used in Canada. Rapport inédit présent à Environnement Canada, Division des substances nouvelles. Sur la couverture : An overview to assist in the implementation of the New Substances Notification Regulations under the Canadian Environmental Protection Act.

Hunger, K. (éd.). 2003. Industrial dyes; chemistry, properties, applications. Weinheim (Allemagne) : WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA.

Industrie Canada. 2008. Textile and Fabric Finishing [NAICS 31331]: 2004-2007 and Fabrics Coating 2004-2007. [NAICS 31332]: 2004-2007. Rédigé par : Direction du textile et du vêtement, Direction générale des industries de services et des produits de consommation, Industrie Canada. Demandes de renseignements : B John (Jazz) Szabo, 613-957-1242, szabo.john@ic.gc.ca

LITTLE, L.W., et J.C. LAMB III. Acute Toxicity of 46 Selected Dyes to the Fathead Minnow, *Pimephales promelas*. Dyes and the Environment – Reports on Selected Dyes and their Effects, vol. 1, American Dye Manufacturers Institute, Inc., 1973, p. 130.

[MITI] Ministry of International Trade & Industry (Jpn), Basic Industries Bureau, Chemical Products Safety Division. 1992. Biodegradation and bioaccumulation data of existing chemicals based on the CSCL Japan. Tokyo (Japan) : Japan Chemical Industry Ecology-Toxicology & Information Centre.

[NCI] National Chemical Inventories [base de données sur CD-ROM]. 2006. Columbus (OH) : American Chemical Society. [consulté le 11 décembre 2006]. Accès : <http://www.cas.org/products/cd/nci/index.html>

[OCDE] – Organisation de coopération et de développement économiques 2004. Draft emission scenario on textile manufacturing wool mills [Internet]. Paris (France) : Direction de l'environnement de l'OCDE. Rapport n° ENV/JM/EEA(2004)8/1/REV, JT00175156. [consulté en août 2008]. Accès : <http://www.oecd.org/dataoecd/2/47/34003719.pdf>

[OCDE] – Organisation de coopération et de développement économiques 2007. Emission scenario document on adhesive formulation [Internet]. Rapport final. Paris (France) : Direction de l'environnement de l'OCDE. (Series on Emission Scenario Documents). [consulté en août 2008]. Accès : <http://ascouncil.org/news/adhesives/docs/EPAFormulation.pdf>

Øllgaard, H., Frost, L., Galster, J., Hansen, O.C. 1998. Survey of azo-colorants in Denmark, Consumption, use, health and environmental aspects Miljøprojekt no. 509, Danish Technological Institute, Environment, Ministry of Environment and Energy, Denmark, Danish Environmental Protection Agency, novembre 1998.

Pagga, U., Brown, D. 1986. The degradation of dyestuffs: Part II Behaviour of dyestuffs in aerobic biodegradation tests. *Chemosphere*. 15, 4, 479-491.

[PhysProp] Interactive PhysProp Database [base de données sur Internet]. 2006. Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. [consulté en mars 2006]. Accès : <http://www.syrres.com/esc/physdemo.htm>

Razo-Flores, E., Luijten, M., Donlon, B., Lettinga, G., Field, J. 1997. Biodegradation of selected azo dyes under methanogenic conditions. *Wat. Sci. Tech.* 36(6-7):65-72.

Sakuratani Y, Noguchi Y, Kobayashi K, Yamada J, Nishihara T. 2008. Molecular size as a limiting characteristic for bioconcentration in fish. *J Environ Biol*. 29(1):89-92.

Sandoz Chemicals. 1989. Material Safety Data sheet of Foron Navy S-2GRL Purified presscakes.

Shen, Genxiang et Hu, Shuangqing (Environmental Testing Laboratory, Shanghai Academy of Environmental Sciences, Shanghai, Chine). 2008. Bioconcentration Test of C.I. Disperse Orange 30 in Fish. Rédigé pour Dystar pour le compte de l'Ecological and Toxicological Association of the Dyes and Organic Pigments Manufacturers (ETAD), Bâle (Suisse). Rapport n° S-070-2007. Présenté à Environnement Canada en avril 2008. N° de déclaration dans le cadre du défi 8351

Sijm, D.T.H.M., Schuurmann, G., deVries, P.J., Opperhuizen, A. 1999. Aqueous solubility, octanol solubility, and octanol/water partition coefficient of nine hydrophobic dyes. *Environ. Toxicol. Chem.* 18(6): 1109-1117.

[SPIN] Substances in Preparations in Nordic Countries [base de données sur Internet]. 2008. Copenhagen (Danemark) : Conseil des ministres des pays nordiques. [consulté en 2008]. Accès : <http://195.215.251.229/Dotnetnuke/Home/tabid/58/Default.aspx>

[US EPA] Agence américaine pour la protection de l'environnement. 2007. Inventory Update Reporting, Past IUR Data, Non-confidential Production Volume Information submitted by companies under the 1986,

1990,1994, 1998, and 2002 Inventory Update Reporting Regulation, n° CAS 52697-38-8 [Internet]. Washington (DC): US EPA; [28 février2007]. Accès : <http://www.epa.gov/oppt/iur/tools/data/2002-vol.htm>

[US EPA] US Environmental Protection Agency. 2002. PBT Profiler Methodology [Internet]. Washington (DC) : US EPA, Office of Pollution Prevention and Toxics. [consulté en août 2008]. Accès : <http://www.pbtprofiler.net/methodology.asp>

Weber E.J., Adams, R.L. 1995. Chemical- and sediment-mediated reduction of the azo dye Disperse Blue 79. *Environ Sci Technol.* 29:1163-1170.

Weber E.J., Colón D. et G.L. Baughmann. 2001. Sediment-Associated Reactions of Aromatic Amines. 1. Elucidation of sorption mechanisms. *Environ. Sci. Technol.* 35:2470-2475.

[WSKOWWIN] Water Solubility for Organic Compounds Program for Microsoft Windows [modèle d'estimation]. 2000. Version 1.41. Washington (DC) : U.S. Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. [consulté le 14 octobre 2008]. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

Yen, C.C., Perenich, T.A., Baughman, G.L. 1989. Fate of dyes in aquatic systems II. Solubility and octanol/water partition coefficients of disperse dyes. *Environ. Toxicol. Chem.* 8 (11): 981-986.

Yen, C.C., Perenich, T.A., Baughman, G.L. 1991. Fate of commercial disperse dyes in sediments. *Environ Toxicol Chem.* 10:1009-1017.

Annexe I – Sommaires de rigueur d'étude pour les études clés

Formulaire pour sommaire de rigueur d'étude : organismes aquatiques B				
N°	Article	Pondération	Oui/Non	Précisions
1	Référence : Shen, Genxiang and Hu, Shuangqing. 2008. Bioconcentration Test of C.I. Disperse Orange 30 in Fish. Préparé par Environmental Testing Laboratory, Shanghai Academy of Environmental Sciences, Shanghai (Chine) pour Dystar au nom de l'Ecological and Toxicological Association of the Dyes and Organic Pigments Manufacturers (ETAD) Bâle (Suisse). Rapport n° S-070-2007. Présenté à Environnement Canada en avril 2008. N° de déclaration dans le cadre du défi 8351.			
2	Identité de la substance : n° CAS	s.o.	O	5261-31-4
3	Identité de la substance : nom(s) chimique(s)	s.o.	O	Acétate de 2-[N-(2-cyanoéthyl)-4-[2,6-dichloro-4-nitrophényl]azo]anilino]éthyle
4	Composition chimique de la substance	2	N	
5	Pureté chimique	1	N	
6	Indication de la persistance/stabilité de la substance en milieu aqueux?	1	N	
7	Si le matériel d'examen est radiomarké, est-ce que la ou les positions précises du ou des atomes marqués ainsi que le pourcentage de radioactivité associé aux impuretés ont été rapportés?	2	s.o.	
Méthode				
8	Référence	1	O	Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques n° 305B-1996
9	Méthode normalisée (OCDE, UE, nationale, ou autre)?	3	O	OECD
10	Justification de la méthode ou du protocole non normalisé utilisé, le cas échéant	2		
11	BPL (bonnes pratiques de laboratoire)	3	N	
Organisme d'essai				
12	Identité de l'organisme : nom	s.o.	<u>O</u>	Poisson-zèbre (<i>Brachydanio rerio</i>)
13	Indication du nom latin ou des deux noms (latin et commun)?	1	O	Les deux
14	Âge ou stade biologique de l'organisme d'essai	1	N	
15	Longueur et/ou poids	1	O	Longueur moyenne du corps 3,91 +/-0,18 cm et poids moyen du corps 0,32 +/-0,06 g
16	Sexe	1	N	
17	Nombre d'organismes par répétition	1	O	7
18	Charge en organismes	1	O	20 mg/L
19	Type de nourriture et périodes d'alimentation au cours de la période d'acclimatation	1	O	Nourri avec du poisson du commerce jusqu'à la veille du début de l'essai
Conception et conditions des essais				
20	Type d'expérience (en laboratoire ou sur le terrain)	s.o.	O	Laboratoire

21	Voies d'exposition (nourriture, eau, les deux)	s.o.	O	Eau
22	Durée de l'exposition	s.o.	O	28 jours
23	Nombre de répétitions (y compris les témoins)	1	O	
24	Concentrations	1	O	20 mg/L
25	Type/composition de la nourriture et périodes d'alimentation (pendant l'essai)	1	O	Les poissons étaient nourris deux heures avant le renouvellement de l'eau
26	Si le rapport FBC/FBA a été utilisé comme dérivé de la concentration du produit chimique dans l'organisme et dans l'eau, est-ce que la durée de l'expérimentation était égale ou plus longue que le temps requis pour que la concentration du produit chimique atteigne un état stable?	3	O	28 jours
27	Si le rapport FBC/FBA a été déterminé comme correspondant au rapport de la concentration du produit chimique dans l'organisme sur sa concentration dans l'eau, est-ce que les concentrations mesurées dans l'organisme et dans l'eau étaient mentionnées?	3	O	
28	Les concentrations dans les eaux d'essai ont-elles été mesurées périodiquement?	1	O	Trois jours différents
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	Oui, tous les deux jours
30	Photopériode et intensité de l'éclairage	1	O	12:12
31	Préparation de solutions mères et de solutions d'essai	1	O	
32	Intervalles des contrôles analytiques	1	O	Tous les deux jours pour l'oxygène dissous, le pH et la température
33	Méthodes statistiques utilisées	1	O	
34	Un agent émulsionnant ou stabilisant a-t-il été employé, si la substance était peu soluble ou instable?	s.o.	N	
	Renseignements d'intérêt pour la qualité des données			
35	L'organisme d'essai convient-il à l'environnement au Canada?	3	O	
36	Les conditions d'essai (pH, température, OD, etc.) sont-elles typiques pour l'organisme d'essai?	1	O	
37	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	Semi-statique
38	Le pH de l'eau d'essai était-il dans la plage des valeurs typiques de l'environnement au Canada (6 à 9)?	1	O	7.22-7.84

39	La température de l'eau d'essai était-elle dans la plage des valeurs typiques de l'environnement au Canada (5 à 27 °C)?	1	O	22-23
40	Est-ce que le contenu en lipides (ou FBA/FBC normalisé par rapport aux lipides) a été rapporté?	2	O	
41	Est-ce que les concentrations mesurées d'un produit chimique dans les eaux d'essai étaient plus basses que la solubilité du produit?	3	N	
42	Si une substance radiomarquée a été utilisée, est-ce que le FBC a été déterminé d'après le composé d'origine (et non d'après les résidus radiomarqués)?	3	s.o.	
	Résultats			
43	Les paramètres déterminés (FBA, FBC) et leurs valeurs	s.o.	s.o.	FBC < 100
44	FBA ou FBC déterminés comme : 1) le rapport de la concentration en produit chimique produit dans l'organisme, ou 2) le rapport entre les constantes d'incorporation de produit chimique et du taux d'élimination	s.o.	s.o.	1
45	Le FBA/FBC a-t-il été déterminé d'après un 1) échantillon de tissu ou 2) l'organisme entier?	s.o.	s.o.	2
46	Le FBA/FBC utilisé était-il la valeur 1) moyenne ou 2) maximale?	s.o.	s.o.	1
47	Note : ... %	75,0		
48	Code de fiabilité d'EC :	2		
49	Catégorie de fiabilité (élevée, satisfaisante, faible) :	Confiance satisfaisante		
50	Commentaires	<i>La présente procédure est réalisée en conditions semi-statiques (renouvellement des solutions d'essai tous les deux jours). Par conséquent, une substance d'essai très peu soluble dans l'eau, comme le BANAP, peut aussi être caractérisée selon son potentiel de bioconcentration sans l'ajout de solvants ou d'autres substances auxiliaires qui pourraient modifier les résultats.</i>		

Formulaire pour sommaire de rigueur d'étude : toxicité intrinsèque pour les organismes aquatiques				
N°	Article	Pondération	Oui/Non	Précisions
1	Référence : Environnement Canada, 1991. Soumission d'essais sur la toxicité aiguë à l'égard du poisson en vertu du Règlement sur les renseignements concernant les substances nouvelles, auprès de la direction des substances nouvelles d'Environnement Canada, dans le cadre du programme de déclaration des substances nouvelles.			
2	Identité de la substance : n° CAS	s.o.	N	
3	Identité de la substance : nom(s) chimique(s)	s.o.	O	
4	Composition chimique de la substance	2	N	
5	Pureté chimique	1	N	
6	Indication de la persistance/stabilité de la substance en milieu aqueux?	1	N	
Méthode				
7	Référence	1	O	OCDE 203
8	Méthode normalisée (OCDE, UE, nationale, ou autre)?	3	O	
9	Justification de la méthode ou du protocole non normalisé utilisé, le cas échéant	2		Sans objet
10	BPL (bonnes pratiques de laboratoire)	3	O	
Organisme d'essai				
11	Identité de l'organisme : nom	s.o.	O	<i>Truite arc-en-ciel</i>
12	Indication du nom latin ou des deux noms (latin et commun)?	1	O	
13	Âge ou stade biologique de l'organisme d'essai	1	O	Longueur moyenne 51 mm et poids moyen 1,54 g
14	Longueur et/ou poids	1	O	Voir ci-dessus
15	Sexe	1		Sans objet
16	Nombre d'organismes par répétition	1	O	10

17	Charge en organismes	1	O	
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 (toxicité aiguë ou chronique)	s.o.	O	Aiguë
20	Type d'expérience (en laboratoire ou sur le terrain)	s.o.	O	Laboratoire
21	Voies d'exposition (nourriture, eau, les deux)	s.o.	O	eau
22	Durée de l'exposition	s.o.	O	96 h
23	Témoins négatifs ou positifs (préciser)	1	O	3
24	Nombre de répétitions (y compris les témoins)	1	O	2
25	Des concentrations nominales sont-elles indiquées?	1	O	320 à 3 200 mg/L
26	Des concentrations mesurées sont-elles indiquées?	3	N	
27	Type de nourriture et périodes d'alimentation durant les essais à long terme	1		Sans objet
28	Les concentrations ont-elles été mesurées périodiquement (spécialement dans les essais de toxicité 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	N	
33	Si un agent émulsionnant ou stabilisant a été employé, sa concentration est-elle indiquée?	1		
34	Si un agent émulsionnant ou stabilisant a été employé, des données sont-elles fournies sur son écotoxicité?	1		
35	Intervalles des contrôles analytiques	1	O	
36	Méthodes statistiques utilisées	1	O	
Renseignements d'intérêt pour la qualité des données				
37	Le paramètre déterminé est-il directement attribuable à la toxicité de la substance, non à l'état de santé des organismes (p. ex. lorsque la mortalité des témoins est > 10 %) ou à des facteurs physiques (p. ex. « effet d'ombrage »)?	s.o.	O	
38	L'organisme d'essai convient-il à l'environnement au Canada?	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	

41	Le pH de l'eau d'essai était-il dans la plage des valeurs typiques de l'environnement au Canada (6 à 9)?	1	O	
42	La température de l'eau d'essai était-elle dans la plage des valeurs typiques de l'environnement au Canada (5 à 27 °C)?	1	O	
43	La valeur de la toxicité était-elle inférieure à celle de la solubilité de la substance dans l'eau?	3		Solubilité dans l'eau inconnue
Résultats				
44	Valeurs de la toxicité (fournir paramètres et valeurs)	s.o.	s.o.	CL ₅₀ (96 h) = 505 mg/L
45	Autres paramètres indiqués – p. ex., FBC/FBA, CMEO/CSEO (préciser)?	s.o.	N	
46	Autres effets nocifs indiqués (p. ex., carcinogénicité, mutagénicité)?	s.o.	N	
47	Note : ... %	77,5		
48	Code de fiabilité d'EC :	2		
49	Catégorie de fiabilité (élevée, satisfaisante, faible) :	Confiance satisfaisante		
50	Commentaires			

Formulaire pour sommaires de rigueur d'études : toxicité intrinsèque pour les organismes aquatiques				
N°	Article	Pondération	Oui/Non	Précisions
1	Référence : Cohle P, R Mihalik R. 1991. Early life stage toxicity of C.I. Disperse Blue 79:1 purified preecake to rainbow trout (<i>Oncorhynchus mykiss</i>) in a flow-through system. Rapport final. ABC Laboratories Inc., Columbia, MO.			
2	Identité de la substance : n° CAS	s.o.		
3	Identité de la substance : nom(s) chimique(s)	s.o.		Disperse Blue 79:1
4	Composition chimique de la substance	2		s.o.
5	Pureté chimique	1	O	96,61
6	Indication de la persistance/stabilité de la substance en milieu aqueux?	1	N	
Méthode				
7	Référence	1	O	
8	Méthode normalisée (OCDE, UE, nationale, ou autre)?	3	O	
9	Justification de la méthode ou du protocole non normalisé utilisé, le cas échéant	2		s.o.
10	BPL (bonnes pratiques de laboratoire)	3	O	
Organisme d'essai				
11	Identité de l'organisme : nom	s.o.		<i>Truite arc-en-ciel</i>
12	Indication du nom latin ou des deux noms (latin et commun)?	1	O	
13	Âge ou stade biologique de l'organisme d'essai	1	O	
14	Longueur et/ou poids	1	O	
15	Sexe	1		s.o.
16	Nombre d'organismes par répétition	1	O	20

17	Charge en organismes	1	O	0,36 à 4,8 µg/L
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 (toxicité aiguë ou chronique)	s.o.	O	Chronique
20	Type d'expérience (en laboratoire ou sur le terrain)	s.o.	O	Labo
21	Voies d'exposition (nourriture, eau, les deux)	s.o.	O	eau
22	Durée de l'exposition	s.o.	O	122 jours
23	Témoins négatifs ou positifs (préciser)	1	O	Témoin et porteur non indiqués
24	Nombre de répétitions (y compris les témoins)	1	O	2
25	Des concentrations nominales sont-elles indiquées?	1	O	5
26	Des concentrations mesurées sont-elles indiquées?	3	O	
27	Type de nourriture et périodes d'alimentation durant les essais à long terme	1	O	
28	Les concentrations ont-elles été mesurées périodiquement (spécialement dans les essais de toxicité chronique)?	1	O	
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	O	
33	Si un agent émulsionnant ou stabilisant a été employé, sa concentration est-elle indiquée?	1	O	
34	Si un agent émulsionnant ou stabilisant a été employé, des données sont-elles fournies sur son écotoxicité?	1	O	Aucune donnée sur la toxicité, mais a été utilisé comme témoin
35	Intervalles des contrôles analytiques	1	O	
36	Méthodes statistiques utilisées	1	O	
Renseignements d'intérêt pour la qualité des données				
37	Le paramètre déterminé est-il directement attribuable à la toxicité de la substance, non à l'état de santé des organismes (p. ex. lorsque la mortalité des témoins est > 10 %) ou à des facteurs physiques (p. ex. « effet d'ombrage »)?	s.o.	O	
38	L'organisme d'essai convient-il à l'environnement au Canada?	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	Dynamique
41	Le pH de l'eau d'essai était-il dans la plage des valeurs typiques de l'environnement au Canada (6 à 9)?	1	O	
42	La température de l'eau d'essai était-elle dans la plage des valeurs typiques de l'environnement au Canada (5 à 27 °C)?	1	O	
43	La valeur de la toxicité était-elle inférieure à celle de la solubilité de la substance dans l'eau?	3		s.o.
Résultats				
44	Valeurs de la toxicité (fournir paramètres et valeurs)	s.o.	s.o.	CSEO >5 µg/L
45	Autres paramètres indiqués – p. ex., FBC/FBA, CMEO/CSEO (préciser)?	s.o.		
46	Autres effets nocifs indiqués (p. ex., carcinogénicité, mutagénicité)?	s.o.		
47	Note : ... %	97,6		
48	Code de fiabilité d'EC :	1		
49	Catégorie de fiabilité (élevée, satisfaisante, faible) :	Confiance élevée		
50	Commentaires			