

**Initiative des groupes de substances du Plan de gestion des produits
chimiques**

Substances aromatiques azoïques et à base de benzidine

Ébauche du document d'information technique

Environnement Canada

Santé Canada

Juillet 2012

Table des matières

Introduction	1
Contexte	4
Union européenne	4
États-Unis	6
Autres pays	7
Matières colorantes azoïques	9
Nomenclature	9
Synthèse	11
Tautomérisation	13
Clivage de la liaison azoïque	14
Propriétés physiques et chimiques et catégories d'application	15
Amines aromatiques	18
Établissement de sous-groupes	19
Considérations relatives à l'évaluation des risques pour la santé humaine	23
Évaluation de l'exposition	23
Évaluation des effets sur la santé humaine	26
Clivage réducteur de la liaison azoïque	26
Absorption	29
Effets critiques sur la santé	29
Principales considérations relatives à l'évaluation des effets sur la santé	32
Considérations relatives à l'évaluation écologique	34
Évaluation de l'exposition de l'environnement	34
Utilisations et modèles de rejet	34
Atténuation par traitement des eaux usées	35
Détermination de la CEE	36
Devenir dans l'environnement	41
Rejets dans l'eau et les sédiments	41
Rejets dans le sol	43
Rejets dans l'atmosphère	44
Persistance dans l'environnement	44
Dégradation abiotique et transformation	45
Biodégradation et transformation	46
Processus aérobies	46
Processus anaérobies	47
Les dérivés, leur devenir et leur persistance	50
Modélisation de la biodégradation	51
Bioaccumulation	52
Effets écologiques	56

Effets dans le milieu aquatique	57
Effets dans le milieu terrestre	58
Autres effets écologiques	58
Valeur critique de toxicité	59
Concentration estimée sans effet	59
Voie à suivre	61
Références	62
Annexe I : Liste des substances du groupe des substances aromatiques azoïques et à base de benzidine	81
Tableau I-1 : Pigments à base de benzidine	81
Tableau I-2 : Colorants à base de benzidine	81
Tableau I-3 : Dérivés de benzidine	83
Tableau I-4 : Pigments monoazoïques	83
Tableau I-5 : Colorants azoïques avec solvant	84
Tableau I-6 : Colorants azoïques dispersés	85
Tableau I-7 : Colorants azoïques acides	87
Tableau I-8 : Colorants azoïques directs	89
Tableau I-9 : Colorants azoïques réactifs	92
Tableau I-10 : Colorants azoïques basiques	93
Tableau I-11 : Colorants azoïques à mordant	94
Tableau I-12 : Colorants azoïques alimentaires	94
Tableau I-13 : Inconnus	94
Tableau I-14 : Amines aromatiques	94

INTRODUCTION

La *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* [LCPE (1999)] exige que le ministre de l'Environnement et le ministre de la Santé effectuent la catégorisation de toutes les substances de la Liste intérieure des substances (LIS) afin de déterminer celles : 1) qui sont persistantes et/ou bioaccumulables [au sens du *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* de la LCPE(1999)] et qui présentent une toxicité intrinsèque pour les humains ou d'autres organismes, ou encore 2) qui présentent ou peuvent présenter, pour les individus au Canada, le plus fort risque d'exposition. La LCPE (1999) exige également que les ministres procèdent à des évaluations préalables des substances qui répondent aux critères de catégorisation énoncés dans la *Loi* afin de déterminer si les substances présentent ou sont susceptibles de présenter un risque pour l'environnement ou la santé humaine.

En se fondant sur l'information obtenue dans le cadre de la catégorisation effectuée en 2006, 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;
- 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.

Parmi les près de 23 000 substances soumises à la catégorisation, il a été déterminé qu'environ 4 300 nécessitaient des évaluations préalables. Ces substances sont devenues un point central pour poursuivre le travail effectué dans le cadre du Plan de gestion des produits chimiques lancé le 8 décembre 2006. La première phase du Plan de gestion des produits chimiques comprenait un certain nombre d'initiatives, notamment le Défi, qui a permis de prendre en charge environ 200 substances hautement prioritaires déterminées au moment de la catégorisation. Parmi les 4 300 substances déterminées comme nécessitant une prise en charge supplémentaire, environ 1 100 ont été traitées et il en reste 3 200 à traiter.

L'Initiative des groupes de substances, déterminant environ 500 substances réparties dans neuf groupes pour la prochaine série de priorités, constitue l'une des principales initiatives à venir du Plan de gestion des produits chimiques. Cette initiative a été amorcée par l'avis d'intention concernant le groupe des substances aromatiques azoïques et à base de benzidine publié le 5 juin 2010 (Canada, 2010). Le 8 octobre 2011, une annonce concernant les actions planifiées pour évaluer et gérer, lorsqu'approprié, les risques posés par certaines substances pour la santé

des canadiens et de l'environnement, qui s'applique à ce groupe de substances et huit autres groupes de substances a été publiée dans la Partie I de la *Gazette du Canada*, vol. 145, n° 41 (Canada, 2011b).

Le groupe des substances aromatiques azoïques et à base de benzidine comprend 358 substances qui ont été déclarées prioritaires dans le cadre du processus de catégorisation, car elles satisfaisaient aux critères de catégorisation du gouvernement du Canada en vertu de l'article 73 de la LCPE (1999) (Canada, 1999) ou étaient considérées comme des substances d'intérêt prioritaire en vertu du Plan de gestion des produits chimiques, en raison d'autres préoccupations relatives à l'environnement ou à la santé humaine (Environnement Canada, 2007a; Santé Canada, 2009). Certaines substances de ce groupe de substances ont été déterminées comme étant une source de préoccupations par d'autres administrations en raison du risque de clivage des liaisons azoïques, qui peut mener au rejet de substances (amines aromatiques ou benzidines) connues pour être cancérogènes ou génotoxiques, ou susceptibles de l'être. Bon nombre de ces substances présentent des caractéristiques structurelles communes et ont des usages fonctionnels similaires en tant que matières colorantes (utilisées dans de nombreux secteurs). Par conséquent, le fait de traiter ces substances en tant que groupe permet que l'approche scientifique d'évaluation soit uniforme. L'établissement de sous-groupes en fonction de caractéristiques, telles que la structure chimique, la méthode d'utilisation et les propriétés physiques et chimiques, permet de tenir compte de la variabilité au sein de ce groupe de substances et de mettre en œuvre des approches propres aux sous-groupes dans le cadre des évaluations préalables. Les évaluations préalables sont axées sur les renseignements permettant de déterminer si les substances au sein de chaque sous-groupe satisfont aux critères énoncés à l'article 64 de la LCPE (1999). Pour ce faire, les renseignements scientifiques sont examinés afin de tirer des conclusions intégrant le poids de la preuve et le principe de prudence.

Le présent document présente l'approche d'établissement des sous-groupes, qui a fait l'objet d'une consultation à l'externe, notamment une étude consignée par les pairs suivants : Harold Freeman (Ph. D., Université d'état de Caroline du Nord) et David Lai (Ph. D., Environmental Protection Agency des États-Unis). L'approche d'établissement des sous-groupes a également fait l'objet d'une consultation d'experts techniques et d'autres intervenants dans le cadre d'une consultation technique multilatérale qui a eu lieu le 20 mars 2012 à Ottawa (Canada). Le présent document résume également les connaissances techniques globales liées aux substances de ce groupe de substances et se veut un document sur lequel s'appuyer pour élaborer ultérieurement les évaluations préalables à venir.

La liste des substances faisant partie du groupe des substances aromatiques azoïques et à base de benzidine se trouve à l'annexe I.

Pour préparer l'ébauche du document d'information technique sur le groupe de substances aromatiques azoïques et à base de benzidine, des recherches documentaires ont été menées jusqu'en mai 2011 aux fins des sections sur la santé humaine et l'environnement du document.

La présente ébauche du document d'information technique a été préparée par le personnel du Programme des substances existantes de Santé Canada et d'Environnement Canada et intègre les résultats d'autres programmes exécutés par ces ministères.

CONTEXTE

Certains colorants azoïques à base de benzidine, dérivés de benzidine et amines aromatiques ont été déterminés comme étant une source de préoccupations par d'autres administrations en raison du risque de clivage des liaisons azoïques, qui peut mener au rejet de substances (amines aromatiques ou benzidines) connues pour être cancérigènes et génotoxiques, ou susceptibles de l'être. Le contexte international des substances aromatiques azoïques et à base de benzidine est résumé dans la présente section. D'autres administrations telles que l'Union européenne (UE) et les États-Unis ont pris ou proposé des mesures pour gérer les risques liés à certaines de ces substances. Les colorants azoïques à base de benzidine et les amines aromatiques désignés comme des substances cancérigènes dans l'Union européenne ne sont plus fabriqués dans les pays membres de l'Union européenne (Klaschka, 1994). Aux États-Unis, la plupart des fabricants ont commencé à éliminer progressivement l'utilisation de colorants à base de benzidine au milieu des années 1970 (CIRC, 2010a). Même si une élimination progressive des matières colorantes azoïques réglementées a été observée à l'échelle mondiale (Øllgaard *et al.*, 1998), il a été noté que des matières colorantes azoïques réglementées pourraient être présentes dans certains articles et produits manufacturés fabriqués en Asie, en Europe de l'est et en Amérique du Sud (Øllgaard *et al.*, 1998). Étant donné que les articles et produits manufacturés importés contenant des matières colorantes azoïques sont des sources potentielles d'exposition au Canada, le contexte historique et les renseignements sur la façon dont ces matières colorantes sont gérées à l'échelle internationale sont considérés comme importants dans le contexte canadien.

Union européenne

Le premier pays de l'Union européenne à avoir édicté une loi sur l'utilisation de certaines matières colorantes azoïques est l'Allemagne. Pour ce faire, l'ordonnance sur les biens de consommation allemands a été amendée en 1994 (Allemagne, 1997). Cette loi impose des restrictions sur l'utilisation de certaines matières colorantes azoïques dans les produits de consommation destinés à plus qu'un contact temporaire avec la peau (ETAD, 2002). La MAK Commission de la fondation de recherche allemande (Deutsche Forschungsgemeinschaft) a recommandé que les matières colorantes azoïques soient classées par amine aromatique composante connue pour être cancérigène ou soupçonnée de l'être (DFG, 2007).

À la suite de la loi allemande, plusieurs autres pays membres de l'Union européenne ont adopté une loi similaire (ETAD, 2002). Ces lois ont été harmonisées en 2002 (ETAD, 2002), lorsque la directive européenne 76/769/CEE (1976) (UE, 1976) a été modifiée par la directive 2002/61/CE (UE, 2002) pour limiter la mise sur le marché de certains colorants azoïques dans les pays membres de l'Union européenne. Cette directive a été abrogée et remplacée par le règlement

(CE) n° 1907/2006 de la Commission de l'Union européenne (UE, 2006), modifié par la suite pour devenir le règlement (CE) n° 552/2009 de la Commission du 22 juin 2009, à l'annexe XVII de la base de données REACH, qui décrit les conditions de restriction des colorants azoïques (UE, 2009a). Les restrictions s'appliquent aux colorants azoïques qui, par clivage réducteur d'un ou plusieurs groupes azoïques, peuvent rejeter une ou plusieurs amines aromatiques indiquées à l'annexe 8 dans des concentrations détectables (c.-à-d. supérieures à 30 parties par million [ppm]) dans les produits finis ou dans les parties colorées de ceux-ci, selon les méthodes d'essai décrites à l'annexe 10. Les restrictions s'appliquent aux textiles et articles de cuir qui peuvent entrer en contact direct et prolongé avec la peau humaine ou la cavité buccale, tels que :

- les vêtements, la literie, les serviettes, les postiches, les perruques, les chapeaux, les couches et d'autres articles sanitaires, les sacs de couchage;
- les chaussures, les gants, les bracelets de montre, les sacs à main, les porte-monnaie et portefeuilles, les porte-documents, les couvre-siège, les sacoches portées autour du cou;
- les jouets en textile ou en cuir, et les jouets qui comprennent des vêtements en textile ou en cuir;
- les fils et les tissus destinés à l'utilisation par le consommateur final (UE, 2009a).

En raison du grand nombre de matières colorantes azoïques existantes, des retraits du marché périodiques de certaines matières colorantes azoïques plus anciennes, de l'élaboration continue de nouvelles matières colorantes azoïques, ainsi que de la confidentialité de la composition chimique de certaines formulations de matières colorantes fabriquées, il n'est pas considéré comme faisable de créer et de tenir à jour une liste exhaustive de toutes les matières colorantes azoïques qui peuvent se diviser pour former au moins l'une des 22 amines aromatiques de l'Union européenne (DTI, 1998). La directive 2002/61/CE (UE, 2002), qui a été plus tard remplacée par l'annexe XVII du règlement (CE) n° 1907/2006 de la Commission de l'Union européenne (UE, 2006), ne contenait pas précisément des restrictions sur l'utilisation des pigments azoïques (ETAD, 2008). Cependant, malgré la solubilité généralement très faible des pigments azoïques, dans les conditions d'essai prescrites à l'article 2a de la directive 2002/61/CE, certains pigments azoïques peuvent être suffisamment solubles pour rejeter une amine aromatique de la liste au-delà de la limite de détection de 30 ppm (ETAD, 2008).

En outre, le règlement (CE) n° 1223/2009 du Parlement européen et du Conseil du 30 novembre 2009 relatif aux produits cosmétiques établit les règles qui doivent être respectées par tout produit cosmétique mis sur le marché afin de garantir le fonctionnement du marché interne et un haut niveau de protection de la santé humaine (UE, 2009b). L'annexe II du règlement indique les substances dont l'utilisation est restreinte dans les produits cosmétiques, l'annexe III indique les substances que les produits cosmétiques ne doivent pas contenir sauf s'ils sont soumis aux restrictions stipulées et l'annexe IV indique les matières colorantes autorisées dans les produits cosmétiques (UE, 2009b). Parmi les 358 substances de ce groupe de

substances, 30 substances sont inscrites à l'annexe II et 19 substances sont inscrites à l'annexe IV.

En Europe, les matières colorantes alimentaires sont réglementées par la Commission européenne et les matières colorantes alimentaires approuvées sont indiquées dans la directive 94/36/CE du Conseil (UE, 1994). En outre, le règlement (CE) n° 1333/2008 du Parlement européen et du Conseil du 16 décembre 2008 sur les additifs alimentaires stipule les règles relatives aux additifs utilisés dans les aliments en vue d'assurer le fonctionnement efficace du marché interne tout en garantissant un haut niveau de protection de la santé humaine, la protection des intérêts du consommateur et le maintien de pratiques équitables de commerce alimentaire, et ce, en tenant compte de la protection de l'environnement, le cas échéant (UE, 2008). L'article 24 du règlement décrit les exigences en matière d'étiquetage pour les aliments contenant certaines matières colorantes alimentaires. L'annexe V de l'article 24 comporte une liste des matières colorantes alimentaires pour lesquelles la mention supplémentaire suivante doit être indiquée sur l'étiquette : « Peut avoir des effets indésirables sur l'activité et l'attention chez les enfants » (UE, 2008). Cette exigence en matière d'étiquetage supplémentaire ne s'applique pas aux aliments dans lesquels les matières colorantes ont été utilisées à des fins sanitaires, de marquage des produits de viande ou bien d'estampillage ou de coloration décorative des coquilles d'œufs (UE, 2008).

États-Unis

En 1996, un règlement sur les nouvelles utilisations importantes (Significant new use rule - SNUR) en vertu de l'article 5(a)(2) de la *Toxic Substances Control Act* (TSCA) a été élaboré pour les substances chimiques à base de benzidine. Il exige que l'Environmental Protection Agency des États-Unis soit avisée au moins 90 jours avant le début de la fabrication, de l'importation ou du traitement de certaines substances chimiques à base de benzidine pour toute nouvelle utilisation importante décrite dans ce règlement. Ce règlement désigne 24 substances (USEPA, 1996). En août 2010, l'Environmental Protection Agency des États-Unis a publié un plan d'action portant sur 48 colorants dérivés de la benzidine et ses dérivés. En vertu de ce plan d'action, l'Environmental Protection Agency des États-Unis prend les mesures suivantes (USEPA, 2010) :

- 1) Entreprendre le processus réglementaire pour ajouter quatre colorants à base de benzidine à un règlement sur les nouvelles utilisations importantes de l'article 5(a)(2) de la TSCA concernant les substances à base de benzidine au titre 40 du Code of Federal Regulations, article 721.1660.
- 2) Entreprendre le processus réglementaire pour établir un nouveau règlement sur les nouvelles utilisations importantes dans l'article 5(a)(2) de la TSCA concernant les colorants à base de dérivés de benzidine, notamment 44 colorants précis.

- 3) Envisager de proposer d'éliminer l'exemption appliquée aux règlements sur les nouvelles utilisations importantes pour traiter les préoccupations potentielles liées à l'exposition à ces colorants par les produits textiles finis importés.
- 4) Envisager de prendre des mesures en vertu de l'article 6 de la TSCA dans les cas où l'Environmental Protection Agency des États-Unis apprendrait que ces colorants sont présents dans des produits textiles finis importés. L'Environmental Protection Agency des États-Unis a proposé d'éliminer l'exemption dans le cadre du projet de règlement sur les nouvelles utilisations importantes concernant les substances à base de benzidine publié le 20 mars 2012 (USEPA, 2012).
- 5) Envisager d'autres mesures réglementaires dans les cas où l'Environmental Protection Agency des États-Unis déterminerait qu'il existe d'autres utilisations continues de ces colorants et aurait besoin d'obtenir les renseignements nécessaires pour déterminer si ces utilisations sont sources de préoccupations à traiter.

En mars 2012, l'Environmental Protection Agency des États-Unis a publié un projet de règlement sur les nouvelles utilisations importantes pour ajouter neuf substances à base de benzidine (les quatre mentionnées dans le plan d'action plus cinq autres figurant dans l'inventaire des substances chimiques confidentiel de l'Environmental Protection Agency des États-Unis) au règlement sur les nouvelles utilisations importantes concernant les substances à base de benzidine. L'Environmental Protection Agency des États-Unis acceptera les commentaires relatifs au projet jusqu'à 60 jours après la publication dans le Federal Register (USEPA, 2012).

Aux États-Unis, les matières colorantes alimentaires sont réglementées par la Food and Drug Administration en vertu du titre 21 du Code of Federal Regulations. Les matières colorantes sont désignées comme « assujetties à la certification » ou « exemptées de certification » et sont respectivement réglementées en vertu des parties 74 et 73 du titre 21 du Code of Federal Regulations. Les matières colorantes assujetties à la certification sont synthétiques et les fabricants doivent fournir des échantillons de chaque lot de matière colorante synthétique à la Food and Drug Administration aux fins d'analyse afin d'en assurer la sécurité et la qualité (un processus de certification semblable existe au Canada). Une fois certifiées, ces matières colorantes reçoivent l'appellation FD&C de l'anglais Food, Drug and Cosmetics (Aliments, médicaments et cosmétiques). Les matières colorantes exemptées de certification sont dérivées de sources naturelles (principalement végétales, mais parfois animales ou minérales). Elles peuvent être naturellement extraites de la source ou synthétisées en laboratoire comme cela serait le cas dans la nature.

Autres pays

L'Inde a publié une loi interdisant la manipulation de 112 colorants azoïques et à base de benzidine. Depuis 1993, le gouvernement indien a interdit la manipulation de 42 colorants à base

de benzidine (CCRI, 2007). Le ministère de l'Environnement et des forêts a également interdit la manipulation de 70 autres colorants azoïques en 1997 (Inde, 1997). La manipulation définie en vertu de l'*Environment (Protection) Act (1986)* comprend la fabrication, le traitement, l'emballage, l'entreposage, le transport, l'utilisation, la collecte, la destruction, la conversion, la mise en vente, le transfert, etc. de telles substances.

Au Japon, des normes industrielles volontaires permettant d'assurer de la sécurité des produits textiles ont été publiées le 29 mars 2012. En outre, le ministre de l'économie, du commerce et de l'industrie a demandé que le ministère de la santé, du travail et du bien-être, qui est responsable de la *Loi sur le contrôle des produits ménagers contenant des substances nocives*, envisage de réglementer les produits textiles qui contiennent des colorants azoïques pouvant se décomposer en amines aromatiques toxiques (METI, 2012).

En Australie et en Nouvelle-Zélande, la norme 1.3.1 du *Australia New Zealand Food Standards Code* indique les matières colorantes dont l'utilisation est approuvée dans les aliments (ANZFSC, 2011).

Les renseignements disponibles indiquent que d'autres pays, tels que la Chine, la Syrie et la Turquie ont adopté ou sont en train d'adopter une loi ou d'autres mesures de gestion des risques en ce qui concerne certaines substances azoïques et à base de benzidine (DTI, 1998; Chouchani Cherfane, 2006; Chine, 2010).

MATIÈRES COLORANTES AZOÏQUES

La plupart des substances du groupe des substances aromatiques azoïques et à base de benzidine sont principalement utilisées pour la coloration et appartiennent à la catégorie générale des « matières colorantes azoïques », qui représentent 60 à 80 % de l'ensemble des matières colorantes organiques en raison de leur synthèse relativement simple, d'un bon rendement technique et de la large palette de couleurs (Øllgaard *et al.*, 1998; Püntener et Page, 2004). Les matières colorantes peuvent être classées selon le groupe chromophore (c.-à-d. produisant la couleur) présent, par exemple le chromophore azoïque (c'est-à-dire la liaison azoïque, $-N=N-$) dans le cas des matières colorantes azoïques.

Les matières colorantes azoïques produisent de la couleur, car elles reflètent, transmettent ou diffusent de façon sélective la lumière dans la partie visible du spectre (c.-à-d., de 400 à 750 nm), contiennent un ou plusieurs groupes chromophores (c.-à-d., liaisons azoïques), ont un système conjugué d'électrons et affichent une certaine stabilité en raison de la résonance des électrons (Abrahart, 1977; Øllgaard *et al.*, 1998). En plus de contenir ce système chromophore, les matières colorantes azoïques peuvent également posséder des groupes fonctionnels connus sous le nom d'« auxochromes » (c.-à-d. réhausseurs de couleur), tels que l'acide carboxylique, l'acide sulfonique, les groupes amines et les groupes hydroxyles. Les auxochromes ne produisent pas de couleur, mais ils peuvent modifier l'intensité et la longueur d'onde de la lumière absorbée et peuvent également être utilisés pour influencer la solubilité (Abrahart, 1977). Par conséquent, la présence de ces substituants influe sur les propriétés physiques et chimiques et sur les caractéristiques de performance de la matière colorante (DTI, 1998).

Le terme « matière colorante » désigne à la fois les colorants et les pigments (Püntener et Page, 2004). Par définition, les colorants sont solubles dans le milieu d'application (principalement les solvants à base d'eau, mais également d'autres solvants non aqueux) et perdent leur structure cristalline ou particulaire pendant le processus d'application. En revanche, les pigments présentent généralement une très faible solubilité dans le substrat dans lequel ils sont intégrés et existent sous forme de particules solides ou de cristallites (Herbst et Hunger, 2004). Les pigments, en particulier ceux d'une taille particulaire plus grossière, peuvent opacifier le substrat d'application (Müller et Poth, 2006).

Nomenclature

Certaines matières colorantes azoïques commerciales sont classées selon le système de nomenclature Colour Index (C.I.) (Hunger *et al.*, 2005). Chaque matière colorante reçoit un nom générique du C.I. composé d'une classification du C.I. et d'un numéro de série du C.I.. La classification du C.I. indique la catégorie d'application et la teinte de la matière colorante. L'ordre chronologique dans lequel une matière colorante est inscrite dans le C.I. détermine son numéro

de série du C.I.. Les numéros de série du C.I. contenant deux points indiquent que la matière colorante diffère légèrement du nom générique du C.I. de la substance d'origine. C'est habituellement le cas en raison de différences chimiques mineures, mais cela peut être également le cas en raison de différentes modifications du cristal dans le cas des pigments (SDC, 2011).

Chaque matière colorante a également un nombre de constitution du C.I. à cinq chiffres qui détermine sa structure chimique particulière. Les matières colorantes azoïques ont des nombres de constitution du C.I. allant de 11 000 à 36 999, selon le nombre de liaisons azoïques qu'elles contiennent. Par exemple, une matière colorante monoazoïque a une liaison azoïque, une matière colorante diazoïque a deux liaisons azoïques, une matière colorante triazoïque a trois liaisons azoïques, etc. (Øllgaard *et al.*, 1998; Hunger *et al.*, 2005):

- C.I. 11 000 – 19 999 : Monoazoïques
- C.I. 20 000 – 29 999 : Diazoïques
- C.I. 30 000 – 34 999 : Triazoïques
- C.I. 35 000 – 36 999 ou plus : Quatre liaisons azoïques ou plus

À titre d'exemple du système de nomenclature C.I., C.I. Direct Yellow 12 (numéro de registre du Chemical Abstracts Service ¹ [n° CAS] 2870-32-8) a la classification du C.I. « Direct Yellow » et le numéro de série du C.I. « 12 ». Pour cette substance, la classification du C.I. indique que la substance en question appartient à la catégorie d'application des colorants directs et qu'elle a une teinte jaune. Cette substance a pour numéro de constitution du C.I. « C.I. 24 895 ». Il indique qu'il s'agit d'une matière colorante diazoïque (entre C.I. 20 000 et C.I. 29 999).

Les substances azoïques² appartiennent à un autre groupe composé des numéros de constitution du C.I. allant de C.I. 37 000 à C.I. 39 999. De plus, depuis 1997, les structures chimiques récemment enregistrées au C.I. ont reçu un numéro de constitution du C.I. à six chiffres en raison du grand nombre de matières colorantes dans certaines parties de la gamme de numéros de constitution du C.I., en particulier dans la partie relative aux matières colorantes monoazoïques (SDC, 2011). Dans le groupe des substances aromatiques azoïques et à base de benzidine, huit substances possèdent un numéro de constitution du C.I. à six chiffres, à savoir, C.I. Acid Red 119 (n° CAS 70210-06-9), C.I. Solvent Red 33 (n° CAS 73507-36-5), C.I. Reactive Blue 225 (n° CAS 108624-00-6), C.I. Disperse Violet 52/C.I. Disperse Red 179 (n° CAS 16586-42-8), C.I.

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

² Les colorants azoïques, souvent appelés colorants naphтол, sont formés par l'application d'une composante de copulation naphтол soluble à un substrat puis d'une solution de composante diazoïque (« sel diazoïque ») pour générer un « colorant » insoluble dans la fibre (Wilson, 2004).

Disperse Orange 61 (n° CAS 55281-26-0), C.I. Disperse Red 338 (n° CAS 63134-15-6), C.I. Disperse Blue 125 (n° CAS 66693-26-3) et C.I. Disperse Blue 287 (n° CAS 72828-64-9).

Synthèse

Les matières colorantes azoïques sont strictement d'origine anthropique; toutefois, certaines substances contenant un groupe azoxyque (c.-à-d. *N*-oxyde azoïque) peuvent également être produites naturellement (Hunger *et al.*, 2005).

La synthèse des matières colorantes azoïques a lieu en deux étapes : diazotization d'une amine aromatique primaire, puis copulation. En général, la première étape a lieu en présence d'acide nitreux (HNO_2) produit *in situ* avec de l'acide chlorhydrique (HCl) et du nitrite de sodium (NaNO_2). Une amine aromatique primaire est utilisée pour fournir un système conjugué d'électrons adjacent à la liaison azoïque, qui est nécessaire à la formation de couleur. Cette amine aromatique primaire, connue sous le nom de « composante diazoïque », appartient à l'un de ces trois groupes : 1) anilines et anilines substituées, 2) naphtylamines et acides naphtylamines sulfoniques, et 3) diamines (Hunger, 2003; CIRC, 2010a).

Un sel de diazonium peut être formé au cours des étapes 1 à 4, comme cela est indiqué ci-dessous (voir la figure 1) :

- 1) Une amine aromatique primaire est nitrosée par un acide nitreux pour produire un composé *N*-nitrosé.
- 2) Le composé *N*-nitrosé subit une tautomérisation³ pour produire un hydroxyde diazoïque.
- 3) Le groupe hydroxyle (-OH) de l'hydroxyde diazoïque est ensuite protoné.
- 4) L'eau est éliminée pour produire un sel de diazonium stabilisé au niveau de la résonance.

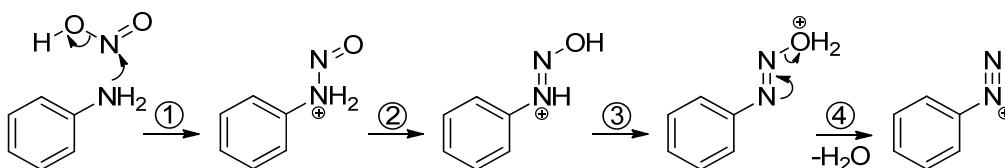


Figure 1 : Mécanisme général de la réaction de diazotization d'une amine aromatique primaire.

³ La tautomérisation est la délocalisation d'électrons entraînant la mobilisation d'un atome ou d'un groupe d'atomes ou menant à la formation des formes isomériques d'une substance appelées « tautomères ».

Le sel de diazonium formé est instable à température ambiante. Par conséquent, la température doit être faible pour qu'il soit formé. Il s'agit d'un faible électrophile qui réagira seulement avec des espèces très riches en électrons, comme les groupes amines, hydroxyles et méthoxy. Ces espèces très riches en électrons sont connues sous le nom de « composantes de copulation » (Hunger, 2003) (voir la figure 2).

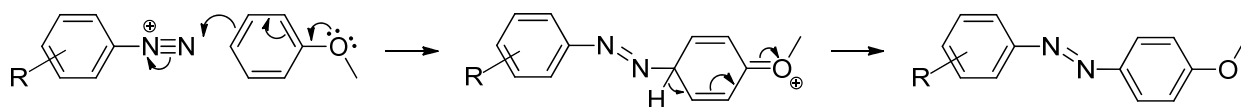


Figure 2 : Exemple d'une réaction de copulation azoïque entre un sel de diazonium et une composante de copulation (http://www.ecompound.com/Reaction%20reference/reaction_index.htm).

Les atomes d'azote de la liaison azoïque (-N=N-) sont liés à des atomes de carbone hybridés sp^2 , dont au moins un est membre d'un carbocycle aromatique, en général un dérivé du benzène ou du naphthalène. Le deuxième atome de carbone peut être un membre d'un dérivé arylique, hétéroarylique ou aliphatique énolesable, comme un acide acétoacétique (Hunger *et al.*, 2005). Les matières colorantes azoïques contenant seulement des groupes aromatiques sont connues sous le nom de matières colorantes azoïques carbocycliques, tandis que celles contenant au moins un groupe hétérocyclique sont connues sous le nom de matières colorantes azoïques hétérocycliques.

La réaction complète des composantes diazoïques et des composantes de copulation peut nécessiter des agents dispersants ou émulsifiants en cas de problèmes de solubilité. Plusieurs réactions de copulation produiront une substance avec plusieurs liaisons azoïques (c.-à-d., une substance polyazoïque) et allongeront le système conjugué, causant une migration bathochrome de la couleur⁴ (c.-à-d. une couleur plus foncée) (CIRC, 2010a). Les colorants azoïques carbocycliques fournissent une large gamme de couleurs, comprenant la plupart des colorants azoïques commerciaux. Les « colorants azoïques » appartiennent aussi à cette catégorie; toutefois, ces colorants sont formés dans les pores de la fibre uniquement pendant le processus d'application (Hunger, 2003). La majorité des colorants azoïques industriels ont pour composantes des anilines, des anilines allongées ou des amines à cycles fusionnés (Øllgaard *et al.*, 1998).

Les produits commerciaux de matières colorantes azoïques synthétisées peuvent contenir des impuretés telles que des résidus d'amines aromatiques utilisées en tant que produits intermédiaires dans le processus de fabrication. Les produits de décomposition des produits

⁴ Une migration (ou effet) bathochrome, connue familièrement sous le nom de « migration vers le rouge » est une migration de la bande spectrale vers de plus faibles fréquences (c.-à-d. de plus longues longueurs d'onde) en raison de l'influence de la substitution ou d'un changement de l'environnement. Une migration bathochrome est le contraire d'une migration hypsochrome (ou « migration vers le bleu ») (UICPA, 1997).

commerciaux stockés peuvent également être introduits par la dégradation thermique ou photochimique des matières colorantes azoïques au fil du temps (Øllgaard *et al.*, 1998).

Tautomérisation

Les matières colorantes azoïques peuvent subir une tautomérisation entre les formes azoïques et hydrazones. Cette tautomérisation est importante au niveau commercial, étant donné que chaque forme tautomère peut différer sur le plan de la couleur, des propriétés liées au rendement, du profil toxicologique ou du pouvoir tinctorial.⁵ Un exemple de tautomérisation azoïque-hydrazone est présenté à la figure 3.

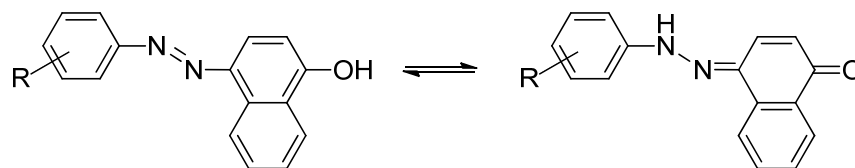
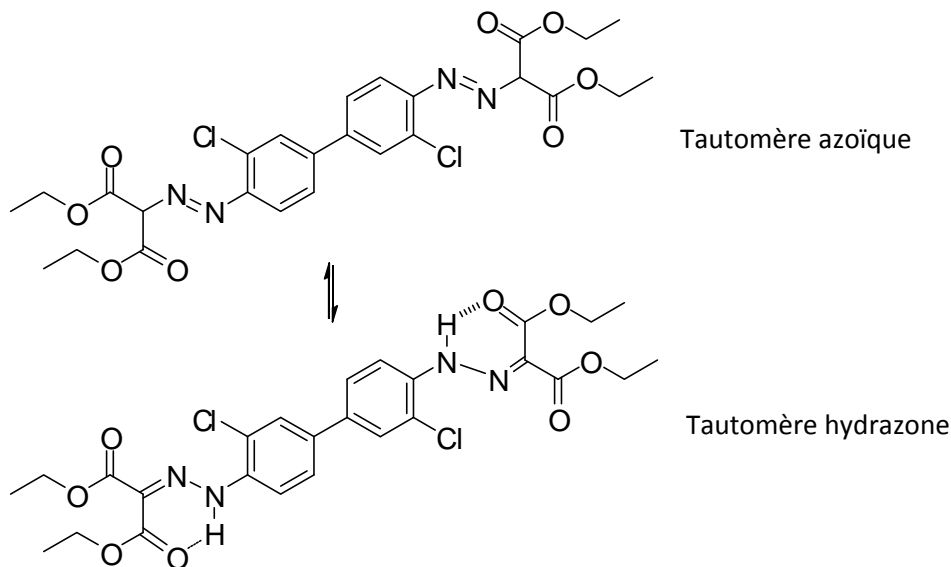


Figure 3 : Exemple de tautomérisation entre les formes azoïques et hydrazones (Hunger, 2003).

Étant donné que la forme hydrazone a tendance à avoir un plus grand pouvoir tinctorial, cette forme est favorisée sur le plan commercial pour sa rentabilité. Les composantes de la matière colorante azoïque peuvent favoriser une forme tautomère par rapport à un autre. Par exemple, des colorants azophénol existent complètement sous la forme azoïque. Les colorants hydroxyazoïques peuvent varier selon la proportion de tautomères présents, allant de la forme purement azoïque à un mélange des deux tautomères à une forme purement hydrazone (Hunger, 2003). La tautomérisation d'une matière colorante à base de 3,3'-dichlorobenzidine couplée de façon diazoïque à du malonate de diéthyle est illustrée à la figure 4.



⁵ Le pouvoir tinctorial (ou « intensité de la couleur ») représente la quantité de matière colorante nécessaire pour atteindre une profondeur de coloris standard.

Figure 4 : Les tautomères azoïque et hydrazone d'une matière colorante à base de 3,3'-dichlorobenzidine couplée de façon diazoïque à du malonate de diéthyle (De France *et al.*, 1986).

Clivage de la liaison azoïque

La liaison azoïque est la partie la plus labile d'une matière colorante azoïque. Cette liaison peut facilement subir un clivage par dégradation biologique (biodégradation) et transformation, par exemple une décomposition enzymatique (c.-à-d. un clivage métabolique), ou bien par dégradation abiotique et transformation, par exemple une dégradation thermique et photochimique et une transformation (Øllgaard *et al.*, 1998, Weber et Adams, 1995; Shu *et al.*, 1994.). Les systèmes biologiques contiennent des azoréductases qui peuvent cliver la liaison azoïque sur le plan enzymatique (Bartsch, 1981; Chung, 1983, 2000; Levine, 1991; Chung *et al.* 1992, 2000; DTI, 1998; Xu *et al.*, 2010). En général, en raison de la très faible hydrosolubilité des pigments, la liaison azoïque correspondante n'est habituellement pas disponible aux fins de décomposition enzymatique intracellulaire (Øllgaard *et al.*, 1998; BfR; 2007). Toutefois, la dégradation potentielle des pigments azoïques peut se produire par des voies autres que la décomposition enzymatique intracellulaire, par exemple, par photoclivage avec rayonnement solaire (Sperry, 1992; Engel *et al.*, 2010).

Certaines caractéristiques d'une matière colorante azoïque peuvent la rendre moins sujette au clivage. Il a été noté que la sulfonation des colorants azoïques peut empêcher le rejet d'amines aromatiques (Øllgaard *et al.*, 1998). L'utilisation de produits intermédiaires du colorant capables de complexation métallique à la suite de l'intégration dans la structure du colorant peut protéger la liaison azoïque du processus de réduction (Freeman *et al.*, 1996). Dans le cas des matières colorantes à base de 3,3'-dichlorobenzidine qui ont été couplées de façon diazoïque à un malonate de diéthyle (figure 4), une β -cétone qui stabilise le tautomère hydrazone, on n'a pas observé de clivage réducteur de la liaison azoïque malgré la solubilité du composé d'essai (De France *et al.*, 1986).

Pour les substances de cette initiative de groupement, un certain nombre de produits de décomposition provenant du clivage d'une ou plusieurs liaisons azoïques sont théoriquement possibles. Même si la plupart de ces amines aromatiques et dérivés à base de benzidine ne font pas partie des substances d'intérêt prioritaire du Plan de gestion des produits chimiques incluses dans ce groupe de substances, certains renseignements relatifs aux effets de ces substances sur l'environnement et la santé humaine seront pris en compte dans les évaluations, lorsqu'il y a suffisamment de preuves démontrant le clivage de la liaison azoïque.

Les sections Considérations relatives à l'évaluation écologique et Considérations relatives à l'évaluation des risques pour la santé humaine fournissent de plus amples détails sur le clivage de la liaison azoïque dans le cadre de ces évaluations.

Propriétés physiques et chimiques et catégories d'application

La diversité chimique des matières colorantes azoïques permet la création d'une large gamme de couleurs, en particulier dans la partie rouge de la gamme. De nombreux colorants azoïques sont hydrosolubles, alors que d'autres sont liposolubles. En revanche, les pigments azoïques ont en général une très faible solubilité dans l'eau et dans d'autres milieux (p. ex. les solvants organiques et le substrat dans lequel ils sont appliqués), étant donné qu'ils sont chimiquement conçus pour être insolubles dans leur milieu d'application. On y parvient grâce à l'absence de groupes solubilisants, l'intégration de groupes qui réduisent la solubilité (p. ex. les amides) ou la formation par laque de sels insolubles d'acides carboxyliques ou sulfoniques (Øllgaard *et al.*, 1998).⁶

L'application de colorants et de pigments se base sur les propriétés physiques et chimiques qui font qu'ils conviennent à des processus de coloration définis. Plus précisément, la catégorie d'application fournit des renseignements sur la méthode et les conditions d'application nécessaires à la coloration d'un substrat. Pour les colorants, la catégorie d'application détermine les différents types de substrats auxquels les colorants conviennent. Par exemple, les colorants directs sont des colorants anioniques hydrosolubles qui nécessitent la présence d'électrolytes au cours du processus de coloration. Étant donné que ces colorants directs peuvent être appliqués directement sur des fibres cellulosiques, les principaux substrats sont la rayonne et le papier. Autre exemple, les colorants avec solvant sont de grosses molécules hydrophobes qui se dissolvent dans le substrat. Ces colorants avec solvant conviennent pour la coloration des encres, des plastiques, des cires, des produits gras et des produits d'huile minérale (Øllgaard *et al.*, 1998). Dans certains cas, une même matière colorante peut être classée dans plusieurs catégories d'application. En règle générale, les colorants dispersés peuvent souvent être appliqués en tant que colorants avec solvant et les colorants de cuve peuvent parfois être appliqués en tant que pigments (SDC, 2011).

L'efficacité et l'efficience d'un processus de coloration ou d'impression dépendent de l'affinité du colorant et du substrat. Par conséquent, les colorants sont délibérément conçus au niveau moléculaire pour les substrats ciblés et les applications d'utilisation finale souhaitées. Un colorant doit en particulier avoir une plus grande affinité pour le substrat auquel il est appliqué que pour le milieu d'application et il doit avoir le niveau de permanence souhaité dans les conditions d'utilisation finale prévues. On peut citer comme exemples de caractéristiques de permanence la résistance à l'humidité (c.-à-d. la stabilité à la décoloration en cas d'exposition à

⁶ Un pigment azoïque laqué, également appelé « toner » ou « laque », est un pigment de type sel formé en précipitant une substance monoazoïque anionique hydrosoluble avec un cation métallique (Herbst et Hunger, 2004).

l'eau) et la résistance à la lumière (c.-à-d. la stabilité à la décoloration en cas d'exposition à la lumière du soleil) (CIRC, 2010a).

Le tableau 1 présente les propriétés physiques et chimiques générales des principales catégories d'application des matières colorantes azoïques de ce groupe de substances. Une description de chaque catégorie d'application est ensuite fournie. Une large gamme de produits contient des matières colorantes azoïques de ce groupe de substances, notamment les textiles, le cuir, les peintures et revêtements, les encres, les produits cosmétiques et les produits de soins personnels.

Tableau 1 : Propriétés physiques et chimiques des principales catégories d'application des matières colorantes azoïques de ce groupe de substances

Catégorie d'application	Pression de vapeur	K _{oe}	Solubilité dans l'eau	Ionisation	Charge
Colorants acides	Très faible ¹	Faible	Solubles ²	Ioniques	–
Colorants directs					–
Colorants réactifs					–
Colorants basiques					+
Colorants dispersés	Élevé	Peu solubles ^{3,4}	Non ioniques	Neutre	Neutre
Colorants à mordant					
Colorants avec solvant					
Pigments					

Abréviations : K_{oe}, coefficient de partage octanol-eau; s.o., sans objet

¹ Lorsque des mesures sont disponibles, les colorants azoïques ont généralement des pressions de vapeur très faibles (c.-à-d. allant de $8,3 \times 10^{-18}$ à $1,2 \times 10^{-5}$ Pa) (Baughman et Perenich, 1988). Les pressions de vapeur des pigments azoïques devraient également être très faibles (c.-à-d. inférieures à 10^{-11} à 10^{-9} Pa) (Baughman et Perenich, 1988).

² Solubles : > 100 mg/L (colorants ioniques) (Øllgaard *et al.*, 1998).

³ Peu solubles : < 100 mg/L (pigments et colorants non ioniques) (Øllgaard *et al.*, 1998).

⁴ Dans le cas des colorants à mordant, le descripteur « peu solubles » renvoie au complexe métallique du colorant qui s'est précipité sur la fibre textile pendant l'application et non au colorant soluble avant l'application lui-même.

Les **colorants acides** sont des colorants anioniques hydrosolubles qui ont généralement un poids moléculaire plus faible que les colorants directs. Les colorants acides sont principalement utilisés pour colorer certaines fibres textiles, telles que les fibres en nylon, en laine, en soie et en acrylique modifié, souvent par réaction d'un ou plusieurs groupes fonctionnels sulfoniques qui

peuvent réagir avec les groupes amides de la fibre. Dans une moindre mesure, les colorants acides peuvent également être utilisés dans les peintures, les encres, les plastiques et le cuir (Øllgaard *et al.*, 1998). Dans la plupart des cas, les colorants alimentaires sont similaires sur le plan structurel (p. ex. ils contiennent plusieurs groupes fonctionnels d'acide sulfonique) aux colorants acides et ont des propriétés physiques et chimiques similaires (p. ex. forte hydrosolubilité).

Les **colorants directs** sont des colorants anioniques hydrosolubles. Il s'agit de molécules étroites et plates capables de s'associer avec des molécules de cellulose plates au moyen de forces de Van der Waals. Les colorants directs sont liés aux fibres par dépôt dans les cavités. Les colorants directs sont principalement utilisés pour colorer en continu le papier, les fibres textiles cellulosiques (p. ex. le coton et la rayonne) et le cuir (Øllgaard *et al.*, 1998).

Les **colorants réactifs** sont similaires aux colorants directs sur le plan chimique, sauf qu'ils contiennent des groupes réactifs (ETAD, 1995). Ces groupes réactifs se lient par covalence aux groupes hydroxyles, sulfhydryles et amines des fibres (Øllgaard *et al.*, 1998). Les colorants réactifs sont principalement utilisés pour colorer les fibres textiles cellulosiques (p. ex. le coton et la rayonne), où le colorant réagit avec les groupes hydroxyles de la fibre (ETAD, 1995).

Les **colorants basiques** sont des colorants cationiques hydrosolubles qui sont en général utilisés sur certaines fibres textiles qui sont des polymères à charge négative (p. ex. l'acrylique, le modacrylique et le polyester modifié). Les colorants basiques sont principalement utilisés pour colorer les fibres de polyacrylonitrile et le papier.

Les **colorants dispersés** sont des colorants non ioniques en grande partie hydrosolubles qui sont en général vendus en tant que poudres ou pâtes dispersibles. Ils sont généralement appliqués à des fibres synthétiques à partir de dispersions aqueuses dans des conditions légèrement acides. Les molécules de colorant adsorbent à la surface de la fibre, puis ils migrent vers l'intérieur lorsque la température augmente. Les colorants dispersés sont principalement utilisés pour colorer le polyester, les mélanges de polyester, l'acétate de cellulose et le nylon (ETAD, 1995).

Les **colorants à mordant** sont des colorants non ioniques qui, en combinaison avec un mordant, forment un complexe colorant métallique insoluble qui se précipite sur la fibre textile. Un mordant est un composé métallique. On rencontre communément le chrome, l'aluminium, le cuivre ou le fer. Les colorants à mordant sont principalement utilisés pour colorer la laine, le cuir, les fourrures et l'aluminium anodisé (Øllgaard *et al.*, 1998).

Les **colorants avec solvant** sont des colorants non ioniques qui sont peu solubles dans l'eau et qui ont tendance à avoir un poids moléculaire plus élevé que les colorants dispersés. Les colorants avec solvant sont principalement utilisés pour colorer les encres, les plastiques, les cires, les produits gras et les produits d'huile minérale (Øllgaard *et al.* 1998).

Les **pigments** ont en général une très faible hydrosolubilité, maintenant leur structure cristalline pendant toute l'application (Herbst et Hunger, 2004). Tandis que les colorants existent sous forme moléculaire, les pigments existent sous forme de particules solides. Les pigments sont principalement utilisés pour colorer les encres d'impression graphique, les peintures et revêtements, les plastiques et les fibres. Les pigments azoïques sont similaires aux colorants dispersés, avec solvant et à mordant en ce qui a trait à leur grande taille moléculaire, leur très faible hydrosolubilité et leur hydrophobie. Toutefois, la différence majeure des pigments azoïques est leur solubilité généralement faible dans les solvants organiques (Øllgaard *et al.*, 1998). Ainsi, les pigments azoïques restent pratiquement à l'état solide pendant le traitement et l'application à un substrat (Clarke et Anliker, 1980). La densité des pigments azoïques a tendance à être plus élevée que celle de l'eau à des températures standard (c.-à-d. $> 1\ 000\ \text{kg/m}^3$).

AMINES AROMATIQUES

Les amines aromatiques sont des produits chimiques très utilisés. En plus d'être des produits intermédiaires pour la synthèse des matières colorantes azoïques, elles peuvent être utilisées pour synthétiser des pesticides, des produits pharmaceutiques, des explosifs, du caoutchouc, des polymères époxy des et du polyuréthane. Les amines aromatiques peuvent également être utilisées en tant qu'antioxydants dans les élastomères. Les amines aromatiques peuvent être générées par la combustion de matières organiques, y compris dans les émissions de fumée de tabac (Platzek, 2010). Les amines aromatiques sont présentes à l'état naturel dans des plantes telles que les grains de maïs, les fèves et le thé (Australie, 2012).

Ce groupe de substances comprend 23 amines aromatiques, dont cinq sont des dérivés de benzidine (se reporter aux tableaux I-3 et I-14 à l'annexe I). Ils appartiennent à l'un des deux types structurels chimiques : monocyclique et bicyclique. On peut citer comme exemple de ces deux types la p-Toluidine (n° CAS 106-49-0) et la 2-Naphtylamine (n° CAS 91-59-8) respectivement. La *N*-substitution des amines aromatiques par des substituants aliphatiques, aromatiques ou mélangés mène à trois catégories d'amines aromatiques : primaires, secondaires et tertiaires. La plupart des amines aromatiques de ce groupe de substances sont des amines aromatiques primaires, alors que la *N,N,N',N'*-Tétraméthylbenzidine (n° CAS 366-29-0) est une amine aromatique tertiaire. Divers dérivés d'amines aromatiques existent en raison de l'ajout d'au moins un substituant sur le cycle benzénique de la molécule. Par exemple, la 4-Chloroaniline (n° CAS 106-47-8) et la p-Toluidine (n° CAS 106-49-0) sont toutes deux des anilines, mais contiennent un substituant différent en position *para*-. En outre, il y a 10 diamines, y compris divers dérivés de benzidine.

ÉTABLISSEMENT DE SOUS-GROUPES

Étant donné le grand nombre de substances ayant différentes propriétés physiques et chimiques, utilisations et applications au sein de ce groupe des substances, on a jugé pertinent de diviser ces substances en sous-groupes en fonction de leurs propriétés. Cela a été fait pour 335 substances de ce groupe de substances, à l'exception de 23 amines aromatiques, étant donné que la plupart de ces amines aromatiques sont des produits de clivage azoïque potentiels des matières colorantes azoïques.

La majorité (335) des substances ont d'abord été divisées en deux catégories, nommées **catégories chimiques**, et ce, d'après leur structure chimique. Les catégories chimiques ont été établies en inspectant visuellement la structure moléculaire de chaque substance (p. ex. sa configuration SMILES⁷) et en tenant compte du nom chimique figurant dans la LIS. Ces substances appartiennent à l'une des deux catégories chimiques suivantes :

- 1) **Catégorie chimique I : Substances aromatiques azoïques** — Les substances qui contiennent au moins un cycle benzénique (système aromatique) avec au moins un substituant faisant état de liaison azoïque, comme l'indique la figure 5. Certaines de ces substances peuvent se décomposer pour rejeter des amines aromatiques. Il est à noter que cette catégorie exclut les substances qui contiennent une sous-structure à base de benzidine, tel qu'il est décrit dans la catégorie chimique II ci-dessous.

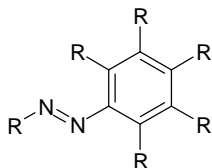
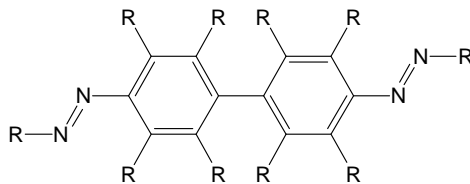


Figure 5 : Substances aromatiques azoïques

- 2) **Catégorie chimique II : Substances à base de benzidine** — Substances qui contiennent une sous-structure à base de benzidine ou de dérivé de benzidine, telle que celle de la diméthylbenzidine, de la diméthoxybenzidine ou de la dichlorobenzidine. La structure générale des substances appartenant à cette catégorie chimique est illustrée à la figure 6.



⁷ Simplified Molecular Input Line Entry System : Un langage chimique simple mais complet dans lequel les molécules et les réactions peuvent être précisées à l'aide de caractères ASCII représentant les symboles des atomes et des liaisons; il peut être utilisé en tant qu'identificateur universel d'une structure chimique définie.

Figure 6 : Substances à base de benzidine

Dans chaque catégorie, les substances ont ensuite été classées en fonction de leur **catégorie d'application**. La catégorie d'application d'une substance est considérée comme étroitement liée aux similitudes structurelles (p. ex. la présence de groupes fonctionnels solubilisants), aux propriétés physiques et chimiques et aux utilisations commerciales potentielles. La classification du C.I. a été utilisée en tant que source de données de base pour cette étape. Pour les substances qui n'ont pas été enregistrées au C.I., une catégorie d'application a été déduite, s'il y a lieu, en fonction d'autres renseignements disponibles, tels que les codes d'utilisation de la LIS⁸ et les renseignements provenant du domaine public concernant les utilisations et les sous-structures associées à certaines catégories d'application (Hunger, 2003; Herbst et Hunger, 2004). Pour les substances pour lesquelles les données d'utilisation ne correspondaient pas à une catégorie d'application disponible ou dont les catégories d'application n'étaient pas identifiables, un groupe « Inconnus » a été formé. Au total, 10 catégories d'application ont été déterminées : Pigments, Colorants avec solvant, Colorants dispersés, Colorants acides, Colorants directs, Colorants réactifs, Colorants basiques, Colorants à mordant, Colorants alimentaires et Inconnus.

Pour les substances aromatiques azoïques (c.-à-d. les substances azoïques qui ne sont pas à base de benzidine), une autre classification a été faite au sein de chaque catégorie d'application en fonction du nombre de liaisons azoïques :

- 1) Substances monoazoïques : Substances contenant une liaison azoïque
- 2) Substances diazoïques : Substances contenant deux liaisons azoïques
- 3) Substances polyazoïques : Substances contenant trois liaisons azoïques ou plus

Des **sous-groupes** ont été établis selon la catégorie chimique et la catégorie d'application. Par exemple, le sous-groupe « Pigments à base de benzidine » contient des substances qui appartiennent à la catégorie chimique II « Substances à base de benzidine » et à la catégorie d'application « Pigments » et comprend sept substances. Un sous-groupe peut également contenir plusieurs catégories d'application, comme dans le cas du sous-groupe « Colorants à base de benzidine », qui contient des substances appartenant à la catégorie chimique II « Substances à base de benzidine » et également à plusieurs catégories d'application (c.-à-d., Colorants acides, Colorants directs, Colorants basiques et Inconnus). Les amines aromatiques et les dérivés de benzidine seront étudiés séparément, en tenant compte de l'association avec leurs colorants ou pigments correspondants, le cas échéant. Une description de chaque sous-groupe est fournie dans le tableau 2, avec le nombre de substances appartenant à chaque sous-groupe.

⁸ Les codes d'utilisation de la LIS indiquent les utilisations générales déclarées pour chaque substance dans les soumissions de l'industrie pour la période de compilation de la LIS de 1984 à 1986.

Tableau 2 : Description des sous-groupes

Catégorie chimique	Sous-groupe (nombre de substances)	Catégorie d'application	Sous-structure azoïque (nombre de substances)
I. Substances aromatiques azoïques	Pigments monoazoïques (33)	Pigments	Monoazoïque (33)
	Colorants azoïques avec solvant (22)	Colorants avec solvant	Monoazoïque (15); diazoïque (7)
	Colorants azoïques dispersés (73)	Colorants dispersés	Monoazoïque (62); diazoïque (11)
	Colorants azoïques acides (52)	Colorants acides	Monoazoïque (21); diazoïque (20); polyazoïque (11)
	Colorants azoïques directs (61)	Colorants directs	Monoazoïque (5); diazoïque (37); polyazoïque (19)
	Colorants azoïques réactifs (8)	Colorants réactifs	Monoazoïque (4); diazoïque (4)
	Colorants azoïques basiques (33)	Colorants basiques	Monoazoïque (28); diazoïque (5)
	Colorants azoïques à mordant (2)	Colorants à mordant	Monoazoïque (2)
	Colorants azoïques alimentaires (1)	Colorants alimentaires	Diazoïque (1)
	Inconnus (4)	Inconnus	Monoazoïque (3); diazoïque (1)
II. Substances à base de benzidine	Pigments à base de benzidine (7)	Pigments	s.o.
	Colorants à base de benzidine (39)	Colorants acides Colorants directs Colorants basiques Inconnus	s.o.

Abréviation : S. O., sans objet

Même s'il peut y avoir des cas où une substance appartient à plusieurs sous-groupes, selon ses applications prévues, afin de faciliter l'évaluation, chaque substance a été placée dans un seul sous-groupe. Par exemple, cinq substances ont été déterminées comme des colorants alimentaires potentiels (NCI, 2007; CII, 2011). Parmi ces cinq substances (n° CAS 1934-21-0, 3761-53-3, 915-67-3, 2611-82-7 et 106028-58-4), seule une substance a été placée dans le sous-groupe des colorants azoïques alimentaires (n° CAS 106028-58-4, C.I. Food Black 2), étant donné qu'aucune autre catégorie d'application n'a été déterminée pour cette substance. Les quatre autres substances ont été placées dans le sous-groupe des colorants azoïques acides, car elles sont également connues pour être appliquées en tant que colorants acides pour les textiles.

Les substances de chaque sous-groupe peuvent ensuite être classées par **groupes similaires sur le plan structurel** d'après des similitudes structurelles plus détaillées. Des renseignements scientifiques limités sont disponibles pour bon nombre de substances de ce groupe de substances et l'identification des substances similaires sur le plan structurel appuie l'utilisation d'approches de relations structure-activité (c.-à-d. données déduites à partir d'analogues) pour les substances similaires. En l'absence de données empiriques, des analogues (c.-à-d. des substances similaires sur le plan chimique) peuvent être utilisés dans le cadre des évaluations. De plus, conformément aux meilleures pratiques internationales, les données modélisées peuvent être générées par l'utilisation de relations quantitatives structure-activité.

Les propriétés physiques et chimiques de certains colorants et pigments ne se prêtent pas à la prévision modélisée, car la plupart des modèles de relations quantitatives structure-activité ne sont généralement pas conçus pour traiter les particules ou les substances qui ont tendance à s'agréger et n'ont pas de caractéristiques moléculaires standard. De nombreuses substances de ce groupe de substances comprennent des pigments et des colorants non ioniques ainsi que des substances ionisantes, telles que des colorants acides, directs, basiques et réactifs (Environnement Canada, 2000). Par conséquent, l'applicabilité de modèles de relations quantitatives structure-activité aux colorants et aux pigments de ce groupe de substances sera déterminée au cas par cas.

CONSIDÉRATIONS RELATIVES À L'ÉVALUATION DES RISQUES POUR LA SANTÉ HUMAINE

Évaluation de l'exposition

D'après les renseignements disponibles, on considère que l'une des principales sources d'exposition de la population générale à la majorité des substances de ce groupe de substances est l'utilisation de certains articles et produits manufacturés ou le contact avec ceux-ci. Pour chaque catégorie d'application, des scénarios d'exposition génériques à des catégories de produits indicateurs seront élaborés aux fins d'utilisation dans le cadre des évaluations préalables, d'après les renseignements propres au n° CAS ou les renseignements propres à la catégorie d'application. L'utilisation des renseignements propres aux catégories d'application soutient une approche d'évaluation uniforme au sein de la catégorie d'application.

Les plages de concentration des substances de ce groupe substances dans les produits seront déterminées à partir des renseignements disponibles dans les documents publiés et à partir des renseignements soumis à la suite d'une enquête menée relativement à l'article 71 émise en vertu de la LCPE (1999) (Canada, 2011a), comme il convient. Les catégories de produits indicateurs préliminaires, les plages de concentration et les sources d'information ont été résumées dans les tableaux 4 à 6, où elles sont présentées par voie d'exposition (orale, cutanée, par inhalation). Des catégories de produits indicateurs supplémentaires pourraient être déterminées à l'avenir.

D'après les renseignements disponibles, les principales utilisations de matières colorantes déterminées pour les différentes catégories d'application étaient la coloration des textiles, du cuir ainsi que des peintures et des revêtements. Par exemple, pour les produits textiles, un produit de puériculture (un jumper pour bébé) et un vêtement ont été désignés comme catégories de produits indicateurs pour l'exposition potentielle par voie cutanée. Pour l'exposition par voie orale, des jouets à base de textile ont été désignés comme catégorie de produits indicateurs pour les enfants de moins de quatre ans, qui sont susceptibles de mettre les produits à la bouche. Pour les produits en cuir, des vêtements en cuir (p. ex. veste, pantalon, chaussures), du mobilier en cuir et des jouets à base de cuir ont été désignés comme catégories de produits indicateurs pour l'exposition potentielle par voie cutanée. Dans le cas des peintures et revêtements, de la peinture pour enfant, de la peinture au doigt et une petite voiture peinte ont été sélectionnées comme catégories de produits indicateurs en raison de la probabilité d'exposition cutanée et orale des enfants.

En plus des produits résumés aux tableaux 4 à 6, l'utilisation de pigments dans les encres de tatouage permanent injectées dans le derme constitue une source d'exposition potentielle. D'après

les renseignements disponibles, la concentration de pigments typique en cours d'utilisation serait de 2,53 mg de pigment par centimètre carré *ex vivo* de peau humaine ou de cochon tatouée (Engel *et al.*, 2008).

Tableau 4 : Type de produits indicateurs pris en considération pour l'exposition par voie orale

Produit	Plage de concentration de la substance (pourcentage pondéral [%])	Références pour la plage de concentration
Produits de soins personnels et produits cosmétiques		
Rouge à lèvres	5–8	Système de déclaration des cosmétiques, 2011
Produits d'hygiène buccale (p. ex. bain de bouche, dentifrice)	<0,1–0,3 ¹	Système de déclaration des cosmétiques, 2011
Produits de consommation		
Encre de stylo à bille	1–5	Scott et Moore, 2000
Peinture au doigt	3–60	CIRC, 2010b
Encre de marqueur	1–5	Scott et Moore, 2000
Petite voiture peinte	3–60	CIRC, 2010b
Jouet en textile	1	BfR, 2007
	0,5–3	Øllgaard <i>et al.</i> , 1998
Encre à écrire (enfant)	1–5	Scott et Moore, 2000

¹ La concentration est indiquée pour les plages suivantes en vertu du Système de déclaration des cosmétiques : < 0,1, 0,1 à 0,3, 0,3 à 1, 1 à 3, 3 à 10, 10 à 30 et 30 à 100 % (SDC, 2011).

Tableau 5 : Types de produits indicateurs pris en considération pour la voie d'exposition par voie cutanée

Produit	Plage de concentration de la substance (pourcentage pondéral [%]) ¹	Références pour la plage de concentration
Produits de soins personnels et produits cosmétiques		
Produit anti-rides	<0,1–10	Système de déclaration des cosmétiques, 2011
Lotion corporelle pour bébé ²	<0,1–3	Système de déclaration des cosmétiques, 2011
Sels de bain ³	<0,1–30	Système de déclaration des cosmétiques, 2011

Maquillage pour le visage (fard à joues, fond de teint)	<0,1–30	Système de déclaration des cosmétiques, 2011
Déodorant	<0,1–30	SDC, 2011
Fard à paupières ⁴	<0,1–30	SDC, 2011
Parfum	<0,1–30	SDC, 2011
Décolorant pour cheveux	< 0,1	SDC, 2011
Revitalisant capillaire	< 0,1–30	SDC, 2011
Produits de soins capillaires (gel pour cheveux, laque pour cheveux)	< 0,1–10	SDC, 2011
Épilation des poils	< 0,1–1	SDC, 2011
Shampooing	< 0,1–100	SDC, 2011
Préparations pour mises en plis	< 0,1–30	SDC, 2011
Préparation destinée aux soins des mains	< 0,1–30	SDC, 2011
Huile de massage	< 0,1–1	SDC, 2011
Colorant capillaire	< 0,1–30	SDC, 2011
Crème à raser	< 0,1–3	SDC, 2011
Nettoyant pour la peau (corps)	< 0,1–1	SDC, 2011
Hydratant pour la peau	< 0,1–100	SDC, 2011
Produit bronzant	< 0,1–1	SDC, 2011
Produits de consommation		
Peinture au doigt	3–60	CIRC, 2010b
Vêtements en cuir (p. ex. gilet, pantalons, chaussures)	2 (colorant); 0,1 à 0,2 (pigment)	Øllgaard <i>et al.</i> , 1998
Mobilier en cuir	2 (colorant); 0,1 à 0,2 (pigment)	Øllgaard <i>et al.</i> , 1998
Jouet en cuir	2 (colorant); 0,1 à 0,2 (pigment)	Øllgaard <i>et al.</i> , 1998
Peinture (pour enfant)	3–60	CIRC, 2010b
Tatouage temporaire	1–5	Scott et Moore, 2000
Textiles : Body pour bébé	1	BfR, 2007
	0,5–3	Øllgaard <i>et al.</i> , 1998
Textiles : Vêtements pour adulte	1	BfR, 2007
	0,5–3	Øllgaard <i>et al.</i> , 1998
Encre à écrire (adulte)	1–5	Scott et Moore, 2000

¹ La concentration est indiquée pour les plages suivantes en vertu du Système de déclaration des cosmétiques : < 0,1, 0,1 à 0,3, 0,3 à 1, 1 à 3, 3 à 10, 10 à 30 et 30 à 100 % (SDC, 2011).

² Indiqué comme produits pour bébé dans le SDC (SDC, 2011)

³ Indiqué comme préparation pour bain dans le SDC (SDC, 2011)

⁴ Indiqué comme maquillage pour les yeux dans le SDC (SDC, 2011)

Tableau 6 : Types de produits cosmétiques et de soins personnels pris en considération pour l'exposition par inhalation¹

Produit	Plage de concentration de la substance (pourcentage pondéral [%]) ²	Références pour la plage de concentration
Parfum	< 0,1–30	SDC, 2011
Laque pour cheveux	< 0,1–100	SDC, 2011
Colorant capillaire temporaire (sous forme d'aérosol)	< 0,1–30	SDC, 2011

¹Tel qu'il est indiqué par Baughman et Perenich (1988), les matières colorantes azoïques ont tendance à avoir de très faibles pressions de vapeur. Ainsi, l'exposition par inhalation aux matières colorantes azoïques en phase gazeuse n'est en général pas considérée comme une voie d'exposition importante. Cependant, l'exposition par inhalation aux matières colorantes azoïques peut se produire dans le cadre de l'utilisation de produits de soins personnels et de produits cosmétiques qui sont pulvérisés en fines gouttelettes.

² La concentration est indiquée pour les plages suivantes en vertu du Système de déclaration des cosmétiques : < 0,1, 0,1 à 0,3, 0,3 à 1, 1 à 3, 3 à 10, 10 à 30 et 30 à 100 % (SDC, 2011).

Évaluation des effets sur la santé humaine

Lorsqu'on effectue des évaluations des effets des substances de ce groupe de substances sur la santé humaine, il est important de souligner plusieurs aspects : le clivage réducteur de la liaison azoïque et les métabolites correspondants (amines aromatiques) produits en conséquence, l'absorption des deux substances d'origine (les substances aromatiques azoïques et à base de benzidine) et de leurs métabolites, et les effets sur la santé humaine associés aux substances d'origine et aux métabolites.

Clivage réducteur de la liaison azoïque

In vivo, la réduction azoïque des substances azoïques et à base de benzidine se produit par une réaction assistée par les enzymes (Golka *et al.*, 2004). Des azoréductases sont présentes et actives dans la microflore de l'intestin (Yoshida et Miyakawa, 1973; Chung *et al.*, 1978; Hartman *et al.*, 1978; Cerniglia *et al.*, 1982a, b; Bos *et al.*, 1986; Xu *et al.*, 2010) et la peau (Platzek *et al.*, 1999; Chen *et al.*, 2005; Stingley *et al.*, 2010). Elles sont également présentes dans les tissus mammaliens, en particulier dans le foie (Fouts *et al.*, 1957; Walker, 1970; Martin et Kennelly, 1981; Kennelly *et al.*, 1982).

La réduction des colorants azoïques dans les bactéries anaérobies et aérobies a été décrite (Levine, 1991; Xu *et al.*, 2007). Tandis que les azoréductases aérobies ont été caractérisés à partir des membres aérobies et anaérobies du microbiome humain, les conditions anaérobies ont été jugées plus courantes pour la réduction azoïque (Stolz 2001; Stingley *et al.*, 2010).

La microflore intestinale joue un rôle important dans la réduction des colorants azoïques après exposition par voie orale à des colorants azoïques (Bartsch, 1981; Chung, 1983, 2000; Levine, 1991; Chung *et al.*, 1992; Brown et DeVito, 1993; Chung, 2000; Xu *et al.*, 2010). Il est prouvé que certaines molécules nécessitent une réduction par la flore intestinale avant qu'elles puissent être davantage métabolisées par le foie (examiné par Brantom, 2005). Les études menées sur les colorants dérivés de la benzidine ou ses dérivés ont révélé que l'activité azoréductase bactérienne est plus de 100 fois plus efficace que celles des azoréductases du foie et peut constituer la principale voie de réduction azoïque (Martin, 1981; et Kennelly *et al.*, 1982; Brown et DeVito, 1993). Il a été montré que quarante-cinq espèces différentes de bactéries intestinales diverses, dont les espèces *Clostridium* anaérobies strictes et les *Enterobacteriaceae* anaérobies facultatives, contenaient des azoréductases (Chung et Cerniglia, 1992; Moller et Wallin, 2000). Jusqu'à présent, au moins deux types d'azoréductases ont été repérées dans les bactéries : des enzymes monomères sans flavine contenant un motif liant de nicotinamide adénine dinucléotide présumée réduite (phosphate) (NAD(P)H) et des enzymes polymères dépendant de la flavine (Chen, 2006).

Plusieurs centaines d'espèces de bactéries sont probablement présentes dans la peau humaine (Gao *et al.*, 2007), et il a été démontré qu'un certain nombre d'entre elles ont une activité azoréductase. Il a été déterminé que les bactéries cutanées représentant les genres *Staphylococcus*, *Micrococcus*, *Corynebacterium*, *Kocuria*, *Dermacoccus*, *Streptococcus* et *Pseudomonas* étaient capables de réduction azoïque; toutefois, leur capacité à réduire les colorants azoïques rouge de méthyle (n° CAS 493-52-7 orange) et orange II (n° CAS 633-96-5) variait entre elles. Par conséquent, l'étendue de la réduction dépend de l'espèce bactérienne et de la structure de la substance azoïque (Stingley *et al.*, 2010). La réduction azoïque à la surface de la peau doit en particulier être prise en compte, car elle pourrait mener à la formation sur la peau d'amines aromatiques cancérigènes qui sont plus facilement absorbées que leur substance d'origine. Ces amines aromatiques peuvent donc devenir disponibles sur le plan systémique (Platzek *et al.*, 1999).

Dans le foie des mammifères, des composés azoïques sont métabolisés par des enzymes cytosoliques et microsomales, par clivage réducteur des amines, par exemple. Cette métabolisation est suivie par l'oxydation microsomale et la *N*-acétylation ou la *O*-estérification pour former des adduits d'ADN dans le foie (Levine, 1991; Brown et DeVito, 1993). Au moins trois différents types d'activité azoréductase se produisent dans le foie. Ils diffèrent en ce qui a trait à l'emplacement, à la spécificité du substrat, à la réponse aux inducteurs enzymatiques et à la sensibilité à l'oxygène et au monoxyde de carbone. Deux de ces types d'activités sont associés à la fraction microsomale et nécessitent un cytochrome P-450, alors qu'une activité a lieu dans le cytosol du foie (Moller, Wallin, 2000).

Le rôle de la réduction azoïque dans l'activité biologique (p. ex. mutagenèse et carcinogenèse) des colorants azoïques est bien établi, tel qu'il est indiqué dans la section suivante. Il est généralement reconnu que les matières colorantes azoïques dont le métabolisme peut libérer une

amine aromatique cancérigène sont potentiellement cancérigènes. Par exemple, il a été recommandé par la commission allemande d'investigation des dangers des composés chimiques pour la santé sur le lieu de travail, connue sous le nom de MAK Commission, que ces matières colorantes soient traitées comme si elles étaient classées dans les mêmes catégories que les amines correspondantes cancérigènes ou suspectées de l'être (DFG, 2007). Par conséquent, lorsque des renseignements disponibles indiquent un potentiel de clivage de la liaison azoïque, le potentiel génotoxique ou cancérigène des amines aromatiques en résultant sera pris en compte. Le potentiel de clivage de la liaison azoïque et donc de formation des amines aromatiques correspondants peut être évalué par les types suivants d'études :

- 1) **Études du métabolisme *in vivo*** : La présence d'un ou plusieurs métabolites dans l'urine ou dans les matières fécales d'espèces mammifères exposées par voie orale à la substance fournit une preuve directe du clivage de la liaison azoïque. Lorsqu'on évalue les données empiriques, il est important de déterminer que les concentrations des amines aromatiques dans l'urine et les matières fécales (c.-à-d., générées par le clivage de la liaison azoïque) ne sont pas attribuables aux niveaux d'amines aromatiques présentes sous forme d'impuretés dans le matériau d'essai. La concentration du composé d'origine dans l'urine et les matières fécales doit être prise en compte lorsqu'on détermine le degré de clivage (Childs et Clayson, 1966; Rinde et Troll, 1975; Leuschner, 1978; Mondino *et al.*, 1978; Lynn *et al.*, 1980; Nony et Bowman, 1980; Nony *et al.*, 1980, 1983; Bowman *et al.*, 1982, 1983; Kennelly *et al.*, 1982; Levine *et al.*, 1982; Frantz *et al.*, 1991; Sagelsdorff *et al.*, 1996).
- 2) **Études du métabolisme *in vitro*** : Le potentiel de clivage de la liaison azoïque peut être évalué à la suite de l'incubation de la substance avec du contenu intestinal, des matières fécales, des extraits de foie d'espèces mammifères ou des cultures de la peau humaine. Même si la plupart des études déterminées comprenaient l'incubation avec du contenu intestinal (Hartman *et al.*, 1978; Cerniglia *et al.*, 1982a, b, 1986; Bos *et al.*, 1986; Rafii *et al.*, 1990; Chung *et al.*, 1992; Xu *et al.*, 2007, 2010), il existe un certain nombre d'études comprenant une incubation à l'aide du foie ou de la peau (Martin et Kennelly, 1981; Bos *et al.*, 1984; Platzek *et al.*, 1999).
- 3) **Test de mutagénicité dans des conditions réductrices** : Diverses modifications ont été apportées au test biologique de mutagénicité de la *Salmonella* pour mettre en évidence la décomposition métabolique des colorants azoïques en particulier. La modification Prival a été introduite en 1982 par Prival et Mitchell et apportait au test biologique standard cinq modifications jugées nécessaires pour l'activité mutagène. En particulier, un cofacteur, la flavine mononucléotide (FMN), a été ajouté pour faciliter le clivage réducteur de la liaison azoïque et a permis d'effectuer la réduction et l'activation métabolique assistée par S9 *in situ*. Une autre variation de ce test biologique consiste à réduire d'abord le colorant à l'aide de la flore caecal du rat (bactéries ayant des capacités de réduction) ou un mélange S9 du hamster contenant de la FMN, à extraire les produits de réduction du

mélange brut et à soumettre les produits de réduction à un métabolisme oxydatif en utilisant le S9 du foie du rat ou le S9 non induit du foie du hamster. Les autres méthodes utilisées pour réduire les colorants azoïques avant leur incubation avec des bactéries de *Salmonella* comprennent l'utilisation de FMN dans des bactéries intestinales acellulaires et la réduction chimique à l'aide de dithionite de sodium. Si le test biologique de mutagenicité de la *Salmonella* a des résultats positifs seulement dans de telles conditions, alors on peut en déduire le potentiel de clivage du colorant azoïque en amines aromatiques avec activité mutagène (étudié par Freeman *et al.*, 1996).

Absorption

L'absorption des colorants intacts bioaccessibles dans les membranes biologiques, notamment le tractus gastro-intestinal et la peau, dépend largement de deux facteurs : leur taille moléculaire et leur liposolubilité (Brantom, 2005). Les colorants ayant une plus grande liposolubilité ont tendance à subir un métabolisme oxydatif important dans le foie (Combes et Haveland-Smith, 1982; étudié par Levine, 1991). Les colorants polaires très solubles dans l'eau ou ceux substitués par de grands groupes très chargés, tels que les sulfonates, ne sont généralement pas bien absorbés (étudié par Levine, 1991). Des études ont indiqué que seuls quelques pourcents d'une dose administrée par voie orale sont excrétés dans l'urine sous la forme du composé d'origine (étudié par Levine, 1991). Dans le gros intestin, ces substances sont exposées à l'environnement réducteur des bactéries anaérobies (Schroder et Johansson, 1973; Allan et Roxon, 1974). Bien que les composés d'origine puissent ne pas être absorbés, les métabolites d'amines aromatiques en résultant peuvent être efficacement absorbés dans l'intestin (Brown et DeVito, 1993). L'absorption des métabolites d'amines aromatiques, qui dépend également de la structure et de la liposolubilité, et leur métabolisme ultérieur sont nécessaires à l'activité biologique (p. ex. la génotoxicité ou la cancérogénicité). Par exemple, les colorants azoïques hautement sulfonés subissent un clivage de la liaison azoïque et libèrent ensuite des amines aromatiques sulfonées. Ces amines aromatiques sont ensuite absorbées rapidement, modifiées par le foie et excrétées dans la bile et l'urine (Parkinson et Brown, 1981). Par conséquent, une diminution de la liposolubilité causée par la présence de groupes sulfonés, en particulier s'ils sont présents dans tous les métabolites, réduirait l'activité biologique potentielle d'un colorant (Brantom, 2005). Il est également important de souligner que, en général, pour les substances qui sont insolubles ou qui ont des niveaux d'hydrosolubilité ou de liposolubilité élevés, l'absorption par voie orale ou cutanée est limitée (Rozman et Klaassen, 2001).

Effets critiques sur la santé

Il a été démontré que la génotoxicité et la cancérogénicité sont des effets critiques sur la santé humaine pour la caractérisation des risques de certaines substances aromatiques azoïques et à base de benzidine. Plusieurs colorants azoïques et produits intermédiaires de colorants ont été examinés par le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) et classés dans le groupe 1, 2A ou 2B (produits cancérogènes pour l'homme connus, probables et possibles,

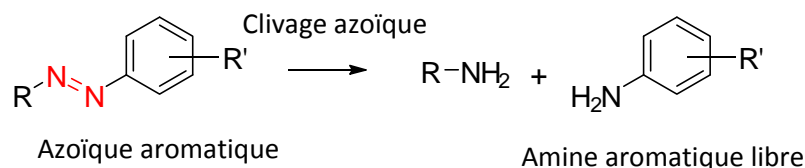
respectivement) (étudié par Brantom, 2005; CIRC, 2010a). De plus, lorsque suffisamment de preuves du clivage de la liaison azoïque ont été relevées et que l'amine aromatique produite est l'une des 22 amines aromatiques indiquées dans le règlement (CE) 552/2009 de la commission du 22 juin 2009 (UE, 2009a) (voir la section Contexte international – Union européenne), on en déduit le risque de cancérogénicité ou de génotoxicité de la substance d'origine.

De nombreuses études sur la cancérogénicité et la génotoxicité étaient axées sur les effets des colorants azoïques sur la santé. Il est reconnu que les termes « matières colorantes » azoïques et « colorants » azoïques sont souvent utilisés de façon interchangeable dans les documents. Le potentiel d'activité biologique des colorants azoïques correspond souvent à la capacité de la molécule à générer des métabolites réactifs (étudié par Brantom, 2005). Même si certains de ces métabolites peuvent présenter un danger plus faible que le colorant d'origine (Collier *et al.*, 1993), d'autres, comme les amines aromatiques et les radicaux libres, sont potentiellement cancérogènes (Mason *et al.*, 1977; Chung, 1983; Nakayama *et al.*, 1983). Il a été estimé que plus de 2 000 matières colorantes azoïques ont été synthétisées, environ 450 d'entre elles à partir d'amines aromatiques qui ont été classées comme étant cancérogènes (Colour Index, 1987; Myslak et Bolt, 1988; Platzek *et al.*, 1999). L'activité biologique dépend également de la solubilité et de la biodisponibilité (Golka *et al.*, 2004). Les relations structure-activité des amines aromatiques ont été analysées et examinées afin de prévoir la toxicité et la conception des colorants azoïques ayant une plus faible activité biologique (Chung et Cerniglia, 1992; Brown et DeVito, 1993; Freeman *et al.*, 1996; Chung *et al.*, 2000).

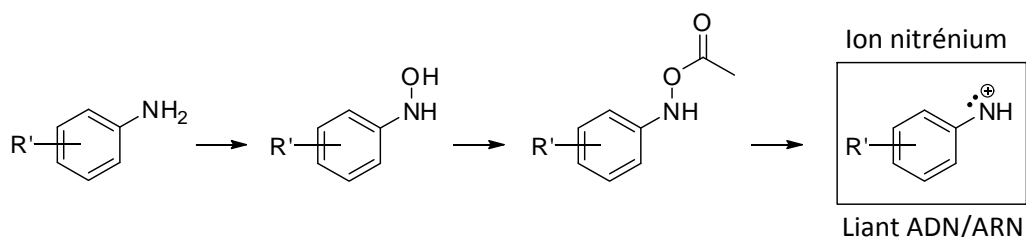
On a déterminé trois mécanismes d'activation métabolique des colorants azoïques. Même s'ils nécessitent tous un certain type d'activation métabolique pour produire des produits intermédiaires électrophiles réactifs qui peuvent interagir avec le matériau cellulaire, c'est-à-dire se lier par covalence à l'ADN ou à l'acide ribonucléique (ARN), ils diffèrent au niveau de la séquence des réactions métaboliques menant aux produits intermédiaires réactifs (Brown et DeVito, 1993). Les trois mécanismes sont décrits ci-dessous :

- 1) **Mécanisme I : Amine(s) aromatique(s) rejetée(s) par clivage de la liaison azoïque** —
Le rejet d'amines aromatiques par clivage de la liaison azoïque est le mécanisme par lequel de nombreux colorants azoïques sont convertis en produits intermédiaires réactifs. Le clivage réducteur de la liaison azoïque, la partie la plus labile d'une molécule azoïque et le rejet subséquent d'amines aromatiques libérées (étape 1) déterminent souvent le potentiel d'activité biologique des substances azoïques (leur mutagénicité). Il est également prouvé que les amines aromatiques produites nécessitent également une activation métabolique (étape 2) pour devenir biologiquement actives (mutagènes) (Brown et DeVito, 1993). L'activation métabolique comprend la *N*-hydroxylation suivie par la *O*-acylation, créant des amines acyloxy (Cartwright, 1983). Ces composés peuvent se dégrader pour former des ions nitrénium et carbonium hautement réactifs, qui peuvent facilement se lier par covalence à l'ADN ou à l'ARN.

Étape 1. Clivage de la liaison azoïque aromatique et rejet des amines aromatiques libres

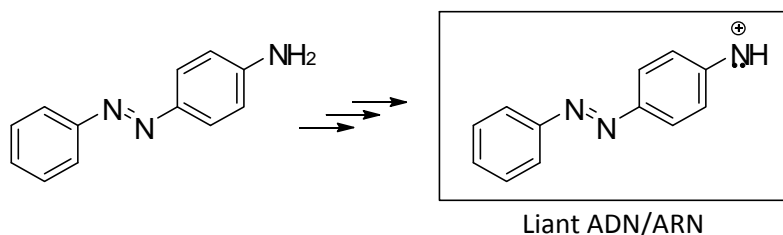


Étape 2. Activation métabolique de l'amine aromatique et formation de réactifs électrophiles

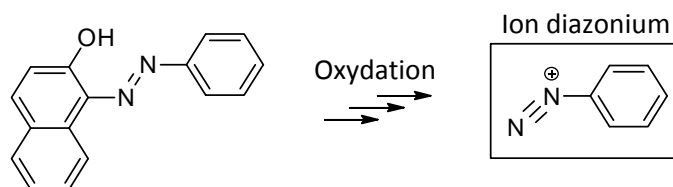


La réduction azoïque d'une ou plusieurs liaisons azoïques présentes dans certains colorants azoïques, qui entraîne la création de composés monoazoïques aminoaryles substitués biologiquement actifs est une variation du mécanisme I (Brown et DeVito, 1993).

- 2) **Mécanisme II : Oxydation d'un groupe d'amines aromatiques libres faisant partie de la structure du colorant azoïque** — Lorsqu'un colorant azoïque a un groupe d'amines aromatiques libres (ou un dérivé *N*-méthylé similaire), la réduction de la liaison azoïque n'est pas toujours nécessaire à la création d'un produit intermédiaire réactif. Ces groupes d'amines aromatiques peuvent subir un processus d'activation métabolique similaire au niveau de l'atome d'azote, comme cela est indiqué ci-dessus à l'étape 2 du mécanisme I. Un ion nitrenium électrophile peut être produit et réagir ensuite avec l'ADN et l'ARN. Dans de tels cas, la réduction de la liaison azoïque métabolique n'est pas nécessaire et, en fonction de la structure du colorant azoïque, elle peut agir en tant que mécanisme de détoxification (Brown et DeVito, 1993).



- 3) **Mécanisme III : Activation des colorants azoïques par oxydation directe de la liaison azoïque pour produire des sels de diazonium électrophiles hautement réactifs** — Dans le foie, certains colorants azoïques peuvent subir une oxydation directe au niveau de la liaison azoïque, sans réduction préalable de la liaison azoïque, pour générer des produits intermédiaires réactifs, y compris des ions diazonium, qui peuvent ensuite réagir avec l'ADN, l'ARN ou les protéines cellulaires (Brown et DeVito, 1993). Différentes enzymes cytochromes P-450 participent au processus oxydatif, entraînant la formation de divers métabolites réactifs (Stiborová *et al.*, 2002, 2006).



Principales considérations relatives à l'évaluation des effets sur la santé

Il est bien établi que la génotoxicité et la cancérogénicité sont des effets critiques sur la santé pour la caractérisation des risques des substances aromatiques azoïques et à base de benzidine. Toutefois, lorsqu'on dispose de données empiriques indiquant que d'autres effets sur la santé (p. ex. les effets sur la reproduction et le développement) peuvent constituer une source de préoccupations, ces paramètres seront également pris compte dans l'évaluation.

Il a également été établi que le clivage de la liaison azoïque joue un rôle important dans la détermination des effets sur la santé d'un grand nombre de substances aromatiques azoïques et à base de benzidine; par conséquent, le potentiel de clivage de chaque substance doit être déterminé d'après plusieurs éléments de preuve, notamment : 1) les données empiriques issues des trois types d'études décrites dans la section précédente (études du métabolisme *in vivo*, études du métabolisme *in vitro* et test de mutagénicité dans des conditions réductrices), 2) les données déduites à partir d'analogues, et 3) les modèles de relations quantitatives structure-activité. Pour les colorants et les pigments insolubles ou peu solubles, la preuve de biodisponibilité déterminée à partir d'études à doses répétées peut également être prise en compte. Dans les cas où il n'y a pas suffisamment de preuves de clivage, la cancérogénicité et la génotoxicité des métabolites d'amines aromatiques résultants seront prises en compte dans la caractérisation des risques.

L'activité biologique peut également être attribuée à la présence d'une ou plusieurs amines aromatiques au sein de la substance ou à l'activation de colorants azoïques par oxydation directe de la liaison azoïque (mécanismes II et III décrits ci-dessus) (Brown et DeVito, 1993). Ces deux

mécanismes sont examinés lorsque des données empiriques ou d'autres éléments de preuve semblent indiquer que l'une de ces voies d'exposition est utilisée. Des analogues similaires sur le plan structurel peuvent être utilisés pour déterminer le danger potentiel des substances activées par ces deux mécanismes.

On dispose de données limitées pour bon nombre des substances de ce groupe de substances. Par conséquent, les analogues joueront un rôle important dans la caractérisation du métabolisme des substances (p. ex. potentiel de clivage de la liaison azoïque; activation par les mécanismes II et III décrits ci-dessus). Les analogues des 358 substances de ce groupe de substances seront pris en compte d'abord, cependant, en l'absence d'analogues pertinents pour l'évaluation au sein de ce groupe de substances, l'application de modèles de relations quantitatives structure-activité pourrait également être envisagée.

CONSIDÉRATIONS RELATIVES À L'ÉVALUATION ÉCOLOGIQUE

Évaluation de l'exposition de l'environnement

L'objectif de l'évaluation de l'exposition de l'environnement consiste à caractériser la nature, l'étendue et l'ampleur de l'exposition des organismes écologiques aux substances chimiques dans l'environnement. Pour ce faire, il est important de comprendre les utilisations, les modèles de rejet et le devenir dans l'environnement des substances. Les concentrations dans différents milieux naturels (p. ex. l'eau, les sédiments, le sol et l'atmosphère) peuvent être calculées et sont nommées concentrations environnementales estimées (CEE). Ces renseignements peuvent être utilisés pour déterminer le niveau de risque que présentent les substances pour les organismes vivant dans ou sur chaque milieu. Les données sur l'exposition discutée dans cette section sont basées sur l'information provenant d'une variété de sources, incluant des sources publiquement disponibles et des enquêtes menées en vertu de l'article 71 de la LCPE (1999) publiées avant 2012. L'analyse complète des données reçues à partir du récent avis concernant certaines amines aromatiques et certaines substances azoïques aromatiques et à base de benzidines aromatiques (Canada, 2011a) n'était pas complétée au moment de la publication de ce document. Une analyse détaillée des données d'exposition, incluant les données reçues d'après ce plus récent avis, sera incluse dans l'ébauche d'évaluation préalable.

Utilisations et modèles de rejet

La plupart des substances de ce groupe de substances sont largement utilisées dans l'industrie en tant que matières colorantes. Puisque les matières colorantes sont utilisées largement dans diverses applications, telles que la coloration du textile, du papier et du cuir, à la peinture et aux revêtements, aux encres, aux plastiques, au caoutchouc et aux aliments (Hunger, 2003; Herbsr et Hunger, 2004), plusieurs substances dans ce groupe de substance peuvent être utilisées dans ces secteurs. La production de ces produits est représentative de plusieurs secteurs de l'industrie, chacun comprenant plusieurs installations. Certaines des substances de ce groupe de substances sont également présentes dans des applications autres que la coloration. Il y a également quelques secteurs de l'industrie qui utilisent les produits fabriqués par les secteurs susmentionnés.

Ces substances peuvent être rejetées par des installations industrielles, en général dans les eaux usées. Des eaux usées contenant des substances de ce groupe des substances peuvent être générées lorsque de l'eau est utilisée en tant que véhicule pour les substances dans le cadre des activités de l'installation (p. ex. pour la coloration du papier) et éliminée à la fin du processus. Cela peut également être le cas lorsque de l'eau est utilisée pour le nettoyage de l'équipement puis éliminée, ce qui est une pratique courante dans de nombreux secteurs. Les eaux usées générées par une installation peuvent être traitées sur place; toutefois, le degré de traitement peut varier entre les secteurs et entre les installations. De nombreux secteurs concernés par ce groupe

de substances, notamment le secteur du textile, du cuir, de la formulation et de l'utilisation industrielle de revêtements, de caoutchouc, d'aliments et de produits pharmaceutiques, déversent probablement leurs eaux usées dans les systèmes de traitement des eaux usées locaux. Une autre source potentielle de rejet de substances colorantes pourrait être les usines de désencrage, qui constituent un sous-ensemble de certaines usines de papier au Canada (Dyer, 2001); elles utilisent du papier recyclé comme matière de base et produisent des produits en papier recyclé tels que du papier journal. Étant donné que certaines substances ce groupe de substances sont utilisés dans les encres, elles peuvent être rejetées dans le milieu aquatique par les usines de désencrage.

En plus des rejets provenant de sources industrielles, l'utilisation par les consommateurs de produits tels que les textiles, la peinture, le caoutchouc, les aliments et les produits pharmaceutiques peut également être à l'origine de rejets de certaines substances de ce groupe de substances dans le milieu aquatique par l'entremise des systèmes de traitement des eaux usées. On peut citer comme exemples (sans s'y limiter), en se fondant sur l'évaluation de l'exposition de diverses substances effectuée par Environnement Canada, les résidus de peinture qui sont rejetés dans l'évier, les particules fines provenant de l'usure des pneus en caoutchouc (produit de caoutchouc) sur les routes des villes, qui finissent souvent dans les eaux de ruissellement, et les matières colorantes utilisées dans les aliments et les produits pharmaceutiques, qui sont présents dans les eaux d'égout.

Atténuation par traitement des eaux usées

Lorsqu'un produit chimique pénètre dans un système de traitement des eaux usées, il fait l'objet de l'un ou de plusieurs des trois mécanismes d'élimination (Droste, 1997; Blackburn et Stephenson, 1998). Le premier mécanisme est la transformation chimique (p. ex. la dégradation biologique); le deuxième mécanisme est l'adsorption sur le milieu non aqueux (boues), comme les matières solides et l'huile, suivie par l'élimination des boues des eaux usées; et le troisième mécanisme est la volatilisation dans l'atmosphère, qui est favorisée par l'aération. Les substances de ce groupe de substances sont généralement non volatiles et, par conséquent, elles ne devraient pas être éliminées par le mécanisme de volatilisation ou être présentes dans les émissions atmosphériques provenant des systèmes de traitement des eaux usées. La plupart des substances devraient être éliminées principalement par les mécanismes de biodégradation et d'adsorption. L'efficacité de l'élimination varie en fonction des propriétés physiques et chimiques propres à chaque substance.

Les systèmes de traitement des eaux usées sur place utilisés par les installations industrielles sont très différents les uns des autres. Pour les secteurs concernés par ce groupe de substances, y compris les installations de nettoyage de conteneurs, les différents types de traitement comprennent la décantation des matières solides, la séparation huile-eau, la filtration et la dégradation biologique. En plus de ces types de traitement, les matières solides éliminées dans

les usines de papier peuvent encore être traitées par digestion et déshydratation pour produire des biosolides qui peuvent être utilisés, en particulier, aux fins d'épandage sur des terres agricoles.

Plusieurs systèmes municipaux de traitement des eaux usées différents sont utilisés au Canada (ACEPU, 2001). Les systèmes mécaniques primaires utilisent des décanteurs primaires (bassins de sédimentation des matières solides) pour éliminer les matières solides. Des coagulants ou des flocculants peuvent être ajoutés pour favoriser la décantation et la séparation des matières solides du liquide. Le principal mécanisme d'élimination de ces systèmes primaires est l'adsorption sur les solides. La biodégradation est négligeable dans ces systèmes en raison de la combinaison de courts temps de séjour et du nombre limité de bactéries se nourrissant de produits chimiques.

Les systèmes mécaniques secondaires comprennent à la fois des traitements primaire et biologique. Ils sont conçus pour biodégrader les produits chimiques qui ne peuvent pas être éliminés par le traitement primaire uniquement. Ces systèmes fournissent donc deux mécanismes d'élimination pour les produits chimiques non volatiles : adsorption sur les solides et biodégradation. Au Canada, la majeure partie (environ 80 %) des eaux usées municipales sont traitées par des systèmes secondaires et les boues activées constituent le type le plus couramment utilisé pour le traitement biologique (ACEPU, 2001).

Les matières solides éliminées initialement des systèmes traitement des eaux usées primaires ou secondaires se présentent habituellement sous forme de boues. Ces boues sont ensuite traitées par digestion et déshydratation. Les matières solides en résultant sont couramment appelées des biosolides. Une enquête portant sur les 50 plus gros systèmes de traitement des eaux d'égout du Canada, qui servent 48 % de la population canadienne, a révélé que les biosolides produits par ces systèmes sont principalement éliminés par incinération (48 %) et par épandage (42 %) (CG&S, 2000). Les 10 % de biosolides restants sont éliminés par d'autres méthodes (p. ex. enfouissement et bonification des terres). Par conséquent, une exposition dans le sol est prévue pour les substances du groupe azoïque en raison de l'épandage de biosolides.

Les lagunes sont couramment utilisées au Canada. On les trouve dans les petites municipalités. Il peut y avoir de longs temps de séjour et des déversements saisonniers. Les lagunes fournissent les trois mécanismes d'élimination (volatilisation, adsorption et biodégradation). Toutefois, avec ces mécanismes combinés, l'élimination varie d'une saison à l'autre (Wang *et al.*, 2011). Cette variation est particulièrement importante pour l'évaluation de l'exposition, étant donné qu'on sait que certaines installations industrielles déversent leurs effluents d'eaux usées dans les lagunes.

Détermination de la CEE

En général, un des principaux facteurs pris en compte pour déterminer les CEE dans le cadre des évaluations de l'exposition de l'environnement est la protection de l'environnement. Lorsqu'une substance est rejetée dans l'environnement, la zone à proximité et en aval du point de rejet présente souvent des niveaux plus élevés d'exposition que d'autres zones. Étant donné que cette zone fait partie d'un écosystème, elle doit être protégée. Par conséquent, les niveaux d'exposition

de cette zone de rejet doivent être utilisés pour le calcul des CEE. Par exemple, les concentrations d'une substance estimées ou mesurées à proximité et en aval du point de déversement des effluents d'un système de traitement des eaux usées devraient être choisies pour calculer les CEE dans le cadre de l'évaluation de l'exposition des organismes aquatiques à la substance.

La protection de l'environnement doit également être prise en compte lorsque l'exposition est soumise à des variations spatiales ou temporelles. Les concentrations d'exposition peuvent varier au niveau spatial lorsqu'une substance est rejetée à plusieurs emplacements géographiques et elles peuvent varier au niveau temporel si la substance en question est utilisée uniquement au cours d'une période donnée pendant l'année (p. ex. traitement fractionné). La plage supérieure de cette variation spatiale ou temporelle doit être utilisée pour calculer les CEE qui conviennent, de façon que l'écosystème soit protégé à tous les emplacements et en tout temps à chaque emplacement.

Les niveaux inférieurs et supérieurs d'évaluation de l'exposition peuvent être utilisés dans le cadre du processus d'estimation de la CEE. Il s'agit des niveaux inférieurs et supérieurs de détail des calculs de l'estimation. Au niveau inférieur, les estimations de la CEE sont fondées sur des hypothèses prudentes afin de déterminer les substances pour lesquelles l'exposition à l'étude est probablement peu préoccupante. Même si ces estimations ne reflètent pas nécessairement les niveaux d'exposition réels, elles fournissent l'estimation supérieure de l'exposition à des fins d'évaluation préalable. Lorsque les résultats du niveau inférieur indiquent un risque, ils peuvent être faussement positifs et sont donc mis au point par des calculs du niveau supérieur. Pour les calculs du niveau supérieur, on utilise des données réalistes à la place des hypothèses prudentes, dans la mesure du possible. En l'absence de données réalistes, les intervenants peuvent demander à ce que les données manquantes soient obtenues. L'objectif de cette approche par niveaux est d'axer les ressources sur les substances qui sont potentiellement les plus préoccupantes.

Données de surveillance

Puisque les substances azoïques et à base de benzidine sont synthétisées industriellement et ne sont pas des substances présentes à l'état naturel, toute présence dans l'environnement peut être directement liée au rejet de substances commerciales à un moment de leur cycle de vie. Les données de surveillance liées à la présence de ces substances dans l'environnement canadien se limitent aux concentrations historiques dans l'eau et les sédiments. Par exemple, Maguire et Tkacz (1991) ont étudié la présence de substances aromatiques azoïques et à base de benzidine dans la rivière Yamaska, dans le sud du Québec, au milieu et à la fin des années 1980. Des échantillons d'eau, de sédiments et de sol ont été recueillis dans deux sites d'échantillonnage pendant deux années consécutives pour examiner les différences liées aux concentrations de colorants. Les sites d'échantillonnage se trouvaient en aval d'usines de textile. L'eau de rivière prélevée en 1985 contenait des concentrations de Disperse Blue 79 (n° CAS 12239-34-8) (qui fait partie de groupe de substances) allant de 1,9 à 17,1 µg/L. En 1986, les échantillons prélevés

contenaient ce colorant à des concentrations de 2,4 à 3,7 µg/L. Les sédiments de la rivière contenaient ce même colorant à des concentrations de 0,1 mg/kg poids sec en 1985 et de 4,2 mg/kg poids sec en 1986. Les matières solides en suspension recueillies dans la rivière Yamaska contenaient du Disperse Blue 79 à des concentrations de 0,8 mg/kg poids sec en 1985 et de 3,3 mg/kg poids sec en 1986.

Des données de surveillance de l'environnement supplémentaires provenant de l'extérieur du Canada sont disponibles pour les colorants azoïques et à base de benzidine dans l'eau, le sol, les sédiments et les boues, mais elles sont également limitées. Par exemple, deux colorants acides azoïques, l'Acid Orange 156 (N^o 68555-86-2), qui fait partie de ce groupe de substances, et l'Acid Red 266 (n^o CAS 57741-47-6), qui ne fait pas partie de ce groupe de substances, ont été observés à des concentrations pouvant atteindre respectivement 48 et 12 µg/L dans les effluents d'eaux usées du bassin de la rivière Coosa en Alabama (États-Unis) en 1984 (Tincher, 1986).

Compte tenu de l'absence de données de surveillance récentes et pertinentes, les concentrations dans l'environnement seront estimées d'après les renseignements pertinents disponibles, y compris les enquêtes en vertu de l'article 71, les ouvrages publiés, les études commandées et les modèles de rejet.

Exposition aquatique

L'exposition aquatique provient du déversement d'effluents d'eaux usées dans un plan d'eau récepteur. Si les eaux usées générées par une installation industrielle sont envoyées à un système local de traitement des eaux usées, les produits chimiques rejetés par l'installation devraient se retrouver dans les eaux réceptrices. Étant donné que la zone à proximité et en aval du point de rejet d'un système de traitement des eaux usées est choisie pour représenter la partie la plus vulnérable du milieu aquatique, il faut utiliser la dilution des effluents par les eaux réceptrices qui convient pour déterminer la CEE. Normalement, on considère appropriée une dilution pouvant aller jusqu'à un facteur de 10, selon le type et le débit (dans le cas des rivières) des eaux réceptrices, au point de déversement immédiat.

Les facteurs d'émission sont une composante importante des calculs de la CEE. Un facteur d'émission est défini comme une fraction de la quantité de substance rejetée par une installation industrielle ou dans le cadre d'une utilisation définie. Les documents sur les scénarios d'émissions publiés par l'OCDE constituent une source importante de renseignements, car ils indiquent les facteurs d'émissions pour de nombreux secteurs et de nombreuses utilisations. Ces facteurs d'émission sont toutefois plus génériques que les facteurs d'émissions propres à l'emplacement et ils sont souvent fournis sous forme de plage, par conséquent, des incertitudes subsistent lorsque les facteurs d'émissions de ces documents sont appliqués à des installations définies. On peut également trouver les facteurs d'émission autre part, par exemple dans les renseignements indiqués dans les divers documents techniques propres au secteur de l'Environmental Protection Agency des États-Unis et dans les données fournies par l'industrie.

Pour les colorants textiles, les facteurs d'émissions peuvent être obtenus à partir du « taux de fixation », qui est la fraction de la quantité de substance qui adhère au textile dans le cadre des activités de coloration. Étant donné que les colorants textiles sont des substances non volatiles, on peut calculer leurs facteurs d'émission pour les rejets dans les eaux usées en soustrayant le taux de fixation à un ou par la fraction non fixée. Ainsi, pour un colorant ayant un taux de fixation moindre, on s'attend à un facteur d'émission plus élevé ou à un rejet dans les eaux usées plus important. À titre d'exemple, le tableau 3 indique les fractions non fixées pour plusieurs catégories communes de colorants textiles provenant de différentes sources. Ces fractions non fixées s'appliquent également aux colorants azoïques et à base de benzidine.

Tableau 3 : Fractions non fixées de matières colorantes textiles sélectionnées provenant de diverses sources

Colorant	USEPA (1997)	OCDE (2004)	ECHA (2003)	Agence de protection environnementale danoise (Øllgaard <i>et al.</i>, 1998)	ETAD (1995)
Colorants dispersés	5–25	1–12	1–12	0	1–12
Colorants directs	30	4–36	4–36	12	4–36
Colorants réactifs	40	3–40	3–45	32	5–45
Colorants acides	20	2–15	2–15	10	2–15
Colorants basiques	10	0–4	0–4	0–4	0–4
Pigments	—	—	0–2	2	—

Exposition dans les sédiments

Pour certaines substances, une méthode de partage à l'équilibre peut être utilisée pour déterminer l'exposition dans les sédiments. Cette méthode suppose que les substances sont adsorbées sur les sédiments après leur pénétration dans les eaux réceptrices et atteignent un équilibre entre les sédiments et les eaux sus-jacentes. La CEE dans les sédiments est ensuite le simple produit d'une constante d'équilibre, communément appelée coefficient de partage sédiment-eau, et de la CEE aquatique.

L'ordre de grandeur du coefficient de partage sédiment-eau dépend de la tendance d'adsorption de la substance et de la capacité d'adsorption des sédiments. Pour les matières organiques neutres, la tendance d'adsorption de la substance est proportionnelle au coefficient de partage octanol-eau (K_{oe}), tandis que la capacité d'adsorption des sédiments est proportionnelle à son contenu en carbone organique, étant donné que le carbone organique est le principal élément

d'adsorption. Par conséquent, le coefficient de partage sédiments-eau augmente en parallèle au K_{oc} de la substance ou au contenu en carbone organique des sédiments.

Lorsqu'on estime la CEE dans les sédiments pour une substance donnée à l'aide de la méthode d'équilibre, la CEE dans les eaux sus-jacentes est déterminée comme la somme découlant des rejets des industries et des consommateurs ainsi que des rejets commerciaux. Par exemple, un colorant avec solvant utilisé en tant que matière colorante dans la formulation d'encre d'imprimerie est retiré du papier recyclé à une usine de désencrage. Le colorant est retrouvé donc dans les eaux usées générées par l'usine. Une partie du colorant est adsorbée sur des boues lorsque les eaux usées sont traitées sur place, alors que le reste est rejeté dans les eaux réceptrices avec les effluents. En raison de sa nature hydrophobe, une fraction importante du colorant se trouvant dans les eaux réceptrices se répartit dans les matériaux du lit. La CEE dans les sédiments peut être obtenue à partir de la CEE dans la colonne d'eau en utilisant un coefficient de partage sédiment-eau approprié.

Étant donné que la plupart des substances de ce groupe de substances devraient être présentes sous forme de particules ou de substances chargées, d'autres techniques peuvent être nécessaires pour estimer l'exposition dans les sédiments.

Exposition dans le sol

L'exposition dans le sol provient de l'épandage de biosolides. La CEE dans le sol peut être estimée à l'aide du principe de bilan massique. La limite du bilan massique peut être déterminée par la profondeur du till ou du labour. La masse entrante est directement liée au taux d'épandage de biosolides, tandis que plusieurs mécanismes sont liés à la masse sortante, y compris le ruissellement du sol, la lixiviation dans les couches plus profondes du sol, la volatilisation dans l'atmosphère et la dégradation. La CEE dans le sol est ensuite calculée en divisant la masse nette par le volume du sol à l'intérieur de la limite. Une période suffisamment longue doit être sélectionnée pour les calculs du bilan massique, pour s'assurer que l'exposition estimée reflète la nature à long terme de l'épandage de biosolides.

Certaines substances de ce groupe de substances peuvent être présentes dans le sol. Par exemple, un colorant avec solvant utilisé dans la formulation d'encre d'imprimerie pour papier est retiré à une usine de désencrage. Une fraction de ce colorant se trouvant dans les eaux usées de l'usine est ensuite adsorbée sur des boues pendant le traitement des eaux usées sur place. Les biosolides produits peuvent être épandus sur des terres agricoles. La CEE dans le sol en résultant peut être estimée à partir de la concentration du colorant dans les biosolides et le taux d'épandage maximal admissible.

Étant donné que la plupart des substances de ce groupe de substances devraient être présentes sous forme de particules ou de substances chargées, d'autres techniques peuvent être nécessaires pour estimer l'exposition dans le sol.

Exposition dans l'atmosphère

L'exposition dans l'atmosphère ne devrait pas être importante pour les substances de ce groupe de substances, car, en général, elles ne semblent pas avoir un potentiel de volatilisation important.

Devenir dans l'environnement

Dans cette section, certaines caractéristiques générales des substances de ce groupe de substances seront étudiées pour déterminer le devenir environnemental des substances dans différents milieux, et ce, dans le but de comprendre comment les organismes entrent en contact avec les substances dans un milieu donné. Comme les recherches relatives à ces substances ne sont pas terminées, la présente section sera principalement qualitative et très détaillée. Des conclusions plus précises seront présentées relativement aux sous-groupes et à chaque produit chimique dans les rapports d'évaluation.

Comme cela est indiqué ci-dessus dans le tableau 1, les substances azoïques et à base de benzidine ont tout un éventail de propriétés physiques et chimiques. La solubilité dans différents milieux, les coefficients de partage et la charge électrique sont des paramètres importants à prendre en compte lorsqu'on détermine le devenir de ces substances dans l'environnement. À des fins opérationnelles, il est possible de répartir ces produits chimiques dans deux ensembles : les colorants ioniques hydrosolubles et les matières colorantes non ioniques peu hydrosolubles ou insolubles (pigments, colorants dispersés et colorants avec solvant). Le devenir dans l'environnement des amines aromatiques et celui des dérivés de benzidine simples sont traités séparément.

Les modèles de devenir dans l'environnement avec bilan massique tels que le modèle « Equilibrium Criterion », également appelé EQC sont généralement utilisés pour aider à caractériser et à quantifier le comportement d'un produit chimique dans l'environnement (EQC, 2003). Cependant, l'EQC utilise des relations basées sur les propriétés impliquant des produits chimiques anciens (surtout des composés non ioniques). Ce modèle n'est généralement pas applicable à la plupart des substances azoïques et à base de benzidine, étant donné que celles-ci sont probablement présentes sous forme de particules ou d'agrégats (p. ex. les pigments) et de produits chimiques ionisants (p. ex. les colorants acides et basiques), qui sont hors du domaine d'applicabilité du modèle. Bien que le modèle EQC puisse tout de même être appliqué aux amines aromatiques et aux benzidines organiques simples, le devenir dans l'environnement et la compartimentalisation des substances aromatiques azoïques et à base de benzidine seront examinés de façon qualitative à l'aide de données sur les propriétés physiques et chimiques.

Rejets dans l'eau et les sédiments

S'ils sont rejetés dans les eaux naturelles ou les eaux usées sans être transformés, les colorants ioniques (p. ex. les colorants acides, directs et réactifs) devraient avoir deux devenir prédominants. Les colorants chargés anioniques (p. ex. les colorants acides, directs et réactifs) et cationiques (p. ex. les colorants basiques) se lieront principalement à des matières organiques en suspension en raison des interactions électrostatiques et se décanteront finalement sur les matériaux du lit ou les boues d'épuration (ETAD, 1995). Les colorants cationiques à charge positive ont une affinité pour les substrats ioniques tels que les matières organiques humiques, qui ont une charge négative nette en raison des acides humiques et fulviques. Les colorants ioniques à charge négative ont un taux élevé de fixation aux substrats à charge positive et peuvent s'adsorber sur des matières particulières à charge positive (p. ex. aux particules azotées telles que les protéines et l'acide désoxyribonucléiques [ADN]; Oster, 1955). Certains colorants ioniques peuvent également se lier à des matières organiques au moyen de l'hydrogène et des forces de Van der Waals (Oster, 1955).

On pense que d'autres facteurs, tels que l'augmentation de la taille moléculaire, la dureté de l'eau et la salinité, ainsi que la baisse du pH, favorisent la sorption des colorants azoïques aux matières en suspension (Øllgaard *et al.*, 1998; HSDB, 2012). En général, il a été établi que, en raison de la nature récalcitrante des colorants azoïques dans les milieux aérobies, ceux-ci finissent par se retrouver dans des sédiments anaérobies, dans des aquifères peu profonds et dans l'eau souterraine (Razo-Flores *et al.*, 1997).

Une plus petite partie des colorants ioniques peut également se trouver dans la colonne d'eau en raison de leur très forte solubilité dans l'eau. Cependant, même ces colorants peuvent finir par former des associations avec des matières organiques et se déposer dans les sédiments.

Les matières colorantes non ioniques (p. ex. les pigments, les colorants avec solvant et les colorants dispersés) ne devraient pas former d'interactions électrostatiques avec des matières organiques. Cependant, la nature particulière des pigments et de certains colorants non ioniques devrait avoir une influence clé sur leur devenir dans l'environnement.

La majorité des pigments organiques n'existent pas sous forme de molécules individuelles, mais principalement sous forme de particules d'une taille micrométrique ou submicrométrique. La poudre pigmentaire est composée habituellement de particules primaires (c'est-à-dire le réseau cristallin d'un pigment), d'agrégats et d'agglomérats. Les fabricants fournissent habituellement les spécifications physiques de leurs pigments, qui comprennent la granulométrie moyenne de la poudre pigmentaire.

La densité des pigments azoïques (Clariant, 2007) et des colorants dispersés azoïques (Kojima et Ujima, 1975) est généralement supérieure à celle de l'eau. En plus de leur faible solubilité dans l'eau, cela laisse entendre qu'ils se répartiront par gravité de préférence dans les sédiments ou les boues d'épuration. Ces particules denses peuvent être transportées sur de courtes distances dans

l'eau avant la décantation. Certains colorants avec solvant ont également une densité supérieure à celle de l'eau et peuvent agir de même.

Alors que les pigments ont une très faible valeur expérimentale du $\log K_{oe}$ ainsi qu'une très faible constante de dissociation du $\log (\log K_D)$, les colorants dispersés et les colorants avec solvant peuvent avoir une affinité pour les composés organiques des matières solides en suspension. Il a également été démontré que les colorants dispersés peuvent se lier à des fractions de certains minéraux adsorbants traités de petite taille particulière (p. ex. l'alunite calcinée; Özacar et Şengil, 2002). En ce qui concerne le traitement des eaux usées, la plupart des recherches sur l'adsorption et la désorption des colorants en général ont été exécutées à l'aide de boues activées ou de carbone (ETAD, 1995), les colorants étant généralement absorbés jusqu'à hauteur de 40 et 80 % (Clarke et Anliker, 1980). Il a tendance à se produire une floculation ou une précipitation lorsque les concentrations d'ions calcium sont fortes, ce qui entraîne la décantation des colorants (Øllgaard *et al.*, 1998).

Alors que les caractéristiques physiques et chimiques peuvent donner un bon aperçu, le mécanisme spécifique et le potentiel d'adsorption des structures des pigments et des colorants non ioniques ne sont en général pas bien compris. Cependant, certaines études (p. ex. Yen *et al.*, 1991) ont montré que des colorants dispersés et leurs dérivés sont présents dans les sédiments, il existe donc des preuves de la décantation sur les matériaux du lit.

Après s'être réparties dans les sédiments ou les boues d'épuration, certaines matières colorantes azoïques peuvent se lier de façon réversible et se remettre en suspension, alors que d'autres se lieront de façon irréversible et resteront enfouies. Certaines matières colorantes azoïques peuvent également se biotransformer en amines aromatiques dans les sédiments. Le devenir des amines aromatiques dans les sédiments est étudié plus en détail dans la section Persistance dans l'environnement.

Rejets dans le sol

Il existe deux voies majeures de rejet des matières colorantes azoïques dans le sol : directement, par l'utilisation ou l'application d'un colorant dans l'environnement, et indirectement, par l'épandage de boues d'épuration sur les terres agricoles ou le dépôt dans des sites d'enfouissement. Même s'il y a peu d'ouvrages scientifiques portant sur ce sujet, dans la plupart des cas, les pigments, les colorants non ioniques et les pigments ioniques rejetés dans le sol devraient y rester pour des raisons semblables à celles indiquées pour expliquer la préférence de la plupart des matières colorantes azoïques pour les sédiments plutôt que l'eau. Une fois dans le sol, la biotransformation peut se produire.

Même s'il a été noté que les colorants ioniques ont un niveau de mobilité élevé à modéré dans le sol en raison des faibles valeurs K_D (Øllgaard *et al.*, 1998), cette constatation est toute relative du fait que les colorants ioniques peuvent également subir un processus d'échange d'ions avec l'argile du sol, ce qui retarderait la lixiviation (HSDB, 2012). Plus précisément, les colorants

acides ont une affinité intrinsèquement élevée pour les substrats, les taux de fixation variant de 85 % à 98 % pour les colorants acides ayant plusieurs groupes d'acides sulfoniques (ETAD, 1995).

En raison de la nature insoluble et particulière des pigments et de certains colorants non ioniques, certains d'entre eux resteront dans les sols s'ils sont rejetés en milieu terrestre. Toutefois, il est peu probable que les pigments et les colorants non ioniques ayant de faibles capacités de liaison aux matières organiques forment de fortes associations chimiques et quittent le sol.

Certaines matières colorantes azoïques peuvent également se biotransformer en amines aromatiques dans le sol. Le devenir des amines aromatiques dans le sol est étudié plus en détail dans la section Persistance dans l'environnement.

Rejets dans l'atmosphère

Une caractéristique commune de colorants non ioniques, des colorants ioniques et des pigments est qu'ils ne devraient pas être rejetés dans l'atmosphère et qu'ils ne devraient pas se répartir dans ce milieu en raison de très faibles pressions de vapeur et des constantes de la loi de Henry (Øllgaard *et al.*, 1998; HSDB, 2012). Les colorants hydrosolubles sont destinés à être utilisés dans des traitements à base d'eau, ce qui limite également leur rejet. Bien que les matières colorantes mélangées au préalable à l'état solide peuvent avoir une capacité de dispersion limitée dans l'atmosphère en tant que grosses particules, l'atmosphère n'est pas considérée être un milieu de transport pour les pigments et les colorants, étant donné que ces substances ont une volatilité faible, voire négligeable (Brown et Hamburger, 1987; ETAD, 1995; Øllgaard *et al.*, 1998).

Compte tenu des niveaux faibles de volatilité et de la préférence physique et chimique pour la répartition dans d'autres milieux, les matières colorantes azoïques solubles ou insolubles dans l'eau ne devraient pas faire l'objet d'un transport atmosphérique à grande distance.

Persistance dans l'environnement

La détermination de la persistance dans l'environnement des matières colorantes azoïques est complexe et dépend d'un certain nombre de facteurs, y compris de leurs propriétés intrinsèques et des caractéristiques du milieu environnant. De nombreuses matières colorantes, en particulier les pigments, sont conçues pour être durables dans l'environnement et pour conserver leur couleur au fil du temps dans des revêtements, encres et peintures finis (CPMA, 2003). Cependant, il est aussi bien connu que les couleurs appliquées à de nombreux produits ont tendance à s'estomper au fil du temps après une exposition à la lumière du soleil et qu'elles peuvent se détacher et être rejetées dans l'eau au lavage. Il s'agit d'un exemple de plusieurs phénomènes qui peuvent entraîner le rejet des substances d'origine et leur transformation ultérieure dans l'environnement. Cette section portera d'abord sur les principaux processus de transformation et de dégradation abiotiques (p. ex. la photolyse ou l'hydrolyse) et biotiques (p. ex. la biodégradation) qui peuvent s'appliquer aux substances azoïques et à base de benzidine dans l'environnement, dans des

conditions aérobies et anaérobies. Dans cette section, nous étudierons ensuite les outils qui sont disponibles pour estimer le taux de dégradation (biodégradation et dégradation abiotique) du composé, et nous déterminerons l'identité de produits découlant des processus de transformation. Généralement, lorsque des dérivés, tels que les amines aromatiques et la benzidine, sont repérés, ils peuvent être évalués avec le composé d'origine ou séparément. La décision d'évaluer un dérivé dépend en partie de la probabilité d'obtenir des renseignements sur le métabolite, sa stabilité et le danger potentiel qu'il représente pour l'environnement (Environnement Canada, 2007b). Dans le cas de l'évaluation de ce groupe de substances, les principaux dérivés répondant aux critères de danger et ayant un fort potentiel d'exposition (quantité molaire importante) seront déterminés et traités.

Dégradation abiotique et transformation

Les colorants sont conçus pour avoir un degré élevé de stabilité chimique et photolytique (Pagga et Brown, 1986; Øllgaard *et al.*, 1998); cependant, on a observé une photodécomposition abiotique de certains colorants par irradiation d'ultraviolets en laboratoire et dans l'environnement (Shu *et al.*, 1994; Shu et Huang, 1995; Liakou *et al.*, 1997a, b; Nansheng *et al.*, 1997; Reutergårdh et Iangphasuk, 1997; Reddy et Kotaiah, 2000; Harden *et al.*, 2005). Le taux de photodécomposition dépend des niveaux d'oxygène, du pH, de l'intensité lumineuse et surtout de la structure du colorant, car il a été observé que les colorants monoazoïques se décomposent plus facilement que les colorants triazoïques (Hosono *et al.*, 1993; Shu et Huang, 1995; Liakou *et al.*, 1997b; Nansheng *et al.*, 1997; Reutergårdh et Iangphasuk, 1997). La photodécomposition des colorants azoïques est généralement lente dans le milieu naturel (Øllgaard *et al.*, 1998); toutefois, elle peut être accélérée en présence de matières humiques naturelles, probablement par en raison de l'oxydation provoquée par un seul atome d'oxygène ou des radicaux oxydants (Brown et Anliker, 1988).

On a observé une hydrolyse de colorants réactifs, mais son rôle dans la dégradation des substances azoïques n'est pas clair (Øllgaard *et al.*, 1998) et elle est en général considérée comme négligeable (Baughman et Perenich, 1988).

De nombreux processus de dégradation et de transformation chimiques des substances azoïques et des matières colorantes ont été étudiés (Anjaneyulu *et al.*, 2000; Shirin et Balakrishnan, 2011). L'oxydation par des agents oxydants puissants tels que le chlore, l'ozone ou les réactifs de Fenton constitue le processus de dégradation chimique le plus couramment utilisé pour le traitement des eaux usées industrielles contenant divers types de matières colorantes (Anjaneyulu *et al.*, 2005). Plusieurs substances aromatiques azoïques et d'autres types de matières colorantes sont susceptibles de subir une transformation réductrice par fer zérovalent (Fe^0) pour produire des amines aromatiques (Larson et Weber, 1994; Weber, 1996; Feng *et al.*, 2005; Shirin et Balakrishnan, 2011). Même si ces études ont été effectuées dans des conditions chimiques

extrêmes, elles peuvent donner un aperçu du type de transformations environnementales ou biologiques prévues pour certaines substances azoïques et à base de benzidine ainsi que de l'identité de leurs dérivés potentiels.

Biodégradation et transformation

Processus aérobies

Selon l'Association écologique et toxicologique des fabricants de colorants et de pigments organiques, les colorants sont, à quelques exceptions près, considérés essentiellement comme non biodégradables en conditions aérobies (ETAD, 1995). Une évaluation répétée de la biodégradabilité immédiate et intrinsèque à l'aide d'essais acceptés (p. ex. les Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques) confirme cette hypothèse (Pagga et Brown, 1986; ETAD, 1992). Toutefois, de récentes études montrent qu'un certain degré de dégradation aérobie des substances azoïques par les bactéries, les champignons et les levures peut être obtenu dans des conditions particulières.

Bactérie

Même s'il s'agit de cas rares, on a observé une biodégradation aérobie des substances azoïques dans des conditions expérimentales avec des cultures bactériennes définies (Kulla 1981; Zhang *et al.*, 1995; Blumel *et al.*, 1998; Sarayu et Sandhya, 2010). Cependant, la capacité de dégradation de la souche bactérienne se limite habituellement à une structure de colorant simple définie (Kulla, 1981; Zhang *et al.*, 1995; Erkurt *et al.*, 2010) à la suite de l'adaptation de la bactérie au moyen d'une croissance aérobie à long terme en présence de la substance (Stolz, 2001; Sandhya, 2010). Le mécanisme de dégradation comprend la synthèse d'une azoréductase capable de cliver de façon réductrice le groupe azoïque en présence d'oxygène (Stolz, 2001; Sandhya, 2010). Dans des conditions aérobies, des enzymes monooxygénases et dioxygénases peuvent catalyser l'incorporation d'oxygène dans le cycle aromatique des composés organiques avant la fragmentation du cycle (Sarayu et Sandhya, 2010; Saratale *et al.*, 2011).

Champignons

Les champignons filamenteux sont omniprésents et sont généralement présents dans le sol, les plantes vivantes et les déchets organiques (Saratale *et al.*, 2011). De nombreuses études expérimentales ont montré la capacité de différents types de champignons filamenteux à dégrader une grande variété de matières colorantes dans des systèmes d'essai en conditions aérobies, comme cela a été résumé par Erkurt *et al.* (2010). Il a également été démontré que les champignons décolorent les pigments (Banat *et al.*, 1996). La plupart des études sur la biodégradation azoïque fongique étaient axées sur les processus de développement de la minéralisation complète des composés (Machado *et al.*, 2006). La capacité des champignons à dégrader une large gamme de produits chimiques organiques, y compris les matières colorantes, résulte de la nature relativement non spécifique de leurs enzymes ligninolytiques (Christian *et*

al., 2005). Les principales enzymes participant à la dégradation des colorants (Chagas et Durrant, 2001; Bor *et al.*, 2004; Eichlerova *et al.*, 2005; Unyayar *et al.*, 2005; Erkurt *et al.*, 2007; Murugesan *et al.*, 2007) et des pigments (Banat *et al.*, 1996) sont trois enzymes oxydatifs, à savoir, la peroxydase de manganèse, la peroxydase de lignine et la laccase. La peroxydase de lignine et la peroxydase de manganèse sont des oxydoréductases, tandis que la laccase est une phénoloxydase (Erkurt *et al.*, 2010). La synthèse et la sécrétion de ces enzymes chez les champignons sont souvent induites par des niveaux limités d'éléments nutritifs de carbone ou d'azote (Wesenberg *et al.*, 2003; Erkurt *et al.*, 2010). Un mécanisme général d'oxydation des colorants azoïques à enzyme ligninolytique est la formation d'ions carbonium, suivie par une attaque d'eau nucléophile, formant une benzoquinone et un dérivé de diazène (Dias *et al.*, 2010). On a observé que le taux de dégradation des colorants diminuait à des concentrations élevées d'azote (Øllgaard *et al.*, 1998); cependant, tous les champignons n'ont pas des systèmes ligninolytiques régulés par la concentration d'azote (Machado *et al.*, 2006), ce qui indique que ces enzymes sont capables de dégrader diverses substances azoïques.

Levures

Comme pour les champignons, plusieurs études ont démontré la capacité des levures (p. ex. les espèces *Candida*) à dégrader les colorants azoïques au niveau enzymatique dans des conditions aérobies, comme cela a été résumé par Dias *et al.* (2010). Le clivage oxydatif des colorants azoïques comprend l'action de la peroxydase de manganèse, la peroxydase de lignine et la laccase des enzymes ligninolytiques décrites pour les champignons et il est relativement non spécifique (Dias *et al.*, 2010).

Processus anaérobies

Après leur rejet dans les sédiments, les colorants dispersés et les pigments devraient finir par se décanter sur les couches aérobies des sédiments de surface, où ils vont persister jusqu'à ce que l'enfouissement des sédiments crée les conditions favorables à la réduction en raison de l'absence d'oxygène. Par conséquent, la persistance de ces substances dans des conditions anaérobies constitue un aspect important de l'évaluation des risques écologiques.

Dans des conditions anaérobies et anoxiques, de nombreuses substances azoïques sont vulnérables au clivage de leur liaison azoïque assistée par des bactéries (Brown et Laboureur, 1983; Baughman et Weber, 1994; Weber et Adams, 1995). Certains colorants dispersés azoïques peuvent complètement se dégrader dans les sédiments à des profondeurs où les conditions anoxiques persistent (Razo-Flores *et al.*, 1997). Toutefois, la dégradation complète des substances aromatiques azoïques et à base de benzidine ne se produit pas toujours, étant donné que les métabolites résultant du clivage de la liaison azoïque peuvent persister dans des conditions anaérobies (Pinheiro *et al.*, 2004). En outre, la persistance dans l'environnement des pigments en milieu anoxique reste incertaine. Par exemple, alors que la structure des pigments β -naphthol contient également des chromophores azoïques, les ouvrages ne révèlent aucun

potentiel de transformation de ces pigments en l'absence d'oxygène. En principe, il faudrait d'abord que le cristal se dissolve pour libérer les molécules qui le constituent. Les liaisons azoïques de ces molécules seraient ensuite disponibles aux fins de réduction.

Bactéries

Le clivage de la liaison azoïque assisté par les bactéries qui se produit au moyen d'enzymes azoréductases est non spécifique à l'égard des organismes concernés et des substances réduites (Anjaneyulu *et al.*, 2005). Le clivage de la liaison azoïque se produit en deux étapes dans l'environnement (comme cela est présenté à la figure 7), où deux électrons sont transférés à chaque étape vers la substance azoïque, laquelle agit en tant qu'accepteur d'électrons final (Guo *et al.*, 2010).

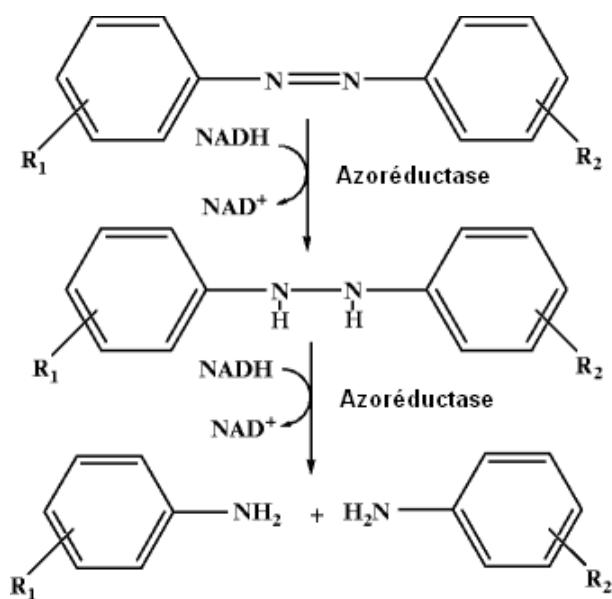


Figure 7 : Mécanisme azoréductase dans l'environnement (Guo *et al.*, 2010).

La plupart des colorants sont xénobiotiques; bon nombre d'entre eux sont polaires, et la plupart sont de grosses molécules pour lesquelles il ne peut pas y avoir de protéines porteuses. Il est peu probable que ces molécules pénètrent à l'intérieur de la cellule, où elles pourraient être utilisées par des enzymes réductases non spécifiques (Khalid *et al.*, 2010). Bien que le mécanisme de réduction des colorants azoïques ne soit pas complètement connu (Hong *et al.*, 2007), il s'agit sans doute principalement d'un processus extracellulaire (Khalid *et al.*, 2010) impliquant des médiateurs de réduction-oxydation transportant les électrons des bactéries aux substances azoïques (Keck *et al.*, 1997; Rau *et al.*, 2002; Rau et Stolz, 2003). Trois principaux mécanismes ont été présentés pour expliquer la réduction azoïque : la réduction enzymatique directe avec

azoréductase, la réduction indirecte/assistée avec azoréductase et, pour finir, la réduction chimique avec agents réducteurs tels que les sulfures (Guo *et al.*, 2010).

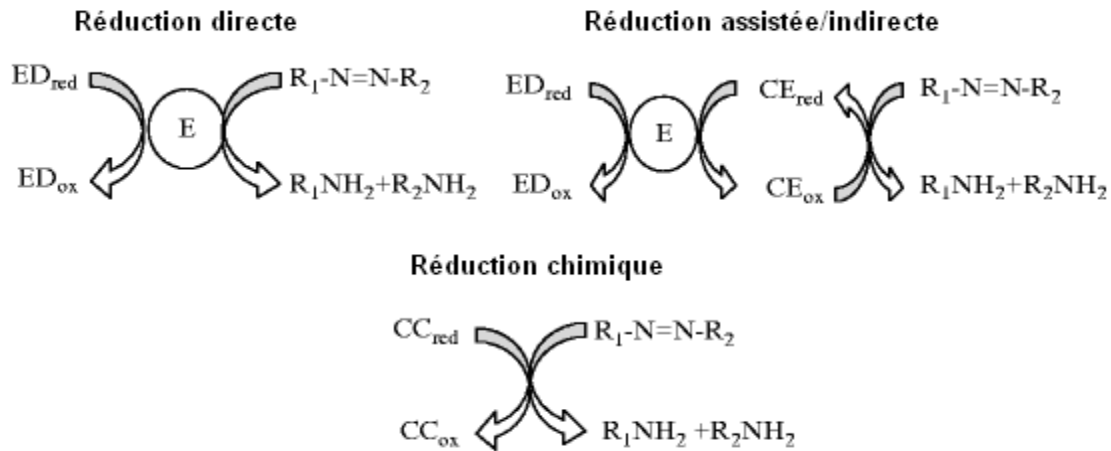


Figure 8 : Mécanismes de bioréduction des colorants azoïques (Guo *et al.*, 2010).

En cas de réduction enzymatique directe, la réduction chimique des matières colorantes azoïques est effectuée par des enzymes spécifiques catalysant seulement la réduction des colorants azoïques; toutefois, ces enzymes spécifiques n'ont pas été déterminées pour les bactéries anaérobies dans l'environnement (Guo *et al.*, 2010). On convient en général que la réduction assistée/indirecte comprenant divers médiateurs de réduction-oxydation est le principal mécanisme de réduction des colorants (Guo *et al.*, 2010). Cette réduction implique probablement de nombreuses souches bactériennes possédant des enzymes cytoplasmiques non spécifiques agissant en tant qu'azoréductases et participant au transfert d'électrons jusqu'au colorant azoïque (Walker, 1970; Russ *et al.*, 2000). Par exemple, une flavoprotéine est une enzyme purifiée d'une souche bactérienne azodégradante qui est capable de catalyser la réduction de nitroaromatiques (Van der Zee, 2002). Il a été signalé que certains composés à base de flavine et de quinone constituent des médiateurs de réduction-oxydation (Dos Santos *et al.*, 2004). On peut citer comme exemple de composé à base de flavine la flavine-adénine-dinucléotide et la flavine mononucléotide (FMN) et comme exemple de composé à base de quinone l'antraquinone-2,6-disulfonate, l'antraquinone-2-sulfonate, la riboflavine (vitamine B₂), la cyanobalamine (vitamine B₁₂) et la lawsone (2-hydroxy-1,4-naphthoquinone).

Enfin, la réduction du colorant azoïque peut être catalysée de façon extracellulaire par l'action de composés médiateurs formés au cours du métabolisme de certains substrats par les bactéries (Russ *et al.*, 2000; Guo *et al.*, 2010). Ces types de médiateurs, tels que les sulfures générés par des bactéries réductrices de sulfate, peuvent participer à la réduction des substances azoïques par réduction chimique (Guo *et al.*, 2010).

Facteurs ayant une incidence sur la transformation et la dégradation

Alors que la réduction azoïque anaérobie est un processus relativement non spécifique, on a observé que le taux de transformation variait en fonction de la structure chimique et de la présence de certains groupes fonctionnels spécifiques (Yen *et al.*, 1991). Les colorants ayant une structure simple et un faible poids moléculaire présentent des taux plus élevés d'élimination de la couleur dans les systèmes de traitement des eaux usées par rapport à ceux ayant un poids moléculaire élevé, avec substitution des groupes de retrait d'électrons (p. ex. SO₃H ou SO₂NH₂) à la position *para* du cycle phénylique relatif à la liaison azoïque (Sani et Banerjee, 1999; Pearce *et al.*, 2003; Hsueh *et al.*, 2009; Saratale *et al.*, 2011). Les substances azoïques comprenant des groupes hydroxyles ou amines sont plus susceptibles d'être transformées que celles comprenant des groupes méthyles, méthoxyles, sulfo ou nitro (Saratale *et al.*, 2011).

Les dérivés, leur devenir et leur persistance

Tel qu'il est indiqué dans les sections précédentes, la transformation des substances azoïques dans des conditions anaérobies peut entraîner le rejet d'amines aromatiques (Yen *et al.*, 1991; Pinheiro *et al.*, 2004). L'exposition des organismes aquatiques à ces produits de biotransformation dans les sédiments anoxiques dépendra de leur devenir et de leur persistance dans l'environnement.

Les amines aromatiques sont généralement résistantes à la biodégradation dans des conditions anaérobies (Brown et Hamburger, 1987). Les naphthalenamines sont récalcitrantes dans des conditions anoxiques dénitrifiantes, sulfatoréductrices et méthaniques des sols inondés (Al-Bashir *et al.*, 1994). L'aniline est extrêmement récalcitrante à la dégradation dans des conditions méthaniques (De *et al.*, 1994). Toutefois, on a observé que la biodégradation de certains composés se produisait après l'acclimatation des boues dans les systèmes d'essai de traitement des eaux usées (O'Connor et Young, 1989; Ekici *et al.*, 2001) et dans les sédiments dans des conditions anaérobies. On a observé une déshalogénéation de la dichlorobenzidine en benzidine assistée par les bactéries dans les sédiments anaérobies (Nyman *et al.*, 1997). Cette déshalogénéation progressive devrait faire augmenter la concentration totale d'amines aromatiques à la phase de solution ainsi que le potentiel de transport dans l'environnement (Nyman *et al.*, 1997). La minéralisation des amines aromatiques dans des conditions anaérobies dépend de leur biodisponibilité, qui est limitée par l'adsorption et la désorption (Al-Bashir *et al.*, 1994).

La biodégradation des amines aromatiques en conditions aérobies est variable (Baird *et al.*, 1977). Le potentiel de biodégradation des amines aromatiques dans les sédiments aérobies dépend de leur structure chimique (Bornick *et al.*, 2001). Leur potentiel de biodégradation varie d'une absence de biodégradabilité à une biodégradabilité très élevée, selon le type, le nombre et la position des substituants dans le cycle benzénique (Alexander et Lustignan, 1966; Pfarl *et al.*, 1990; Okey et Stensel, 1996; Bornick *et al.*, 2001). La dégradation aérobie des amines aromatiques peut se produire par fragmentation bactérienne de la structure cyclique aromatique (Gottlieb *et al.*, 2003).

Devenir

La sorption et la désorption sont deux processus importants du devenir des amines aromatiques dans le milieu aquatique, les sédiments et le sol (Chen et Nyman, 2009); elles régissent leur transformation et leur transport (Colon *et al.*, 2002). La sorption des amines aromatiques par les sédiments implique une étape initiale de sorption rapide et réversible suivie d'une étape irréversible plus lente (Colon *et al.*, 2002). La sorption implique une série de mécanismes principaux (Colon *et al.*, 2002; Chen et Nyman, 2009), notamment l'interaction électrostatique (c.-à-d. un processus d'échange cationique), la répartition hydrophobe, la fixation par liaison labile (p. ex. la fixation par liaison hydrogène, les forces de Van der Waals et les interactions dipôle-dipôle) (Spurlock et Biggar, 1994; Huang *et al.*, 1997; Chiou *et al.*, 1998; Xia et Ball, 1999) et la fixation par liaison covalente.

Même si la fixation par liaison covalente peut se produire au cours de la première étape de sorption (rapide), elle se produit généralement à la deuxième étape (plus lente) (Weber *et al.*, 2001; Colon *et al.*, 2002). Elle peut comprendre l'ajout nucléophile du groupe fonctionnel amine à des sites électrophiles ou à des mécanismes oxydatifs donnant lieu à la formation d'espèces radicalaires qui s'associent à des radicaux liés aux sédiments (Spurlock et Biggar, 1994; Huang *et al.*, 1997; Chiou *et al.*, 1998; Xia et Ball, 1999; Weber *et al.*, 2001; Colon *et al.*, 2002). Il est noté que la sorption des amines aromatiques *orthosubstituées* est largement inférieure à celle observée pour les anilines *méta* et *parasubstituées* (Colon *et al.*, 2002). Certains des mécanismes de sorption dépendent du pH. On a observé un passage des mécanismes de sorption de l'échange cationique à la répartition hydrophobe, à la fixation par liaison covalente ou aux deux pour la benzidine lorsque le pH passait de 3 à 7 (Chen et Nyman, 2009).

Modélisation de la biodégradation

Divers modèles peuvent être utilisés pour prédire la biodégradation. Toutes les modélisations de la biodégradation utilisent le code SMILES pour comparer les attributs structurels d'un composé avec ceux des produits chimiques dans l'ensemble d'étalonnage. Certains modèles, tels que le modèle CATALOGIC (©2004 – 2012) sont cinétiques et donnent des résultats quantitatifs, tandis que d'autres sont des modèles additifs basés sur les fragments, tels que les modèles de probabilité BIOWIN (2010) et le modèle TOPKAT (2004) ou donnent des résultats qualitatifs (modèles d'enquête BIOWIN 3 et 4). Le modèle d'enquête BIOWIN 4 peut être considéré comme un modèle sur la biodégradation primaire (transformation de la structure d'origine). Les modèles de probabilité linéaires et non linéaires BIOWIN du ministère du Commerce international et de l'Industrie du Japon (MITI), le modèle CATABOL (©2004 – 2012), le modèle TOPKAT et le modèle BIOWIN 3 (modèle d'enquête sur la biodégradation ultime) sont des modèles sur la biodégradation ultime (minéralisation complète).

Aucun des modèles mentionnés ci-dessus n'est en particulier conçu pour déterminer la « persistance » en termes de demi-vie. Ils sont plutôt conçus pour déterminer si une substance

devrait se biodégrader rapidement ou lentement ou être plus ou moins persistante. La demi-vie peut être extrapolée à partir de ces résultats, en présumant une cinétique de premier ordre ou en utilisant une méthode par analogie. Ces résultats sont interprétés afin de pouvoir tirer des conclusions sur la persistance d'après la définition du *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* de la LCPE (1999) (Canada, 2000).

La formation de produits de dégradation à partir de composés organiques peut également être évaluée de façon systématique avec le modèle CATALOGIC (©2004 – 2012). Le modèle CATALOGIC, qui est la version cinétique du modèle CATABOL (©2004 – 2012), est une approche de modélisation mécaniste élaborée pour évaluer quantitativement la biodégradabilité des produits chimiques et leurs voies de biodégradation (Jaworska *et al.*, 2002). Les modèles CATALOGIC et CATABOL prédisent la voie de biodégradation la plus probable, la répartition des métabolites stables et les paramètres de « biodégradabilité immédiate » d'un produit chimique, tels que la demande en oxygène théorique cumulative (MITI-I) et l'étendue de la production de dioxyde de carbone (OCDE 301B) (Dimitrov *et al.*, 2004). Les caractéristiques intéressantes associées à ces modèles sont l'estimation de la biodégradabilité d'un produit chimique en fonction de l'ensemble de la voie de biotransformation et non en fonction de la structure d'origine uniquement ainsi que la prise en compte des effets des fragments adjacents du produit chimique avant l'exécution de chaque étape de transformation (Pavan et Worth, 2006).

Le cœur du modèle CATABOL (©2004 – 2012) est le simulateur de biodégradabilité, qui comprend une base de données de plus de 1 000 transformations individuelles classées de façon hiérarchique (étapes cataboliques) et un moteur de sous-structure correspondant indiquant leur rendement ultérieur (Pavan et Worth, 2006). L'ensemble de transformations repérées est divisé en deux types : les transformations « spontanées » et les transformations « cataboliques ». Les transformations « spontanées » peuvent être biotiques ou abiotiques, et comprendre, par exemple, l'hydrolyse spontanée. Les transformations « cataboliques » décrivent seulement les processus biotiques (Pavan et Worth, 2006). La base de données des voies du modèle CATABOL comprend une voie de dégradation de la réduction de la liaison azoïque. En effet, Blumel *et al.* (1998) ont observé la décomposition catabolique aérobie d'une souche bactérienne utilisant du 4-carboxy-4'-sulfoazobenzène (S5) adaptée de la S1 *Hydrogenophaga palleroni*, contrairement aux connaissances générales liées à la réduction du composé azoïque anaérobie. Même si la réduction de la liaison azoïque aérobie est plutôt rare, les résultats du modèle CATABOL seront utilisés pour déterminer les produits de dégradation éventuels propres à chaque composé azoïque. Les principaux produits de dégradation seront également abordés dans d'autres sections de l'évaluation (les sections portant sur la bioaccumulation ainsi que sur les effets et l'exposition).

Bioaccumulation

La bioaccumulation est la tendance d'une substance à être absorbée d'un milieu environnemental (p. ex. l'eau ou le sol) ou d'une proie dans les tissus d'un organisme, où elle peut s'accumuler

(Environnement Canada, 2007b). Pour être absorbé, le produit chimique doit d'abord être dans une forme biodisponible. Après qu'un produit chimique est absorbé ou ingéré par un organisme, il est important de déterminer si la charge corporelle du produit chimique résultant de la bioaccumulation peut atteindre les niveaux internes ayant des effets nocifs sur l'organisme. En général, une substance qui est métabolisée ou décomposée immédiatement par un organisme aura un potentiel moindre de causer des effets nocifs qu'une substance qui ne peut pas être immédiatement éliminée des tissus d'un organisme (en supposant que les produits de décomposition de la substance ne sont pas toxiques). Cela est dû au fait que la concentration interne d'une substance non métabolisée dans un organisme est supérieure à celle d'une substance métabolisée et donc que la concentration tissulaire augmentera lentement au fil du temps, créant un plus fort potentiel de dommages internes pour l'organisme.

Des données expérimentales existent en ce qui concerne les mesures de bioaccumulation traditionnelles, mais elles sont minimales et se limitent principalement au milieu aquatique pour ce groupe de substances. Dans la mesure du possible, les données des essais de bioaccumulation traditionnels seront utilisées à titre d'analogie avec d'autres substances afin d'optimiser leur valeur. Un nombre limité de valeurs expérimentales du $\log K_{oe}$, de facteurs de bioconcentration (FBC) et de facteurs de bioaccumulation (FBA) sont disponibles pour les substances de ce groupe de substances. Plus précisément, les données sur la bioaccumulation dans le sol et les sédiments sont minimales et limitées à quelques substances ayant un volume élevé. En outre, il est difficile de modéliser ces paramètres pour la majorité des substances de ce groupe de substances, étant donné qu'ils sont hors des domaines d'applicabilité des divers modèles.

Une des autres difficultés rencontrées en ce qui concerne l'utilisation de mesures de bioaccumulation traditionnelles pour ce groupe de substances est le manque de fiabilité de certaines de ces données. Par exemple, les valeurs expérimentales du $\log K_{oe}$ relatives aux pigments et à certains colorants peu solubles dans l'eau sont souvent peu fiables, car les substances sont tellement insolubles dans les deux milieux que le test est très difficile à effectuer. Étant donné que les valeurs modélisées du $\log K_{oe}$ sont également peu fiables, on utilise souvent à la place le \log du rapport (C_o/C_e) où la solubilité dans l'octanol (C_o) et la solubilité dans l'eau (C_e) sont mesurées séparément et comparées. D'ailleurs, la validité de cette approche est confirmée par le fait que la capacité de partage d'une substance dans l'octanol est une indication de sa capacité de partage dans la phase lipidique du biote aquatique (Bertelsen *et al.*, 1998) et qu'une réduction de la solubilité des pigments dans l'octanol donne lieu à une réduction similaire du facteur de bioconcentration (FBC) et du facteur de bioaccumulation (FBA) chez un organisme aquatique (Banerjee et Baughman, 1991).

Bien que les données sur la bioaccumulation des substances de ce groupe de substances soient quelque peu limitées, des tendances générales sont apparues au fil des ans. Par exemple, les données d'Anliker *et al.* (1981) indiquent que les colorants ioniques très solubles dans l'eau ont tendance à avoir de faibles valeurs du \log FBC de l'ordre de -1 à 1. Les auteurs ont laissé entendre que ce faible potentiel de bioaccumulation résulte du fait que ces colorants adhèrent à

l'extérieur des poissons ou à l'intestin. De plus, leur liposolubilité absolue est faible (Brown et Hamburger, 1987). Des études menées par l'ETAD (1991) ont démontré que les valeurs de $\log K_{oe}$ de certains colorants réactifs étaient très faibles (inférieures à zéro) et que les colorants n'avaient absolument pas tendance à se bioaccumuler dans le cadre des essais avec renouvellement continu chez la carpe.

Il est à noter que, même si des colorants dispersés non ioniques peuvent avoir des valeurs du $\log K_{oe}$ plus élevées (p. ex. > 3), ils ne semblent pas avoir la capacité de se bioaccumuler de façon importante. Anliker et Moser (1987) ont émis l'hypothèse que cela peut être lié à la tendance à l'agrégation marquée des colorants dispersés, qui rend difficile le transport dans les membranes. Les résultats des études sur la bioconcentration des colorants dispersés chez les poissons menées par Anliker (1986) et Anliker *et al.* (1988) confirment cette hypothèse.

De plus, on n'observe habituellement pas de bioaccumulation des pigments chez les poissons (p. ex. Anliker *et al.*, 1981, 1988). Cela peut être dû à leur faible solubilité dans l'octanol, leur grande taille particulière et leur grand diamètre transversal, qui rendent très difficile l'infiltration de la membrane.

Le cas échéant, certaines données métaboliques relatives à de petites espèces de mammifères (p. ex. le rat et la souris) utilisées dans le cadre de l'évaluation des effets sur la santé humaine peuvent être considérées comme un substitut des données fauniques pour déterminer la bioaccumulation des mammifères dans le milieu terrestre au Canada.

Les logs FBC mesurés et estimés pour les éventuels produits de dégradation des amines aromatiques des matières colorantes aromatiques azoïques ont été jugés généralement plutôt faibles (HSDB, 2012), de l'ordre de 1,5 à 2,0.

Paramètres supplémentaires influençant la bioaccumulation

La taille moléculaire, définie par le diamètre transversal, et la biodisponibilité, définie par l'état physique, sont considérées comme des paramètres d'atténuation importants pour la détermination du potentiel de bioaccumulation des substances de ce groupe de substances.

On a émis l'hypothèse qu'un poids moléculaire et un diamètre transversal élevés rendaient difficile pour les matières colorantes azoïques, tels que les colorants dispersés et les pigments, de traverser les membranes biologiques (Anliker *et al.*, 1988). Les enquêtes portant sur les données de FBC chez les poissons et les paramètres relatifs à la taille moléculaire (Dimitrov *et al.*, 2002, 2005) laissent entendre que la probabilité qu'une molécule traverse des membranes cellulaires à la suite d'une diffusion passive diminue de façon importante lorsque le diamètre maximal augmente (D_{max}); que la probabilité qu'une diffusion passive se produise diminue de façon notable lorsque le diamètre maximal est supérieur à environ 1,5 nm et de façon beaucoup plus importante 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 dans le cadre d'un essai sur le FBC comptant environ 1 200 substances chimiques nouvelles et existantes. Ils ont observé que les substances dont le potentiel de bioconcentration n'était pas très élevé (c.-à-d. un FBC < 5 000) ont souvent un diamètre maximal (D_{\max}) supérieur à 2,0 nm ainsi qu'un diamètre effectif (D_{eff}) supérieur à 1,1 nm.

Arnot *et al.* (2010) ont indiqué qu'il n'existe pas de relations nettes qui permettent de déterminer de façon précise les seuils de coupure relatifs à la taille moléculaire pour évaluer le potentiel de bioaccumulation. Ce rapport ne met toutefois pas en cause la notion selon laquelle la réduction du taux d'absorption pourrait être associée à l'augmentation du diamètre transversal, comme cela a été démontré par Dimitrov *et al.* (2002, 2005). Bon nombre des substances de ce groupe de substances ont un poids moléculaire élevé et le diamètre maximal de la majorité (environ 75 %) des 358 substances est supérieur à 1,5 nm, ce qui laisse entendre que le taux d'absorption de l'eau par les branchies des poissons pourrait être réduit de façon importante.

Arnot *et al.* (2010) ont toutefois souligné des incertitudes quant aux seuils proposés par Dimitrov *et al.* (2002, 2005) et Sakuratani *et al.* (2008), étant donné que les études sur le FBC utilisées pour calculer ces seuils n'ont pas fait l'objet d'évaluations critiques. Arnot *et al.* (2010) ont fait remarquer que la taille moléculaire a un effet sur la solubilité et la capacité de diffusion dans les phases aqueuse et organique (membranes), et que les plus grosses molécules peuvent avoir un taux d'absorption plus lent. Toutefois, ces mêmes contraintes liées aux facteurs cinétiques s'appliquent aux voies de diffusion de l'élimination chimique (c.-à-d., absorption lente = élimination lente). Un potentiel de bioaccumulation important peut donc s'appliquer aux substances qui sont soumises à un processus d'absorption lent, si elles sont également biotransformées ou éliminées lentement par d'autres processus, tels que l'expulsion de la matière fécale. Par conséquent, lorsqu'on évalue le potentiel de bioaccumulation, les données sur la taille moléculaire sont utilisées avec discernement et de pair avec d'autres éléments de preuve pertinents dans le cadre d'une méthode du poids de la preuve.

Les caractéristiques telles que le point de fusion ou de décomposition, l'état physique spécifique à une température standard (c.-à-d., liquide, gaz, solide) et la taille particulaire peuvent être utilisés pour prouver le potentiel de bioaccumulation.

Le point de fusion ou de décomposition est communément utilisé pour aider à expliquer le devenir des matières colorantes dans l'environnement (p. ex. Anliker et Moser, 1987) et constitue un paramètre important, étant donné qu'il a une incidence sur la solubilité, qui, à son tour, a une incidence sur la biodisponibilité et le transport d'une substance vers des sites actifs au sein d'un organisme (Øllgaard *et al.*, 1998). Le point de fusion ou de décomposition a tendance à augmenter en parallèle à la taille de la molécule, étant donné que la surface moléculaire disponible aux fins de contact avec d'autres molécules augmente (Dearden, 1991). Les substances qui ont un degré élevé de stabilité chimique et un point de fusion élevé ont tendance à être moins biodisponibles dans l'eau. Pour de nombreuses matières colorantes (pigments, certains colorants et certaines amines aromatiques), le terme « point de décomposition » est utilisé au lieu

du terme « point de fusion », car elles sont connues pour se décomposer chimiquement à des températures élevées (p. ex. > 200°C) plutôt que de fondre ou de se liquéfier (ETAD, 1995). De nombreuses substances de ce groupe de substances ont un point de décomposition élevé, ce qui démontre une stabilité chimique élevée.

En outre, un grand nombre de substances de ce groupe de substances sont présentes à l'état solide pour des applications telles que la coloration de revêtements ou de plastiques. Dans ces cas, en particulier pour les substances non ioniques, la probabilité de biodisponibilité aqueuse est moindre, étant donné que la substance peut être relativement inerte. Dans d'autres cas, lorsque les substances se trouvent dans des mélanges à l'état liquide, on considère que le potentiel de biodisponibilité est plus élevé.

Pour certaines matières colorantes, telles que les pigments organiques, une partie du spectre granulométrique est habituellement à l'échelle des nanoparticules (NPIRI, 2000). Les matières à l'échelle nanoscopique sont définies de façon informelle comme des substances dont au moins une dimension est inférieure à 100 nm. De plus en plus de preuves démontrent que les nanoparticules peuvent être absorbées par des voies d'exposition non spécifiques, telles que la pinocytose (Leroueil *et al.*, 2007). À l'heure actuelle, les mécanismes et le potentiel de bioaccumulation de ces particules sont mal compris, tout comme la nature de la relation entre leur bioaccumulation et leur toxicité. En outre, certains processus de devenir dans l'environnement moins couramment pris en compte peuvent avoir une influence importante sur la propension des nanoparticules de pigments à être absorbées par le biote (p. ex. l'importance de l'agrégation dans la nature; Wiesner *et al.*, 2006). Toutefois, comme on connaît peu de choses au sujet des processus de devenir dans l'environnement des pigments nanométriques, la contribution relative des fractions nanométriques aux effets dangereux déduits de tests de toxicité traditionnels reste incertaine.

Effets écologiques

Il est important de caractériser le type et l'ampleur des effets écologiques nocifs, qu'ils soient directs ou indirects, qui pourraient découler de l'exposition à une substance (ou à un produit de dégradation de la substance) dans l'environnement. Afin de comprendre les effets d'une catégorie ou d'un sous-groupe de substances en particulier, il est nécessaire de tenir compte de leurs modes d'action particuliers. On s'attend souvent à ce que des substances similaires sur le plan chimique (p. ex. ayant les mêmes groupes fonctionnels majeurs) présentent le même mode d'action pour ce qui est des effets sur les organismes. Même si les substances de ce groupe de substances ont en commun certaines caractéristiques structurelles et utilisations, la diversité chimique reste très importante. Il est donc probable que plusieurs modes d'action existent (par exemple, en raison de différents groupes substituants). Il a été reconnu qu'au moins trois modes d'action toxiques différents doivent être pris en compte pour prédire la toxicité de ces substances : la « narcose non polaire », la « narcose polaire » et la « réaction inconnue ». La narcose polaire est le mode

d'action le plus extrême et constituerait l'hypothèse la plus prudente. De plus, des substances plus réactives peuvent présenter un certain degré de liaison des protéines et de l'ADN, ce qui doit faire l'objet d'une enquête. En outre, même si un nombre considérable de paramètres de toxicité expérimentaux ont été étudiés pendant de nombreuses années, l'incertitude reste importante, certains effets pouvant être démontrés, mais les mécanismes de toxicité spécifiques restant souvent inconnus.

Il a été démontré que les pigments, les colorants non ioniques et les colorants ioniques ont divers effets létaux et sublétaux dans différents milieux. Des effets aigus sont observés à des concentrations qui varient entre moins de 1 mg/L à bien plus de 1 000 mg/L (Øllgaard *et al.*, 1998). Les données sur les effets écologiques étaient pour la grande majorité axées sur le milieu aquatique, alors que les essais de toxicité de ces substances dans le sol et les sédiments ont peu été pris en compte.

Il est très difficile de mesurer de façon analytique les concentrations solubles (phase dissoute) auxquelles les organismes sont exposés. Par conséquent, les valeurs de toxicité sont souvent imprécises, étant donné que la valeur du paramètre déclarée correspond en réalité à une concentration nominale (parfois d'un ordre de grandeur plus élevé que la véritable concentration mesurée) ou à la limite de solubilité. Dans ces cas, la limite de solubilité peut être considérée comme la concentration entraînant un effet, en tant que mesure prudente. Toutefois, même si certaines substances aromatiques azoïques et à base de benzidine ne sont pas solubles, elles peuvent être ingérées et elles peuvent se métaboliser au sein de l'organisme, détoxifiant ainsi le produit chimique, ou se dégrader pour former une substance aussi nocive, voire plus nocive, par exemple des amines aromatiques (notamment les benzidines).

Dans la section des évaluations portant sur les effets écologiques, les principaux produits de dégradation potentiellement dangereux seront pris en compte. Les effets aigus et chroniques standard dans les milieux aquatiques et terrestres seront indiqués, tel qu'il est décrit ci-après.

Effets dans le milieu aquatique

Étant donné que de nombreuses substances de ce groupe de substances sont solubles dans l'eau ou peuvent se retrouver dans les matériaux du lit, il est important de tenir compte des effets dans le milieu aquatique, même si peu d'essais de toxicité aquatique sont disponibles. La majorité de ces essais de toxicité sont approfondis et sont axés sur des organismes de laboratoire aquatiques communs, en particulier des invertébrés et des poissons. Les invertébrés soumis à ces essais comprennent les espèces suivantes : *Daphnia magna*, *Ceriodaphnia* et *Daphnia pulex* (puces d'eau) et *Hyalella azteca* (puce de mer). Les essais sur les poissons étaient axés sur les espèces communes suivantes : *Oncorhynchus mykiss* (truite arc-en-ciel), *Oryzias latipes* (medaka), *Pimephales promelas* (tête-de-boule), *Cyprinus carpio* (carpe commune) et *Brachydanio rerio* (poisson zèbre). On dispose également de certaines études sur les algues (p. ex. sur les espèces *Selenastrum capricornutum*, *Chlorella vulgaris* et *Scenedesmus subspicatus*), ainsi que sur

certaines bactéries. Quelques essais ont également été faits sur les amphibiens (p. ex. sur les espèces *Silurana tropicalis* et *Pleurodeles waltl*).

Récemment, certains paramètres basés sur les sédiments relatifs à des pigments jaunes et rouges (Pigment Yellow 12, 13, 83 et 176; Pigment Red 48-2 et 112) ainsi qu'à un colorant réactif (Reactive Black 5) ont été intégrés au programme REACH (enregistrement, évaluation, autorisation et restriction des produits chimiques) de la Commission européenne. Les organismes vivant dans les sédiments qui ont été mis à l'essai comprennent l'espèce *Lumbriculus variegatus*. Bien que les données relatives à la toxicité dans les sédiments soient toujours très limitées pour de nombreuses substances de ce groupe de substances (en attendant l'analyse de fiabilité des études), ces nouveaux paramètres peuvent être utilisés aux fins d'analogie pour plusieurs produits chimiques.

En dehors des effets biotiques sur les organismes, certaines substances de ce groupe de substances peuvent également avoir des effets abiotiques ou physiques. Bien que des incertitudes demeurent à ce sujet, le principal effet abiotique discuté dans la littérature scientifique est lié à l'effet physique d'atténuation de la lumière ou d'ombrage des algues dans les milieux aquatiques. Les algues semblent faire partie des organismes les plus sensibles aux colorants de toutes les catégories. Par exemple, lorsque des algues ont été exposées à des concentrations de colorant de 1 et 10 mg/L pendant 7 et 14 jours, on a découvert que 15 colorants (27 % des colorants mis à l'essai) ont fortement freiné la croissance à la concentration d'essai de 1 mg/L après 7 jours d'incubation (Brown et Anliker, 1988).

Toutefois, ces résultats doivent être interprétés de façon prudente, car il est prouvé que les essais relatifs à l'ombrage de la couleur des algues sont imparfaits et qu'il n'y a pas de différences importantes entre les couleurs et les non-couleurs, car la méthode n'est pas satisfaisante (Cleuvers et Weyers, 2003). Il est reconnu que, lorsque les tubes à essai sont agités, les algues sont exposées à un certain niveau de lumière, ce qui entraîne un taux de croissance plus élevé que prévu sans exposition à la lumière. Cela peut se traduire par un effet d'ombrage réduit et donc par une sous-estimation de la toxicité chimique.

Effets dans le milieu terrestre

Il existe très peu d'études des effets terrestres pertinentes sur le plan écologique. Toutefois, certains paramètres relatifs au sol ont été intégrés au programme REACH pour certains pigments et colorants. Par exemple, des données provenant d'études sur des vers de terre vivant dans le sol (*Eisenia fetida*/*Eisenia andrei*) seront évaluées et prises en compte, le cas échéant, en ce qui concerne le potentiel d'exposition écologique aux boues des usines de traitement des eaux usées qui sont épandues.

Autres effets écologiques

Les paramètres liés aux effets qui ont une importance capitale dans les évaluations des risques écologiques en vertu de la LCPE (1999) sont généralement les mesures des effets directs (p. ex. les concentrations entraînant un effet pour 20 % des organismes [CE₂₀] ou concentrations létales médianes [CL₅₀]), qui indiquent une altération de la survie, de la croissance ou de la reproduction. Dans certains cas, les données sur la cancérogénicité ont également été prises en compte, lorsqu'un lien entre l'exposition environnementale à une substance et l'incidence de cancer de certaines espèces fauniques a été observé. Bien que les animaux sauvages soient peu fréquemment victimes de cancer en général et qu'il soit difficile d'évaluer le potentiel de manifestation des paramètres liés aux cancers chez les organismes individuels et d'estimer l'incidence globale sur les individus ou les populations locales d'organismes, les données sur le facteur de risque de cancer pourraient être plus systématiquement intégrées à l'évaluation de l'écotoxicité en tant qu'élément de preuve des effets nocifs. Lorsqu'il existe des preuves claires qu'une substance cause le cancer chez des animaux de laboratoire (surtout par un mécanisme génotoxique), ces données pourraient être prises en compte pour renforcer le poids de la preuve laissant entendre qu'il pourrait y avoir des effets nocifs sur l'environnement en vertu de la LCPE (1999), comme cela a été fait dans l'évaluation des dioxines et des furanes dans le cadre de la Liste des substances d'intérêt prioritaire (LSI) (Canada, 1990). Ces données pourraient être expérimentales ou dérivées d'un logiciel de modélisation moléculaire indiquant les alertes structurelles concernant la génotoxicité ou la mutagénicité.

Valeur critique de toxicité

La valeur critique de toxicité (VCT) est en général la concentration la plus faible d'une substance (tirée des données disponibles acceptables) à laquelle aucun effet nocif n'a été observé chez les espèces les plus sensibles. La sélection des paramètres toxicologiques vise à maintenir la survie et la reproduction des populations qui devraient être exposées à une substance (Environnement Canada, 2007b). Lorsqu'on sélectionne une valeur critique de toxicité, on préfère en général les données sur la toxicité à long terme (chronique) aux données sur la toxicité à court terme (aiguë), étant donné que l'exposition de l'environnement peut être continue à long terme et qu'il y a une plus forte chance qu'un équilibre puisse être atteint, en particulier pour les substances ayant une faible solubilité. Les données mesurées acceptables et les données prévues peuvent être prises en compte dans le cadre d'une méthode du poids de la preuve (Environnement Canada, 2007b).

Dans le cas de ce groupe de substances, il n'est pas encore possible de déterminer les paramètres les plus sensibles pour chaque sous-groupe (valeur critique de toxicité représentative) ou substance individuelle. Les principaux paramètres seront évalués pour en déterminer la fiabilité d'après des critères standard, sous la forme de sommaires de rigueur d'études, et discutés dans les évaluations.

Concentration estimée sans effet

La concentration estimée sans effet (CESE) est déterminée à partir de la valeur critique de toxicité (VCT) et représente la concentration d'une substance dans l'environnement qui ne devrait généralement pas avoir d'effets nocifs sur une population après une exposition chronique ou à long terme (Environnement Canada, 2007b). La concentration estimée sans effet est calculée en divisant la valeur critique de toxicité par un facteur d'évaluation approprié. L'ordre de grandeur du facteur d'évaluation appliqué reflète l'incertitude liée aux données disponibles et le niveau d'extrapolation requis. En pratique, les facteurs d'évaluation sont plus ou moins importants et sont utilisés pour tenir compte de facteurs tels que l'extrapolation des effets chroniques à partir des effets aigus, de l'extrapolation des répercussions sur l'écosystème à partir des essais en laboratoire portant sur une seule espèce ainsi que des variations de sensibilité entre les espèces ou entre les individus d'une espèce.

VOIE À SUIVRE

Les représentants de l'industrie et les autres parties intéressées sont invités à soumettre leurs commentaires sur le contenu de la présente ébauche de document d'information technique à la Ligne d'information de la gestion des substances, au cours de la période de commentaires publics de 60 jours. Les commentaires doivent être soumis au plus tard le 12 septembre 2012, puisque les commentaires reçus seront pris en compte pour élaborer la version finale du document d'information technique, dont la publication est prévue à l'hiver 2012-2013. Les commentaires sur l'ébauche du document d'information technique doivent être envoyés à l'adresse ci-dessous :

Ligne d'information de la gestion des substances
Plan de gestion des produits chimiques
Gatineau (Québec)
K1A 0H3

Téléphone : 1-800-567-1999 (au Canada) ou 819-953-7156
Télécopieur : 819-953-7155
Courriel : substances@ec.gc.ca

RÉFÉRENCES

- Abrahart, E.N. 1977. Dyes and their intermediates. New York (NY) : Chemical Publishing. p. 1-12. [cité dans CIRC, 2010a].
- Al-Bashir, B., Hawari, J., Leduc, R., Samson, R. 1994. Behavior of nitrogen substituted naphthalenes in flooded soil – Part 1. Sorption/desorption and biodegradation. *Water. Res.* 28(8):1817-1825.
- Alexander, M., Lustignan, B.K. 1966. Effects of chemical structure on microbial degradation of substituted benzenes. *J. Agric. Food Chem.* 14(4):410-413.
- Allan, R.J., Roxon, J.J. 1974. Metabolism by intestinal bacteria: The effect of bile salts on tartrazine azo reduction. *Xenobiotica* 4:637-643.
- Allemagne. 1997. Fünfte Verordnung zur Änderung der Bedarfsgegenständeverordnung, Bundesgesetzblatt, 1997, Teil 1 Nr. 24, p. 796-800. (voir également la version consolidée de la Consumer Goods Ordinance, Bundesgesetzblatt, 1998, Teil 1 Nr. 1, p. 5-36.) [cité dans ETAD, 2002].
- Anjaneyulu, Y., Sreedhara Chary, N., Raj, D. 2005. Decolourization of industrial effluents – available methods and emerging technologies – a review. *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.* 4(4):245-273.
- Anliker, R. 1986. Organic colorants – Interpretation of mammalian-, geno-, and eco-toxicity data in terms of potential risks. In: Richardson, M. (éd.) Toxic hazard assessment of chemicals. Londres (Royaume-Uni) : The Royal Society of Chemistry. p. 166-187.
- 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. Saf.* 13:43-52.
- 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., Poppinger, D. 1988. Bioaccumulation of dyestuffs and organic pigments in fish. Relationships to hydrophobicity and steric factors. *Chemosphere* 17(8):1631-1644.
- [ANZFSC] Australia New Zealand Food Standards Code. 2011. Standard 1.3.1: Food additives [en ligne]. Gouvernement de l'Australie, Department of Health and Ageing. Accès : www.comlaw.gov.au/Details/F2011C00892
- Arnot, J.A., Arnot, M., Mackay, D., Couillard, Y., MacDonald, D., Bonnell, M., Doyle, P. 2010. Molecular size cut-off criteria for screening bioaccumulation potential: Fact or fiction? *Integr. Environ. Assess. Manag.* 6(2):210-224.
- Australie. Department of Sustainability, Environment, Water, Population and Communities. 2012. National Pollutant Inventory. Accès : www.npi.gov.au/substances/aniline/source.html
- Baird, R., Carmona, L., Jenkins, R.L. 1977. Behaviour of benzidine and other aromatic amines in aerobic wastewater treatment. *Water Pollut. Control Fed.* 49(7):1609-1615.
- Banat, I.M., Nigam, P., Singh, D., Marchant, R. 1996. Microbial decolorization of textile-dye-containing effluents: A review. *Biosour. Technol.* 58:217-227.

Banerjee, S., Baughman, G.L. 1991. Bioconcentration factors and lipid solubility. *Environ. Sci. Technol.* 25:536-539.

Baughman, G.L., Perenich, T.A. 1988. Investigating the fate of dyes in the environment. *Am. Dyest. Rep.* 7(2):19-20, 22, 47-48. [cité dans Øllgaard *et al.*, 1998].

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.

Bertelsen, S.L., Hoffman, A.D., Gallinat, C.A., Elonen, C.M., Nichols, J.W. 1998. Evaluation of log K_{ow} and tissue lipid content as predictors of chemical partitioning to fish tissues. *Environ. Toxicol. Chem.* 17(8):1447-1455.

[BfR] Institut fédéral allemand d'évaluation des risques. 2007. Introduction to the problems surrounding garment textiles. BfR Information No. 018/2007, 1^{er} juin 2007. Accès : www.bfr.bund.de/cm/349/introduction_to_the_problems_surrounding_garment_textiles.pdf

[BIOWIN] Biodegradation Probability Program for Windows [modèle d'estimation]. 2012. Version 4.10. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

Blumel, S., Contzen, M., Lutz, M., Stolz, A., Knackmuss, J. 1998. Isolation of a bacterial strain with the ability to utilize the sulfonated azo compound 4-carboxy-4'-sulfoazobenzene as the sole source of carbon and energy. *Appl. Environ. Microbiol.* 64(6):2315-2319.

Bor, C.G., Obici, L., de Souza, C.G.M., Peralta, R.M. 2004. Decolorization of synthetic dyes by solid state cultures of *Lentinula (Lentinus) edodes* producing manganese peroxidase as the main ligninolytic enzyme. *Bioresour. Technol.* 94(2):107-112.

Bornick, H., Eppinger, P., Grisek, T., Worch, E. 2001. Simulation of biological degradation of aromatic amines in river bed sediments. *Water Res.* 35(3):619-624.

Bos, R.P., Groenen, M.A.M., Theuws, J.L.G. 1984. Metabolism of benzidine-based dyes and the appearance of mutagenic metabolites in urine of rats after oral or intraperitoneal administration. *Toxicology* 31(3-4):271-282.

Bos, R.P., Van der Krieken, W., Smeijsters, L. 1986. Internal exposure of rats to benzidine derived from orally administered benzidine-based dyes after intestinal azo reduction. *Toxicology* 40(2):207-213.

Bowman, M.C., Oller, W.L., Nony, C.R. 1982. Metabolism and distribution of two ¹⁴C-benzidine-congener-based dyes in rats as determined by GC, HPLC, and radioassays. *J. Anal. Toxicol.* 6(4):164-174.

Bowman, M.C., Nony, C.R., Billedeau, S.M. 1983. Metabolism of nine benzidine-congener-based azo dyes in rats based on gas chromatographic assays of the urine for potentially carcinogenic metabolites. *J. Anal. Toxicol.* 7(1):55-60.

Brantom, P.G. 2005. Review of some other dyes with current non-food uses. *EFSA J.* 263:41-71.

Brown, D., Anliker, R. 1988. Dyestuffs and the environment – A risk assessment. *In*: Richardson, M. (éd.) Risk assessment of chemicals in the environment. Londres (Royaume-Uni) : The Royal Society of Chemistry. p. 398.

Brown, D., Hamburger, B. 1987. The degradation of dyestuffs: Part III – Investigations of their ultimate degradability. *Chemosphere* 16(7):1539-1553.

Brown, D., Laboureur, P. 1983. The degradation of dyestuffs: Part I – Primary biodegradation under anaerobic conditions. *Chemosphere* 12(3):397-404.

Brown, M.A., DeVito, S.C. 1993. Predicting azo dye toxicity. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 23(3):249-324.

Canada. 1990. Dibenzodioxines polychlorées et dibenzofurannes polychlorés (Liste des substances d'intérêt prioritaire – Rapport d'évaluation n° 1). Ottawa (Ont.) : Environnement Canada, Santé Canada. 60 p. Accès : http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contaminants/psl1-lsp1/dioxins_furans_dioxines_furannes/index-fra.php

Canada. 1994. Hydrocarbures aromatiques polycycliques (Liste des substances d'intérêt prioritaire – Rapport d'évaluation n° 1). Ottawa (Ont.) : Environnement Canada, Santé Canada. 68 p. Accès : http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contaminants/psl1-lsp1/hydrocarb_aromat_polycycl/index-fra.php

Canada. 1999. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)*. L.C., 1999, ch. 33. *Gazette du Canada*, Partie III, vol. 22, n° 3. Accès : www.gazette.gc.ca/archives/p3/1999/g3-02203.pdf

Canada. 2000. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*. C.P. 2000-348, 23 mars 2000, DORS/2000-107. *Gazette du Canada*, Partie II, vol. 134, n° 7, p. 607-612. Accès : <http://gazette.gc.ca/archives/p2/2000/2000-03-29/pdf/g2-13407.pdf>

Canada. Ministère de l'Environnement, ministère de la Santé. 2010. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Avis d'intention pour l'évaluation et la gestion des risques pour la santé des Canadiens et leur environnement liés aux substances azoïques aromatiques qui peuvent se transformer en certaines amines aromatiques, en certaines benzidines et en amines aromatiques ou benzidines dérivées*. *Gazette du Canada*, Partie I, vol. 144, n° 23, 5 juin 2010. Accès : <http://canadagazette.gc.ca/rp-pr/p1/2010/2010-06-05/html/notice-avis-fra.html#d101>

Canada. Ministère de l'Environnement. 2011a. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Avis concernant certaines amines aromatiques et certaines substances azoïques aromatiques et à base de benzidines aromatiques*. *Gazette du Canada*, Partie I, vol. 145, n° 51, 17 décembre 2011. Accès : <http://gazette.gc.ca/rp-pr/p1/2011/2011-12-17/html/sup-fra.html>

Canada. Ministère de l'Environnement, ministère de la Santé. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Annonce de mesures prévues d'évaluation et de gestion, le cas échéant, des risques que certaines substances présentent pour la santé des Canadiens et l'environnement*. *Gazette du Canada*, Partie I, vol. 145, n° 41, 8 octobre 2011. Accès : <http://www.gazette.gc.ca/rp-pr/p1/2011/2011-10-08/html/notice-avis-fra.html#d127>

Cartwright, R.A. 1983. Historical and modern epidemiology studies on populations exposed to *N*-substituted aryl compounds. *Environ. Health Perspect.* 49:13-19. [cité dans Brown et DeVito, 1993].

[CATABOL] Probabilistic assessment of biodegradability and metabolic pathways [modèle informatique]. ©2004-2012. Version 5.10. Bourgas (Bulgarie) : Laboratory of Mathematical Chemistry. Accès : <http://oasis-lmc.org/?section=software&swid=1>

[CATALOGIC] Modèle multi voie (simulateur de métabolisme) [modèle informatique]. ©2004-2012. Version 5.11.5. Bourgas (Bulgarie) : Laboratory of Mathematical Chemistry. Accès : <http://oasis-lmc.org/?section=software&swid=1>

[CCRI] Central Coir Research Institute. 2007. Coir Board: Circular [en ligne]. Kalavoor (Inde) : Gouvernement de l'Inde, Ministry of Agro and Rural Industries. Accès : www.ccriindia.org/pdf/banneddyes.pdf

Cerniglia, C.E., Freeman, J.P., Franklin, W., Pack, L.D. 1982a. Metabolism of benzidine and benzidine-congener based dyes by human, monkey and rat intestinal bacteria. *Biochem. Biophys. Res. Commun.* 107(4):1224-1229.

Cerniglia, C.E., Freeman, J.P., Franklin, W., Pack, L.D. 1982b. Metabolism of azo dyes derived from benzidine, 3,3'-dimethylbenzidine and 3,3'-dimethoxybenzidine to potentially carcinogenic aromatic amines by intestinal bacteria. *Carcinogenesis* 3(11):1255-1260.

Cerniglia, C.E., Zhou, Z., Manning, B.W. 1986. Mutagenic activation of the benzidine-based dye direct black 38 by human intestinal microflora. *Mutat. Res.* 175(1):11-16.

Chagas, E.P., Durrant, L.R. 2001. Decolorization of azo dyes by *Phanerochaete chrysosporium* and *Pleurotus sajor-caju*. *Enzyme Microb. Technol.* 29(8-9):473.

ChemIDplus [base de données sur Internet]. 2012. Bethesda (MD) : National Library of Medicine (États-Unis). [consulté le jour mois 2012]. Accès : <http://chem.sis.nlm.nih.gov/chemidplus/>

Chen, H., Hopper, S.L., Cerniglia, C.E. 2005. Biochemical and molecular characterization of an azoreductase from *Staphylococcus aureus*, a tetrameric NADPH-dependent flavoprotein. *Microbiology* 151:1433-1441.

Chen, S., Nyman, M.C. 2009. Influence of pH on sediment-associated sorption reactions of benzidine. *Environ. Toxicol. Chem.* 28(9):1834-1841.

Childs, J.J., Clayson, D.B. 1966. The metabolism of 1-phenylazo-2-naphthol in the rabbit. *Biochem. Pharmacol.* 15:1247-1258.

Chine. 2010. National General Safety Technical Code for Textile Products [ébauche]. General Administration of Quality Supervision, Inspection and Quarantine of the People's Republic of China; Standardisation Administration of the People's Republic of China. Accès : http://members.wto.org/crattachments/2010/tbt/chn/10_0909_00_et.pdf

Chiou, C.T., McGroddy, S.E., Kile, D.E. 1998. Partition characteristics of polycyclic aromatic hydrocarbons on soils and sediments. *Environ. Sci. Technol.* 32(2):264-269.

- Chouchani Cherfane, C. 2006. Standards and their implications for market access and competitiveness. Beyrouth (Liban) : Organisation des Nations Unies, Commission économique et sociale pour l'Asie occidentale. p. 8. Accès : www.escwa.un.org/divisions/events/29May06_Pres2.pdf
- Christian, V., Shrivastava, R., Shulka, D., Modi, H.A., Vyas, B.R.M. 2005. Degradation of xenobiotic compounds by lignin-degrading white rot fungi: enzymology and mechanisms involved. *Indian J. Exp. Biol.* 43(4):301-302.
- Chung, K.T. 1983. The significance of azo-reduction in the mutagenesis and carcinogenesis of azo dyes. *Mutat. Res.* 114:269-281.
- Chung, K.T. 2000. Mutagenicity and carcinogenicity of aromatic amines metabolically produced from azo dyes. *J. Environ. Sci. Health C* 18:51-74.
- Chung, K.T., Cerniglia, C.E. 1992. Mutagenicity of azo dyes: Structure-activity relationships. *Mutat. Res.* 277:201-220.
- Chung, K.T., Fulk, G.E., Egan, M. 1978. Reduction of azo dyes by intestinal anaerobes. *Appl. Environ. Microbiol.* 35(3):558-562.
- Chung, K.T., Stevens, S.E., Cerniglia, C.E. 1992. The reduction of azo dyes by the intestinal microflora. *Crit. Rev. Microbiol.* 18:175-190.
- Chung, K.T., Chen, S.C., Wong, T.Y., Li, Y.S., Wei, C.I., Chou, M.W. 2000. Mutagenicity studies of benzidine and its analogs: Structure-activity relationships. *Toxicol. Sci.* 56(2):351-356.
- [CII] Colour Index International. 2011. 4^e éd. [en ligne]. Society of Dyers and Colourists, American Association of Textile Chemists and Colorists. Accès : www.colour-index.com/
- [CIRC] IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. 2010a. Some aromatic amines, organic dyes, and related exposures. *IARC Monogr. Eval. Carcinog. Risks Hum.* 99. Accès : <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol99/mono99.pdf>
- [CIRC] IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. 2010b. Painting, firefighting, and shiftwork. *IARC Monogr. Eval. Carcinog. Risks Hum.* 98. Accès : <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol98/mono98.pdf>
- Clariant. 2007. Colorants for the paint industry. Accès : [www.pigments.clariant.com/C12576850036A6E9/98D3F2AC436C5075C125786B0026B90B/\\$FILE/DP8523ED_Feb2011.pdf](http://www.pigments.clariant.com/C12576850036A6E9/98D3F2AC436C5075C125786B0026B90B/$FILE/DP8523ED_Feb2011.pdf)
- Clarke, E.A., Anliker, R. 1980. Organic dyes and pigments. In: Hutzinger, O. (éd.) The handbook of environmental chemistry. Heidelberg (Allemagne) : Springer Verlag. p. 181-215. [cité dans Øllgaard *et al.*, 1998].
- Cleuvers, M., Weyers, A. 2003. Algal growth inhibition test: Does shading of coloured substances really matter? *Water. Res.* 37(11):2718-2722.
- Collier, S.W., Storm, J.E., Bronaugh, R.L. 1993. Reduction of azo dyes during *in vitro* percutaneous absorption. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 118:73-79.

Colon, D., Weber, E.J., Baughman, G.L. 2002. Sediment-associated reactions of aromatic amines. 2. QSAR development. *Environ. Sci. Technol.* 36(11):2443-2450.

Colour Index. 1987. 3^e éd. Bradford (Royaume-Uni) : Society of Dyers and Colourists. [cité dans Golka *et al.*, 2004].

Combes, R.D., Haveland-Smith, R.B. 1982. A review of the genotoxicity of food, drug and cosmetic colours and other azo, triphenylmethane and xanthene dyes. *Mutat. Res.* 98(2):101-248.

[CPMA] Color Pigments Manufacturers Association, Inc. 2003. Comments of the Color Pigments Manufacturers Association, Inc. on the draft guidance manual for the categorization of organic and inorganic substances on Canada's Domestic Substances List ('DSL') and Environment Canada's computer generated estimates and empirical data on approximately 12,000 discrete organic chemicals on the DSL. Gatineau (Qc) : Environnement Canada, Division des substances existantes. Disponible sur demande.

[CSPCPNA] Comité scientifique des produits cosmétiques et des produits non alimentaires destinés aux consommateurs. 2002. Opinion concerning the safety review of the use of certain azo-dyes in cosmetic products, adopted by the SCCNFP during the 19th plenary meeting of 27 February 2002. Report No.: SCCNFP/0495/01, final. Accès : http://ec.europa.eu/food/fs/sc/sccp/out155_en.pdf

[CSPEC] Comité scientifique des produits de consommation. 2005. Opinion on the use of CI 26100 (CI Solvent Red 23) as a colorant in cosmetic products, adopted by the SCCP during the 4th plenary of 21 June 2005. SCCP/0902/05. Accès : http://ec.europa.eu/health/ph_risk/committees/04_sccp/docs/sccp_o_013.pdf

ACEPU, *National Survey of Wastewater Treatment Plants*, mené pour l'inventaire national de rejet de polluants d'Environnement Canada par l'association canadienne des eaux potables et usées (Ottawa, Ontario), rapport final, 14 juin 2001.

De, A.M., O'Connor, O.A., Kosson, D.S. 1994. Metabolism of aniline under different anaerobic electron-accepting and nutritional conditions. *Environ. Toxicol. Chem.* 13(2):233-239.

Dearden, J.C. 1991. The QSAR prediction of melting point, a property of environmental relevance. *Sci. Total. Environ.* 109-110:52-68.

De France, B.F., Carter, M.H., Josephy, P.D. 1986. Comparative metabolism and mutagenicity of azo and hydrazone dyes in the Ames test. *Food Chem. Toxicol.* 24(2):165-169.

[DFG] Deutsche Forschungsgemeinschaft. 2007. List of MAK and BAT values. No. 43. Weinheim (Allemagne) : Wiley-VCH-Verlag. p. 192-198.

Dias, A.A., Lucas, M.S., Sampaio, A., Peres, J.A., Bezerra, M.F. 2010. Decolorization of azo dyes by yeasts. In: Erkurt, H.A. (éd.) Biodegradation of azo dyes. Handbook of Environmental Chemistry, vol. 9. Berlin (Allemagne) : Springer-Verlag. p. 183-193.

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

Dimitrov, S., Kamenska, V., Walker, J.D., Windle, W., Purdy, R., Lewis, M., Mekenyan, O. 2004. Predicting the biodegradation products of perfluorinated chemicals using CATABOL. *SAR QSAR Environ. Res.* 15(1):69-82.

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.

Dos Santos, A.B., Cervantes, F.J., Van Lier, J.B. 2004. Azo dye reduction by thermophilic anaerobic granular sludge and the impact of the redox mediator anthraquinone-2,6-disulfonate (AQDS) on the reductive biochemical transformation. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 64(1):52-69.

Droste, R.L. Theory and Practice of Water and Wastewater Treatment, John Wiley, New York, 1997.

Dyer H, editor. 2001. 2002 Lockwood-Post's Directory of the Pulp, Paper and Allied Trades. Paperloop Publications. San Francisco, CA, USA.

[DTI] Danish Technological Institute Clothing and Textile. 1998. Azocolorants in textiles and toys: Environmental and health assessment. Copenhagen (Danemark) : Danish Environmental Protection Agency. Accès : www.statensnet.dk/pligtarkiv/fremvis.pl?vaerkid=624&reprid=0&filid=24&iarkiv=1

[ECHA] Agence européenne des produits chimiques. 2003. Part IV: Emission scenario documents. *In*: Technical guidance document on risk assessment in support of Commission Directive 93/67/EEC on risk assessment for new notified substances; Commission Regulation (EC) No 1488/94 on risk assessment for existing substances; Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market. Accès : http://ihcp.jrc.ec.europa.eu/our_activities/public-health/risk_assessment_of_Biocides/doc/tgd

[ECHA] Agence européenne des produits chimiques. 2008. Guidance on information requirements and chemical safety assessment. Chapter R7.c: Endpoint specific guidance. Helsinki (Finlande) : Agence européenne des produits chimiques. 235 p. Accès : <http://echa.europa.eu/web/guest/guidance-documents/guidance-on-information-requirements-and-chemical-safety-assessment>

[ECOTOX] ECOTOXicology database [base de données sur Internet]. 2012. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, National Health and Environmental Effects Research Laboratory, Mid-Continent Ecology Division. [consulté le jour mois 2012]. Accès : <http://cfpub.epa.gov/ecotox/>

Eichlerova, I., Homolka, L., Lisa, L., Nerud, F. 2005. Orange G and Remazol Brilliant Blue R decolorization by white rot fungi *Dichomitus squalens*, *Ischnoderma resinsum* and *Pleurotus calypratus*. *Chemosphere* 60(3):398-404.

Ekici, P., Leupold, G., Parlar, H. 2001. Degradability of selected azo dye metabolites in activated sludge systems. *Chemosphere* 44(4):721-728.

Engel, E., Santarelli, F., Vasold, R., Maisch, T., Ulrich, H., Prantl, L., Konig, B., Landthaler, M., Baumler, W. 2008. Modern tattoos cause high concentrations of hazardous pigments in skin. *Contact Dermatitis* 58:228-233.

Engel, E., Vasold, R., Santarelli, F., Maisch, T., Gopee, N.V., Howard, P.C., Landthaler, M., Baumler, W. 2010. Tattooing of skin results in transportation and light-induced decomposition of tattoo pigments – a first quantification *in vivo* using a mouse model. *Exp. Dermatol.* 19:54-60.

Environnement Canada. 1997.

Environnement Canada. 2000. Environmental categorization for persistence, bioaccumulation and inherent toxicity of substances on the Domestic Substances List using QSARs. Rapport final. Gatineau (Qc) : Environnement Canada, Division de l'évaluation des produits chimiques.

Environnement Canada. 2007. Aperçu de l'évaluation écologique des substances en vertu de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)*. [consulté en avril 2012]. Accès : <http://www.ec.gc.ca/lcpe-cepa/default.asp?lang=Fr&n=2EA5D840-1&offset=4>

[EPISuite] Estimation Programs Interface Suite for Microsoft Windows [modèle d'estimation]. 2012. Version 4.0. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

[EQC] Equilibrium Criterion Model. 2003. Version 2.02. Peterborough (Ont.) : Université Trent, Canadian Centre for Environmental Modelling and Chemistry. Accès : www.trentu.ca/academic/aminss/envmodel/models/EQC2.html

Erkurt, E.A., Unyayar, A., Kumbur, H. 2007. Decolorization of synthetic dyes by white rot fungi involving laccase enzyme in the process. *Process Biochem.* 42(1):1429-1435.

Erkurt, E.A., Erkurt, H.A., Unyayar, A. 2010. Decolorization of azo dyes by white rot fungi. In: Erkurt, H.A. (éd.) *Biodegradation of azo dyes. Handbook of Environmental Chemistry*, vol. 9. Berlin (Allemagne) : Springer-Verlag. p. 157-168.

Erkurt, H.A. (éd.) 2009. *Biodegradation of azo dyes. Handbook of Environmental Chemistry*, vol. 9. Berlin (Allemagne) : Springer-Verlag. 214 p.

[ETAD] Ecological and Toxicological Association of Dyes and Organic Pigments Manufacturers. 1991. Project E 3018. Bâle (Suisse) : Ecological and Toxicological Association of Dyes and Organic Pigments Manufacturers.

[ETAD] Ecological and Toxicological Association of Dyes and Organic Pigments Manufacturers. 1992. Draft guidelines for the assessment of environmental exposure to dyestuffs. Bâle (Suisse) : Ecological and Toxicological Association of Dyes and Organic Pigments Manufacturers.

[ETAD] Ecological and Toxicological Association of Dyes and Organic Pigments Manufacturers. 1995. Health & environmental information on dyes used in Canada. An overview to assist in the implementation of the *New Substances Notification Regulation* under the *Canadian Environmental Protection Act*. Rapport préparé par les consultants J. Dayan et H. Trebitz, affiliés canadiens de l'Ecological and Toxicological Association of Dyes and Organic Pigments Manufacturers. 21 juillet 1995.

[ETAD] Ecological and Toxicological Association of Dyes and Organic Pigments Manufacturers. 2002. ETAD information on the 19th Amendment of the Restrictions on the Marketing and Use of Certain Azocolourants (Directive 2002/61/EC of the EP and of the EC of 19 July 2002) [en ligne]. Accès : www.etad.com/documents/Downloads/publications/etad_information_19th_amendment.pdf

[ETAD] Ecological and Toxicological Association of Dyes and Organic Pigments Manufacturers. 2005.

[ETAD] Ecological and Toxicological Association of Dyes and Organic Pigments Manufacturers. 2008. The restrictions on the marketing and use of azocolourants according to the European legislation following the Directive 2002/61/EC (19th Amendment of Council Directive 76/769/EEC) [en ligne]. ETAD Information Notice No. 6 (révisé en février 2008). Accès : www.etad.com/documents/Downloads/publications/notice_no_6_rev_2008.pdf

- Feng, W., Nansheng, D., Helin, H. 2000. Degradation mechanism of azo dye C.I. reactive red 2 by iron powder reduction and photooxidation in aqueous solutions. *Chemosphere* 41(8):1233-1238.
- Forgacs, E., Cserhati, T., Oros, G. 2004. Removal of synthetic dyes from wastewaters: A review. *Environ. Int.* 300:953-971.
- Fouts, J.R., Kamm, J.J., Brodie, B.B. 1957. Enzymatic reduction of prontosil and other azo dyes. *J. Pharmacol. Exp. Ther.* 120(3):291-300.
- Frantz, S.W., Beskitt, J.L., Tallant, M.J. 1991. C.I. Disperse Blue 79:1 (DB79): Disposition and metabolite characterization following peroral dose administration to male and female Sprague-Dawley rats. Rapport final. Export (PA) : Bushy Run Research Center.
- Freeman, H.S., Hinks, D., Esancy, J. 1996. Genotoxicity of azo dyes: Bases and implications. *In*: Peters, A.T., Freeman, H.S. (éd.) *Physico-chemical principles of color chemistry. Advances in Color Chemistry Series, vol. 4.* Blackie Academic & Professional. p. 254-292.
- Gammon, C. 2009. Cancer in wildlife, normally rare, can signal toxic dangers. *Environmental Health News.* 27 août 2009. Accès : www.environmentalhealthnews.org/ehs/news/wildlife-cancer
- Gao, Z., Tseng, C.H., Pei, Z., Blaser, M.J. 2007. Molecular analysis of human forearm superficial skin bacterial biota. *Proc. Natl Acad. Sci. USA* 104:2927-2932.
- Golka, K., Kopps, S., Myslak, Z.W. 2004. Carcinogenicity of azo colorants: Influence of solubility and bioavailability. *Toxicol. Lett.* 151(1):203-210.
- Gottlieb, A., Shaw, C., Smith, A., Wheatley, A., Forsythe, S. 2003. The toxicity of textile reactive azo dyes after hydrolysis and decolourisation. *J. Biotechnol.* 101:49-56.
- Guo, J., Kang, L., Wang, X., Yang, J. 2010. Decolorization and degradation of azo dyes by redox mediator system with bacteria. *In*: Erkurt, H.A. (éd.) *Biodegradation of azo dyes. Handbook of Environmental Chemistry, vol. 9.* Berlin (Allemagne) : Springer-Verlag. p. 85-100.
- Harden, J., Donaldson, F.P., Nyman, M.C. 2005. Concentrations and distribution of 3,3'-dichlorobenzodone and its congeners in environmental samples from Lake Macatawa. *Chemosphere* 58:767-777.
- Hartman, C.P., Fulk, G.E., Andrews, A.W. 1978. Azo reduction of trypan blue to a known carcinogen by a cell-free extract of a human intestinal anaerobe. *Mutat. Res.* 58(2-3):125-132.
- Herbst, W., Hunger, K. 2004. *Industrial organic pigments: Production, properties, applications.* 3^e éd. Weinheim (Allemagne) : Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA. 660 p.
- Hong, Y., Guo, J., Xu, Z., Mo, C., Xu, M., Sun, G. 2007. Reduction and partial degradation mechanisms of naphthylaminesulfonic azo dye amaranth by *Shewanella decolorationis* S12. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 75(3):647-654.

Hosono, M., Arai, H., Aizana, M., Yamameta, I., Shimizu, R., Augiyama, M. 1993. Decolouration and degradation of azo dye in aqueous solution supersaturated with oxygen by irradiation of high energy electron beams. *Appl. Radiat. Isot.* 44:1199-1203.

[HSDB] Hazardous Substances Data Bank [base de données sur Internet]. 1983-. Bethesda (MD) : National Library of Medicine (États-Unis). [consulté le jour mois 2012]. Accès : <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>

Hsueh, C.C., Chen, B.Y., Yen, C.Y. 2009. Understanding the effects of chemical structure on azo dye decolorization characteristics by *Aeromonas hydrophilia*. *J. Hazard. Mater.* 167(1-8):995-1001.

Huang, W., Young, T.M., Schlautman, M.A., Yu, H., Weber, W.J. Jr. 1997. A distributed reactivity model for sorption by soils and sediments. 9. General isotherm nonlinearity and applicability of the dual reactive domain model. *Environ. Sci. Technol.* 31(6):1703-1710.

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

Hunger, K., Mischke, P., Rieper, W., Raue, R., Kunde, K., Engel, A. 2005. Azo dyes. Weinheim (Allemagne) : Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA.

Inde. 1997. Prohibition on the handling of azodyes [en ligne]. Regd. No. D.L.-33004/97, Annexure-10. *The Gazette of India: Extraordinary, Part II, Section 3, Sub-section (ii)*. New Delhi (Inde) : Gouvernement de l'Inde, Ministry of Environment and Forests. Accès : <http://cibrc.nic.in/Anex%2010.pdf>

Jaworska, J., Dimitrov, S., Nikolova, N., Mekenyan, O. 2002. Probabilistic assessment of biodegradability based on metabolic pathways: CATABOL system. *SAR QSAR Environ. Res.* 13(2):307-323.

Keck, A., Klein, J., Kudlich, M., Stolz, A., Knackmuss, H.J., Mattes, R. 1997. Reduction of azo dyes by redox mediators originating in the naphthalenesulfonic acid degradation of *Sphingomonas* sp strain BN6. *Appl. Environ. Microbiol.* 63:3684-3690.

Kennelly, J.C., Hertzog, P.J., Martin, C.N. 1982. The release of 4,4'-diaminobiphenyls from azodyes in the rat. *Carcinogenesis* 3(8):947-951.

Khalid, A., Arshad, M., Crowley, D. 2010. Bioaugmentation of azo dyes. In: Erkurt, H.A. (éd.) *Biodegradation of azo dyes. Handbook of Environmental Chemistry*, vol. 9. Berlin (Allemagne) : Springer-Verlag. p. 1-37.

Klaschka, F. 1994. Textilien und die menschliche Haut, Fakten und Fiktionen eine Situationsbeschreibung aus dermatologischer Sicht, Meilliand Sonderdruck, 3/1994. p. 193-202. [cité dans DTI, 1998].

Kojima, H., Ujima, T. 1975. Concentration dependence of the diffusion coefficients of disperse dyes in polyethylene terephthalate. *J. Soc. Dyers Colour.* 91(4):103-105.

Kulla, H.G. 1981. Aerobic bacterial decolourization of azo dyes. *FEMS Symp.* 12:387.

Larson, R.A., Weber, E.J. 1994. Reaction mechanisms in environmental organic chemistry. Boca Raton (FL) : CRC Press. 181 p.

Leadscope [base de données sur Internet]. 2011. Version 3.0.6. Columbus (OH) : Leadscope, Inc. Accès : www.leadscope.com/all_products.php [réserve de consultation].

Leroueil, P.R., Hong, S., Mecke, A., Baker, J.R. Jr, Orr, B.G., Banaszak Holl, M.M. 2007. Nanoparticle interaction with biological membranes: Does nanotechnology present a Janus face? *Acc. Chem. Res.* 40:335-342.

Leuschner, F. 1978. Carcinogenicity studies on different diarylide yellow pigments in mice and rats. *Toxicol. Lett.* 2(5):253-260.

Levine, R.A., Oller, W.L., Nony, C.R., Bowman, M.C. 1982. Benzidine-congener-based azo dyes: Assays for purity and residues in feces from dosed rats. *J. Anal. Toxicol.* 6(4):157-163.

Levine, W.G. 1991. Metabolism of azo dyes: Implication for detoxification and activation. *Drug Metab. Rev.* 23:253-309.

Liakou, S., Pavlou, S., Lyberatos, G. 1997a. Ozonation of azo dyes. *Water Sci. Technol.* 35(4):279-286.

Liakou, S., Kormaros, M., Lyberatos, G. 1997b. Pretreatment of azo dyes using ozone. *Water Sci. Technol.* 36(2-3):155-163.

Lynn, R.K., Donielson, D.W., Ilias, A.M., Kennish, J.M., Wong, K., Matthews, H.B. 1980. Metabolism

of bisazobiphenyl dyes derived from benzidine, 3,3'-dimethylbenzidine or 3,3'-dimethoxybenzidine to

carcinogenic aromatic amines in the dog and rat. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 56(2):248-258.

Machado, K., Compart, L., Morais, R., Rosa, L., Santos, M. 2006. Biodegradation of reactive textile dyes by basidiomycetous fungi from Brazilian ecosystems. *Braz. J. Microbiol.* 37:481-487.

Maguire, R.J., Tkacz, R.J. 1991. Occurrence of dyes in the Yamaska River, Québec. *Water Pollut. Res. J. Can.* 26(2):145-161.

Martin, C.N., Kennelly, J.C. 1981. Rat liver microsomal azoreductase activity on four azo dyes derived

from benzidine, 3,3'-dimethylbenzidine or 3,3'-dimethoxybenzidine. *Carcinogenesis* 2(4):307-312.

Mason, R.P., Peterson, F.J., Holtzman, J.L. 1977. The formation of an azo anion free radical metabolite during the microsomal azo reduction of sulfonazo. III. *Biochem. Biophys. Res. Commun.* 75:532-540.

[METI] Ministry of Economy, Trade and Industry (Japon). 2012. Ensuring the safety of textile products. Accès : www.meti.go.jp/english/press/2012/0330_11.html

- Moller, P., Wallin, H. 2000. Genotoxic hazards of azo pigments and other colorants related to 1-phenylazo-2-hydroxynaphthalene. *Mutat. Res.* 462(1):13-30.
- Mondino, A., Achari, R., Dubini, M., Marchisio, M.A., Silvestri, S., Zanolo, G. 1978. Absence of dichlorobenzidine in the urine of rats, rabbits and monkeys treated with C.I. pigment yellow 13. *Med. Lav.* 69(6):693-697.
- Müller, B., Poth, U. 2006. Coatings formulation: An international textbook. Hanovre (Allemagne) : Vincentz Network GmbH & Co. KG. p. 65.
- Murugesan, K., Dhamija, A., Nam, I.H., Kim, Y.M., Chang, Y.S. 2007. Decolourization of reactive black 5 by laccase: Optimization by response surface methodology. *Dyes Pigments* 75(1):176-184.
- Myslak, Z.W., Bolt, H.M. 1988. Berufliche Exposition gegenüber Azofarbstoffen und Harnblasenkarzinom-Risiko. *Zentralbl Arbeitsmed* 10:310-321. [cité dans Golka *et al.*, 2004].
- Nakayama, T., Kimura, T., Kodama, M., Nagata, C. 1983. Generation of hydrogen peroxide and superoxide anion from active metabolites of naphthylamines and aminoazo dyes: Its possible role in carcinogenesis. *Carcinogenesis* 4(6):765-769.
- Nansheng, D., Feng, W., Fan, L. 1997. Photodegradation of dyes in aqueous solutions containing Fe(III)-oxalato complexes. *Chemosphere* 35(11):2697-2706.
- [NCI] National Chemical Inventories [base de données sur CD-ROM]. 2007. 2^e éd. Columbus (OH) : American Chemical Society. [consulté le 11 mai 2011]. Accès : www.cas.org/products/cd/nci/index.html
- Nony, C.R., Bowman, M.C. 1980. Trace analysis of potentially carcinogenic metabolites of an azo dye and pigment in hamster and human urine as determined by two chromatographic procedures. *J. Chromatogr. Sci.* 18(2):64-74.
- Nony, C.R., Bowman, M.C., Cairns, T., Lowry, L.K., Tolos, W.P. 1980. Metabolism studies of an azo dye and pigment in the hamster based on analysis of the urine for potentially carcinogenic aromatic amine metabolites. *J. Anal. Toxicol.* 4(3):132-140.
- Nony, C.R., Martin, J.L., Bowman, M.C. 1983. Metabolism of a dimethylbenzidine-based dye in rats and hamsters as determined by analysis of the urine for potentially carcinogenic aromatic amines. *J. Anal. Toxicol.* 7(1):49-54.
- [NPIRI] National Printing Ink Research Institute. 2000. NPIRI raw materials data handbook, vol. 4. Woodbridge (NJ) : National Printing Ink Research Institute.
- Nyman, M.C., Nyman, A.C., Lee, L.S., Nies, L.F., Blatchley, E.R. III. 1997. 3,3-Dichlorobenzidine transformation processes in natural sediments. *Environ. Sci. Technol.* 31(4):1068-1073.
- O'Connor, O.A., Young, L.Y. 1989. Toxicity and anaerobic biodegradability of substituted phenols under methanogenic conditions. *Environ. Toxicol. Chem.* 8(10):853-862.
- [OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques. 2004. Emission scenario document on textile finishing industry [en ligne]. Paris (France) : Organisation de coopération et de développement économiques, Direction de l'environnement, Division environnement, santé et sécurité.

ENV/JM/MONO(2004)12, JT00166691 [consulté en décembre 2008]. Accès : [www.oecd.org/officialdocuments/displaydocumentpdf?cote=ENV/JM/MONO\(2004\)12&doclanguage=en](http://www.oecd.org/officialdocuments/displaydocumentpdf?cote=ENV/JM/MONO(2004)12&doclanguage=en)

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques, Direction de l'environnement. 2010. QSAR Application Toolbox. Version 2. Bourgas (Bulgarie) : Bourgas Prof. Assen Zlatarov University, Laboratory of Mathematical Chemistry.

Okey, R.W., Stensel, H.D. 1996. A QSAR-based biodegradability model – a QSBR. *Water Res.* 30(9):2206-2214.

Øllgaard, H., Frost, L., Galster, J., Hansen, O.C. 1998. Survey of azo-colorants in Denmark: Consumption, use, health and environmental aspects. Copenhagen (Danemark) : Ministry of Environment and Energy, Danish Environmental Protection Agency. Accès : www2.mst.dk/udgiv/publications/1999/87-7909-548-8/pdf/87-7909-546-1.pdf

Organisation des Nations Unies. 2009. Système général harmonisé de classification et d'étiquetage des produits chimiques. 3^e éd. rév. New York (NY), Genève (Suisse) : Organisation des Nations Unies. 559 p. Accès : http://www.unece.org/fr/trans/danger/publi/ghs/ghs_rev03/03files_f.html

Oster, G. 1955. Dye binding to high polymers. *J. Polym. Sci.* 16:235-244.

Özacar, M., Şengil, İ.A. 2002. Adsorption of acid dyes from aqueous solutions by calcined alunite and granular activated carbon. *Adsorption* 8(4):301-308.

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

Parkinson, T.M., Brown, J.P. 1981. Metabolic fate of food colorants. *Annu. Rev. Nutr.* 1:175-205.

Pavan, M., Worth, A.P. 2006. Review of QSAR models for ready biodegradation. Ispra (Italie) : Commission européenne, Centre commun de recherche, Institute for Health and Consumer Protection. Accès : http://ihcp.jrc.ec.europa.eu/our_labs/computational_toxicology/doc/QSAR_Review_Biodegradation.pdf

Pearce, C.I., Lloyd, J.R., Guthrie, J.T. 2003. The removal of colour from textile wastewater using whole bacterial cells: A review. *Dyes Pigments* 58:179-196.

Pfarl, C., Ditzelmueller, G., Loidl, M., Streichsbier, F. 1990. Microbial degradation of xenobiotic compounds in soil columns. *FEMS Microbiol. Ecol.* 73:255-262.

Pinheiro, H.M., Touraud, E., Thomas, O. 2004. Aromatic amines from azo dye reduction: Status review with emphasis on direct UV spectrophotometric detection in textile industry wastewater. *Dyes Pigments* 61:121-139.

Platzek, T. 2010. Risk from exposure to arylamines from consumer products and hair dyes. *Front. Biosci. (Elite Ed.)* 2:1169-1183.

- Platzek, T., Lang, C., Grohmann, G., Gi, U.S., Baltes, W. 1999. Formation of a carcinogenic aromatic amine from an azo dye by human skin bacteria *in vitro*. *Hum. Exp. Toxicol.* 18(9):552-559.
- Prival, M.J., Mitchell, V.D. 1982. Analysis of a method for testing azo dyes for mutagenic activity in *Salmonella typhimurium* in the presence of flavin mononucleotide and hamster liver S9. *Mutat. Res.* 97(2):103-116.
- Püntener, A., Page, C. 2004. European ban on certain azo dyes [en ligne]. Weil am Rhein (Allemagne) : TFL Holding GmbH. Accès : www.tfl.com/web/files/eubanazodyes.pdf
- Rafii, F., Franklin, W., Cerniglia, C.E. 1990. Azoreductase activity of anaerobic bacteria isolated from human intestinal microflora. *Appl. Environ. Microbiol.* 56(7):2146-2151.
- Rau, J., Stolz, A. 2003. Oxygen-insensitive nitroreductases NfsA and NfsB of *Escherichia coli* function under anaerobic conditions as lawsonite-dependent azoreductases. *Appl. Environ. Microbiol.* 69(6):3448-3455.
- Rau, J., Knackmuss, H.J., Stolz, A. 2002. Effects of different quinoide redox mediators on the anaerobic reduction of azo dyes by bacteria. *Environ. Sci. Technol.* 36(7):1497-1504.
- Razo-Flores, E., Luijten, M., Donlon, B., Lettinga, G., Field, J. 1997. Biodegradation of selected azo dyes under methanogenic conditions. *Water Sci. Technol.* 36(6-7):65-72.
- Reddy, S.S., Kotaiah, B. 2000. Treatment of vat dye effluent by aging. In: Reddy, S.J. (éd.) Analytical techniques in environmental monitoring. Tirupathi (Inde) : Student Offset Printers. p. 97-103.
- Reutergårdh, L.B., Iangphasuk, M. 1997. Photocatalytic decolorization of reactive azo: A comparison between TiO₂ and CdS photocatalysis. *Chemosphere* 33:585-596.
- Rinde, E., Troll, W. 1975. Metabolic reduction of benzidine azo dyes to benzidine in the rhesus monkey. *J. Natl Cancer Inst.* 55(1):181-182.
- Rozman, K.K., Klaassen, C.D. 2001. Chapter 5: Absorption, distribution, and excretion of toxicants. In: Klaassen, C.D. (éd.) Casarett & Doull's toxicology: The basic science of poisons. 6^e éd. New York (NY) : McGraw-Hill Medical. p. 107.
- Russ, R., Rau, J., Stolz, A. 2000. The function of cytoplasmic flavin reductases in the reduction of azo dyes by bacteria. *Appl. Environ. Microbiol.* 66:1429-1434.
- Sagelsdorff, P., Haenggi, R., Heuberger, B., Joppich-Kuhn, R., Jung, R., Weideli, H.J., Joppich, M. 1996. Lack of bioavailability of dichlorobenzidine from diarylide azo pigments: Molecular dosimetry for hemoglobin and DNA adducts. *Carcinogenesis* 17(3):507-514.
- 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.
- Sandhya, S. 2010. Biodegradation of azo dyes under anaerobic condition: Role of azoreductase. In: Erkurt, H.A. (éd.) Biodegradation of azo dyes. Handbook of Environmental Chemistry, vol. 9. Berlin (Allemagne) : Springer-Verlag. p. 39-57.

- Sani, R.K., Banerjee, U.C. 1999. Decolorization of triphenylmethane dyes and textile and dyestuff effluent by *Kurthia* sp. *Enzyme Microb. Technol.* 24(7):433-437.
- Saratale, R.G., Saratale, G.D., Chang, J.S., Govindwar, S.P. 2011. Bacterial decolorization and degradation of azo dyes: A review. *J. Taiwan Inst. Chem. Eng.* 42(1):138-157.
- Sarayu, K., Sandhya, S. 2010. Aerobic biodegradation pathway for Remazol Orange by *Pseudomonas aeruginosa*. *Appl. Biochem. Biotechnol.* 160:1241-1253.
- Schroder, H., Johansson, A.K. 1973. Redox potential in caecal contents of the rat and azo reduction of salicyl-azo-sulphapyridine. *Xenobiotica* 3:233-246.
- SciFinder [base de données sur Internet]. 2012. Columbus (OH) : American Chemical Society. [mis à jour en août 2011; consulté le jour mois 2012]. Accès : www.cas.org/products/sfacad/index.html [réserve de consultation].
- Scott, B., Moore, L. 2000. Assessment of the risks to human health posed by azocolourants in toys, writing inks and paper products, and analysis of the advantages and drawbacks of restrictions on their marketing and use. Rapport final. Teddington (Royaume-Uni) : Laboratory of the Government Chemist.
- [SDC] Society of Dyers and Colourists. 2011. Introduction to the Colour Index: Classification system and terminology. Bradford (Royaume-Uni) : Society of Dyers and Colourists.
- [SDC] Système de déclaration des cosmétiques [base de données exclusive]. 2011. Disponible auprès de Santé Canada, Division des cosmétiques.
- Shirin, S., Balakrishnan, V.K. 2011. Using chemical reactivity to provide insights into environmental transformations of priority organic substances: The Fe⁰-mediated reduction of Acid Blue 129. *Environ. Sci. Technol.* 45(24):10369-10377.
- Shu, H.Y., Huang, C.R. 1995. Degradation of commercial azo dyes in water using ozonation and UV enhanced ozonation process. *Chemosphere* 31(8):3813-3825.
- Shu, H.Y., Huang, C.R., Chang, M.C. 1994. Decolorization of monoazo dyes in wastewater by advanced oxidation process: A case study of acid red 1 and acid yellow 23. *Chemosphere* 29(12):2597-2607.
- Sperry, K. 1992. Tattoos and tattooing. Part II: Gross pathology, histopathology, medical complications, and applications. *Am. J. Forensic Med. Pathol.* 13(1):7-17.
- Spurlock, F.C., Biggar, J.W. 1994. Thermodynamics of organic chemical partition in soils. 2. Nonlinear partition of substituted phenylureas from aqueous solution. *Environ. Sci. Technol.* 28(6):996-1002.
- Stephenson RL, Blackburn JB(Jr). *The Industrial Wastewater Systems Handbook*, Lewis Publishers, New York, 1998.
- Stiborová, M., Martinek, V., Rydlova, H., Hodek, P., Frei, E. 2002. Sudan I is a potential carcinogen for humans: Evidence for its metabolic activation and detoxication by human recombinant cytochrome P450 1A1 and liver microsomes. *Cancer Res.* 62(20):5678-5684.

Stiborová, M., Martínek, V., Schmeiser, H.H., Frei, E. 2006. Modulation of CYP1A1-mediated oxidation of carcinogenic azo dye sudan I and its binding to DNA by cytochrome b5. *Neuro. Endocrinol. Lett.* 27(Suppl. 2):31-34.

Stingley, R.L., Zou, W., Heinze, T.M., Chen, H., Cerniglia, C.E. 2010. Metabolism of azo dyes by human skin microbiota. *J. Med. Microbiol.* 59:108-114.

Stolz, A. 2001. Basic and applied aspects in the microbial degradation of azo dyes. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 56:69-80.

Tincher, W.C. 1986. Analysis for acid dyes in the Coosa River Basin. Washington (DC) : US Operating Committee of the Ecological and Toxicological Association of the Dyestuffs Manufacturing Industry. Final Project Report E-27-605. p. 31.

[TOPKAT] TOxicity Prediction by Komputer Assisted Technology [en ligne]. 2004. Version 6.2. San Diego (CA) : Accelrys Software Inc. Accès : <http://accelrys.com/products/discovery-studio/predictive-toxicology.html>

[UE] Union européenne. 1976. Directive 76/769/CEE du Conseil, du 27 juillet 1976, concernant le rapprochement des dispositions législatives, réglementaires et administratives des États membres relatives à la limitation de la mise sur le marché et de l'emploi de certaines substances et préparations dangereuses [en ligne]. Accès : <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31976L0769:fr:HTML>

[UE] Union européenne. 1994. Directive 94/36/CE du Parlement européen et du Conseil du 30 juin 1994 concernant les colorants destinés à être employés dans les denrées alimentaires [en ligne]. *Journal officiel des Communautés européennes* L 237:13-29. Accès : http://ec.europa.eu/food/fs/sfp/addit_flavor/flav08_fr.pdf

[UE] Union européenne. 2002. Directive 2002/61/CE du Parlement européen et du Conseil du 19 juillet 2002 portant dix-neuvième modification de la directive 76/769/CEE du Conseil concernant la limitation de la mise sur le marché et de l'emploi de certaines substances et préparations dangereuses (colorants azoïques) [en ligne]. *Journal officiel des Communautés européennes* L 243:15-18. Accès : <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2002:243:0015:0018:fr:PDF>

[UE] Union européenne. 2006. Règlement (CE) n° 1907/2006 du Parlement européen et du Conseil du 18 décembre 2006 concernant l'enregistrement, l'évaluation et l'autorisation des substances chimiques, ainsi que les restrictions applicables à ces substances (REACH), instituant une agence européenne des produits chimiques, modifiant la directive 1999/45/CE et abrogeant le règlement (CEE) n° 793/93 du Conseil et le règlement (CE) n° 1488/94 de la Commission ainsi que la directive 76/769/CEE du Conseil et les directives 91/155/CEE, 93/67/CEE, 93/105/CE et 2000/21/CE de la Commission [en ligne]. *Journal officiel de l'Union européenne* L 396:1-849. Accès : <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=oj:l:2006:396:0001:0849:fr:pdf>

[UE] Union européenne. 2008. Règlement (CE) n° 1333/2008 du Parlement européen et du Conseil du 16 décembre 2008 sur les additifs alimentaires [en ligne]. *Journal officiel de l'Union européenne* L 354:16-33. Accès : <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:354:0016:0033:fr:PDF>

[UE] Union européenne. 2009a. Règlement (CE) n° 552/2009 de la Commission du 22 juin 2009 modifiant le règlement (CE) n° 1907/2006 du Parlement européen et du Conseil concernant l'enregistrement, l'évaluation et l'autorisation des substances chimiques, ainsi que les restrictions

applicables à ces substances (REACH), en ce qui concerne l'annexe XVII [en ligne]. *Journal officiel de l'Union européenne* L 164:7-31. Accès : <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2009:164:0007:0031:fr:PDF>

[UE] Union européenne. 2009b. Règlement (CE) n° 1223/2009 du Parlement européen et du Conseil du 30 novembre 2009 relatif aux produits cosmétiques [en ligne]. *Journal officiel de l'Union européenne* L 342:59-209. Accès : <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2009:342:0059:0209:fr:PDF>

[IUPAC] Union internationale de chimie pure et appliquée. 1997. IUPAC compendium of chemical terminology (le « Gold Book »). 2^e éd. McNaught, A.D., Wilkinson, A., compilateurs. Oxford (Royaume-Uni) : Blackwell Scientific Publications. [Version en ligne corrigée, en format XML : <http://goldbook.iupac.org> (2006-); créée par M. Nic, J. Jirat et B. Kosata; mises à jours compilées par A. Jenkins].

Unyayar, A., Mazmanci, M.A., Atacag, H., Erkurt, E.A., Coral, G.A. 2005. Drimaren Blue X3LR dye decolorizing enzyme from *Funalia trogii*: one step isolation and identification. *Enzyme Microb. Technol.* 36:10-16.

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 1996. Benzidine-based chemical substances; significant new uses of certain chemical substances [en ligne]. Parties 9 et 721 du titre 40 du *Code of Federal Regulations*. *Fed. Regist.* 61(195):52287-52297. Accès : www.gpo.gov/fdsys/pkg/FR-1996-10-07/pdf/96-25650.pdf

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 1997. Profile of the textile industry. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis. Report No.: EPA/310-R-97-009.

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2010. Dyes derived from benzidine and its congeners [en ligne]. Accès : www.epa.gov/oppt/existingchemicals/pubs/actionplans/DCB%20Action%20Plan_06232010.noheader.pdf

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2012. Benzidine-based chemical substances; Di-n [en ligne]. Règlement proposé par l'Environmental Protection Agency des États-Unis le 28 mars 2012. Partie 721 du titre 40 du *Code of Federal Regulations*. *Fed. Regist.* 77(6):18752-18766. Accès : www.federalregister.gov/articles/2012/03/28/2012-7208/benzidine-based-chemical-substances-di-n#p-3

Van der Zee, F.P. 2002. Anaerobic azo dye reduction [thèse de doctorat]. Wageningen (Pays-Bas) : Université de Wageningen.

Wang D, Brimbal S, Tait T, Pacepavicius G, Smyth S-A, Kinsman L, Alae M. Effect of Seasonal Variations on Concentrations of cyclic volatile methyl siloxanes (cVMS) in municipal wastewater treatment plants from Southern Ontario and Southern Quebec. Environnement Canada, Direction des sciences et de la technologie, Burlington, Ontario, Canada, 2011.

Walker, R. 1970. The metabolism of azo compounds: A review of the literature. *Food. Cosmet. Toxicol.* 8(6):659-676.

Weber, E.J. 1996. Iron-mediated reductive transformations: Investigation of reaction mechanism. *Environ. Sci. Technol.* 30(2):716-719.

- Weber, E.J., Adams, R.L. 1995. Chemicals and sediment-mediated reduction of the azo dye Disperse Blue 79. *Environ. Sci. Technol.* 29(5):1163-1170.
- Weber, E.J., Colon, D., Baughman, G. 2001. Sediment-associated reactions of aromatic amines. 1. Elucidation of sorption mechanisms. *Environ. Sci. Technol.* 35(12):2470-2475.
- Wesenberg, D., Kyriakides, I., Agathos, N. 2003. White-rot fungi and their enzymes for the treatment of industrial dye effluent. *Biotechnol. Adv.* 22:161-187.
- Wiesner, M.R., Lowry, G.V., Alvarez, P., Dionysiou, D., Biswas, P. 2006. Assessing the risks of manufactured nanomaterials. *Environ. Sci. Technol.* 40:4336-4345.
- Wilson, D. 2004. Dyes and dyeing glossary: A glossary of terms for materials and processes in textile dyeing for artists [en ligne]. Révision 3.0.0. Calgary (Alb.) : Doug Wilson. Accès : <http://list.emich.edu/~dyers/pdfs/dyeglossary.PDF>
- Xia, G., Ball, W.P. 1999. Adsorption-partitioning uptake of nine low polarity organic chemicals on a natural sorbent. *Environ. Sci. Technol.* 33:262-269.
- Xu, H., Heinze, T.M., Chen, S., Cerniglia, C.E., Chen, H. 2007. Anaerobic metabolism of 1-amino-2-naphthol-based azo dyes (sudan dyes) by human intestinal microflora. *Appl. Environ. Microbiol.* 73(23):7759-7762.
- Xu, H., Heinze, T.M., Paine, D.D., Cerniglia, C.E., Chen, H. 2010. Sudan azo dyes and Para Red degradation by prevalent bacteria of the human gastrointestinal tract. *Anaerobe* 16:114-119.
- Yen, C.C., Perenich, T.A., Baughman, G.L. 1991. Fate of commercial disperse dyes in sediments. *Environ. Toxicol. Chem.* 10:1009-1017.
- Yoshida, O., Miyakawa, M. 1973. Etiology of bladder cancer: Metabolic aspects. In: Nakahara, W., Hirayama, T., Nishioka, K., *et al.* (éd.) Analytic and experimental epidemiology of cancer: Proceedings of the 3rd international symposium of the Princess Takamatsu Cancer Research Fund. Baltimore (MD) : University Park Press. p. 31.
- Zeilmaker, M.J., Kroese, E.D., van Haperen, P., van Veen, M.P., Bremmer, H.J., van Kranen, H.J., Wouters, M.F.A., Janus, J.A. 1999. Cancer risk assessment of azo dyes and aromatic amines from garment and footwear. Bilthoven (Pays-Bas) : National Institute for Public Health and the Environment (RIVM). RIVM Report No.: 601503 014. Accès : www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/601503014.html
- Zhang, T.C., Fu, Y.C., Bishop, P.L., Kupferle, M., FitzGerald, S., Jiang, H.H., Harmer, C. 1995. Transport and biodegradation of toxic organics in biofilms. *J. Hazard. Mater.* 41:267-285.

ANNEXE I : Liste des substances du groupe des substances aromatiques azoïques et à base de benzidine

Tableau I-1 : Pigments à base de benzidine

N° CAS	Nom figurant dans la LIS (nom figurant dans le C.I.)
5102-83-0	2,2'-{[3,3'-Dichloro(1,1'-biphényl)-4,4'-diyl]bis(azo)}bis[N-(2,4-diméthylphényl)-3-oxobutyramide] (Pigment Yellow 13)
5567-15-7	2,2'-[(3,3'-Dichloro[1,1'-biphényl]-4,4'-diyl)bis(azo)]bis[[N-(4-chloro-2,5-diméthoxyphényl)-3-oxobutyramide] (Pigment Yellow 83)
6358-85-6	2,2'-[(3,3'-Dichloro[1,1'-biphényl]-4,4'-diyl)bis(azo)]bis[3-oxo-N-phénylbutyramide] (Pigment Yellow 12)
7147-42-4	2,2'-[(3,3'-Diméthoxy[1,1'-biphényl]-4,4'-diyl)bis(azo)]bis[N-(2-méthylphényl)-3-oxobutyramide]
29398-96-7	N,N'-Bis(2,4-dinitrophényl)-3,3'-diméthoxy[1,1'-biphényl]-4,4'-diamine (Pigment Brown 22)
78952-70-2	2-{3,3'-Dichloro-4'-[1-(o-chlorocarbaniloyl)acétonylazo]biphényl-4-ylazo}-2',4'-diméthyl-3-oxobutyranilide
90268-24-9	Pigment Yellow 176 (Pigment Yellow 176)

Tableau I-2 : Colorants à base de benzidine

N° CAS	Nom figurant dans la LIS (nom figurant dans le C.I.)
72-57-1	3,3'-[(3,3'-Diméthyl[1,1'-biphényl]-4,4'-diyl)bis(azo)]bis[5-amino-4-hydroxynaphtalène-2,7-disulfonate] de tétrasodium (Direct Blue 14)
91-92-9	3,3'-Dihydroxy-N,N'-(3,3'-diméthoxybiphényle-4,4'-diyl)di-2-naphtamide '(Azoic Coupling Component 3)
573-58-0	3,3'-[(1,1'-Biphényl)-4,4'-diyl]bis(azo)]bis(4-aminonaphtalène-1-sulfonate) de disodium (Direct Red 28)
992-59-6	3,3'-{[3,3'-Diméthyl(1,1'-biphényl)-4,4'-diyl]bis(azo)}bis(4-aminonaphtalène-1-sulfonate) de disodium (Direct Red 2)
1937-37-7	4-Amino-3-(4'-[(2,4-diaminophényl)azo](1,1'-biphényl)-4-yl)azo)-5-hydroxy-6-(phénylazo)naphtalène-2,7-disulfonate de disodium (Direct Black 38)
2150-54-1	3,3'-{[3,3'-Diméthyl(1,1'-biphényl)-4,4'-diyl]bis(azo)}bis(4,5-dihydroxynaphtalène-2,7-disulfonate) de tétrasodium (Direct Blue 25)
2429-71-2	3,3'-{[3,3'-Diméthoxy(1,1'-biphényl)-4,4'-diyl]bis(azo)}bis(4-hydroxynaphtalène-1-sulfonate) de disodium (Direct Blue 8)
2429-74-5	3,3'-{[3,3'-Diméthoxy(1,1'-biphényl)-4,4'-diyl]bis(azo)}bis(5-amino-4-hydroxynaphtalène-2,7-disulfonate) de tétrasodium (Direct Blue 15)
3701-40-4	4-Hydroxy-3-[4'-(2-hydroxynaphtylazo)-2,2'-diméthyl(1,1'-biphényl)-4-ylazo]naphtalène-2,7-disulfonate de disodium (Acid Red 99)
6358-57-2	3-[[2,2'-Diméthyl-4'-[[4-[[[p-tolyl)sulfonyl]oxy]phényl]azo][1,1'-biphényl]-4-yl]azo]-4-hydroxynaphtalène-2,7-disulfonate de disodium (Acid Red 111)
6420-06-0	Acide 4-hydroxy-3-[4'-(1-hydroxy-5-sulfo-2-naphtylazo)-3,3'-diméthylbiphényl-4-ylazo]naphtalène-1-sulfonique, sel disodique (Direct Violet 28)

6420-22-0	5-Amino-3-[[4'-[(6-amino-1-hydroxy-3-sulfonato-2-naphtyl)azo]-3,3'-diméthyl[1,1'-biphényl]-4-yl]azo]-4-hydroxynaphtalène-2,7-disulfonate de trisodium (Direct Blue 295)
6449-35-0	3-[[4'-[(6-Amino-1-hydroxy-3-sulfonato-2-naphtyl)azo]-3,3'-diméthoxy[1,1'-biphényl]-4-yl]azo]-4-hydroxynaphtalène-1-sulfonate de disodium (Direct Blue 151)
6459-94-5	8-((3,3'-Diméthyl-4'-(4-(4-méthylphénylsulfonyloxy)phénylazo)(1,1'-biphényl)-4-yl)azo)-7-hydroxynaphtalène-1,3-disulfonate de disodium (Acid Red 114)
6470-20-8	4-[(4,5-Dihydro-3-méthyl-5-oxo-1-phényl-1H-pyrazole-4-yl)azo]-4'-[(2-hydroxy-1-naphtyl)azo][1,1'-biphényl]-2,2'-disulfonate de disodium (Acid Orange 56)
6548-29-4	4,4'-[(3,3'-Dichloro[1,1'-biphényl]-4,4'-diyl)bis(azo)]bis[3-aminonaphtalène-2,7-disulfonate] de tétrasodium (Direct Red 46)
6548-30-7	8-[[3,3'-Diméthoxy-4'-[[4'-[(p-tolyl)sulfonyl]oxy]phényl]azo] [1,1'-biphényl]-4-yl]azo]-7-hydroxynaphtalène-1,3-disulfonate de disodium (Acid Red 128)
6655-95-4	2,2'-[[4,4'-Bis[[1-hydroxy-6-[(4-méthoxyphényl)amino]-3-sulfonato-2-naphtyl]azo][1,1'-biphényl]-3,3'-diyl]bis(oxy)]diacétate de tétrasodium (Direct Blue 158)
10169-02-5	4,4'-Bis(2-hydroxynaphtalén-1-ylazo)biphényl-2,6'-disulfonate de disodium (Acid Red 97)
16071-86-6	[5-[[4'-[[2,6-Dihydroxy-3-[(2-hydroxy-5-sulfophényl)azo]phényl]azo][1,1'-biphényl]-4-yl]azo]salicylate(4-)cuprate(2-) de disodium (Direct Brown 95)
67923-89-1	5-Amino-4-hydroxy-3-[[4'-[(1-hydroxy-4-sulfonato-2-naphtyl)azo]-3,3'-diméthoxy[1,1'-biphényl]-4-yl]azo]naphtalène-2,7-disulfonate de trilitium
68318-35-4	4-Amino-3-[[4'-[(2,4-dihydroxyphényl)azo]-3,3'-diméthyl[1,1'-biphényl]-4-yl]azo]-5-hydroxy-6-[(4-sulfonatophényl)azo]naphtalène-2,7-disulfonate de trisodium
68400-36-2	4-Amino-5-hydroxy-6-[[4'-[(4-hydroxyphényl)azo]-3,3'-diméthyl[1,1'-biphényl]-4-yl]azo]-3-[(4-nitrophényl)azo]naphtalène-2,7-disulfonate de disodium
70210-28-5	Sel disodique de l'acide 5-[(4'-{[6-amino-5-(1H-benzotriazol-5-ylazo)-1-hydroxy-3-sulfo-2-naphtyl]azo}-3,3'-diméthoxybiphényl-4-yl)azo]-2-hydroxy-4-méthylbenzoïque
71215-83-3	5-[[4'-[(2-Amino-8-hydroxy-6-sulfonato-2-naphtyl)azo]-2,2'-dichloro[1,1'-biphényl]-4-yl]azo]salicylate de disodium
71550-22-6	3,3'-[(3,3'-Diméthoxy[1,1'-biphényl]-4,4'-diyl)bis(azo)]bis[5-amino-4-hydroxynaphtalène-2,7-disulfonate] de tétralithium
72252-59-6	Acide 4-{6-anilino-1-hydroxy-5-[2-hydroxy-5-sulfamoylphénylazo]-3-sulfo-2-naphtylazo}-4'-[1-(3-carboxy-4-hydroxycarbaniloyl)acétonylazo]biphényl-3,3'-dicarboxylique, sel tétrasodique
75659-72-2	Sel de monolithium et de trisodium de l'acide 5,5'-diamino-4,4'-dihydroxy-3,3'-[(3,3'-diméthoxybiphényl-4,4'-diyl)bis(azo)]di(naphtalène-2,7-disulfonique)
75659-73-3	Sel de dilithium et de disodium de l'acide 5,5'-diamino-4,4'-dihydroxy-3,3'-[(3,3'-diméthoxybiphényl-4,4'-diyl)bis(azo)]di(naphtalène-2,7-disulfonique)
75673-18-6	Sel de monolithium et de disodium de l'acide 5-amino-4-hydroxy-3-[4'-(1-hydroxy-4-sulfo-2-naphtylazo)-3,3'-diméthoxybiphényl-4-ylazo]naphtalène-2,7-disulfonique
75673-19-7	Sel de dilithium et de monosodium de l'acide 5-amino-4-hydroxy-3-[4'-(1-hydroxy-4-sulfo-2-naphtylazo)-3,3'-diméthoxybiphényl-4-ylazo]naphtalène-2,7-disulfonique
75673-34-6	Acide 4,4'-dihydroxy-3,3'-[(3,3'-diméthoxybiphényl-4,4'-diyl)bisazo]di(naphtalène-1-sulfonique), sel de dilithium
75673-35-7	Acide 4,4'-dihydroxy-3,3'-[(3,3'-diméthoxybiphényl-4,4'-diyl)bisazo]di(naphtalène-1-sulfonique), sel de monolithium et de monosodium
75752-17-9	Sel de trilitium et de monosodium de l'acide 5,5'-diamino-4,4'-dihydroxy-3,3'-[(3,3'-diméthoxybiphényl-4,4'-diyl)bis(azo)]di(naphtalène-2,7-disulfonique)
83221-63-0	Acide 4-amino-3-[[4'-[(2,4-diaminophényl)azo]-2,2'-disulfo[1,1'-biphényl]-4-yl]azo]-5-hydroxy-6-(phénylazo)naphtalène-2,7-disulfonique, sel de sodium

89923-60-4	3,3'-[(2,2'-Diméthyl[1,1'-biphényl]-4,4'-diyl)bis[azo(4,5-dihydro-3-méthyl-5-oxo-1H-pyrazole-4,1-diyl)]]bis[4-chlorobenzènesulfonate] de disodium
93940-21-7	3,3'-(3,3'-Diméthoxy[1,1'-biphényl]-4,4'-diyl)bis[1-triazène-1-carbonitrile]

Tableau I-3 : Dérivés de benzidine

N° CAS	Nom figurant dans la LIS (nom figurant dans le C.I.)
91-97-4	Diisocyanate de 3,3'-diméthylbiphényle-4,4'-diyle
119-90-4	3,3'-Diméthoxybenzidine (Disperse Black 6)
119-93-7	4,4'-Bi-o-toluidine (Azoic Diazo Component 113)
366-29-0	<i>N,N,N',N'</i> -Tétraméthylbenzidine
612-82-8	4,4'-Bi-o-toluidine, dichlorhydrate

Tableau I-4 : Pigments monoazoïques

N° CAS	Nom figurant dans la LIS (nom figurant dans le C.I.)
1103-38-4	Bis{2-[(2-hydroxynaphtyl)azo]naphtalènesulfonate} de baryum (Pigment Red 49:1)
2425-85-6	1-(4-Méthyl-2-nitrophénylazo)-2-naphtol (Pigment Red 3)
2512-29-0	2-(4-Méthyl-2-nitrophénylazo)-3-oxo- <i>N</i> -phénylbutyramide (Pigment Yellow 1)
2786-76-7	4-[[4-(Aminocarbonyl)phényl]azo]- <i>N</i> -(2-éthoxyphényl)-3-hydroxynaphtalène-2-carboxamide (Pigment Red 170)
2814-77-9	1-(2-Chloro-4-nitrophénylazo)napht-2-ol (Pigment Red 4)
3468-63-1	1-(2,4-Dinitrophénylazo)napht-2-ol (Pigment Orange 5)
5160-02-1	Bis{2-chloro-5-[(2-hydroxy-1-naphtyl)azo]toluène-4-sulfonate} de baryum (Pigment Red 53:1)
6372-81-2	Bis[2-[(2-hydroxy-1-naphtyl)azo]benzoate] de baryum (Pigment Red 50:1, Pigment Red 50:2)
6407-74-5	4-[(2-Chlorophényl)azo]-2,4-dihydro-5-méthyl-2-phényl-3H-pyrazol-3-one (Pigment Yellow 60)
6410-09-9	1-[(2-Nitrophényl)azo]-2-naphtol (Pigment Orange 2)
6410-13-5	1-[(4-Chloro-2-nitrophényl)azo]-2-naphtol (Pigment Red 6)
6410-41-9	<i>N</i> -(5-Chloro-2,4-diméthoxyphényl)-4-[[5-[(diéthylamino)sulfonyl]-2-méthoxyphényl]azo]-3-hydroxynaphtalène-2-carboxamide (Pigment Red 5)
6417-83-0	3-Hydroxy-4-[(1-sulfonato-2-naphtyl)azo]-2-naphtoate de calcium (Pigment Red 63:1)
6486-23-3	2-[(4-Chloro-2-nitrophényl)azo]- <i>N</i> -(2-chlorophényl)-3-oxobutyramide (Pigment Yellow 3)
6535-46-2	3-Hydroxy- <i>N</i> -(o-tolyl)-4-[(2,4,5-trichlorophényl)azo]naphtalène-2-carboxamide (Pigment Red 112)
7023-61-2	4-[(5-Chloro-4-méthyl-2-sulfonatophényl)azo]-3-hydroxy-2-naphtoate de calcium (Pigment Red 48:2)
12236-62-3	2-[(4-Chloro-2-nitrophényl)azo]- <i>N</i> -(2,3-dihydro-2-oxo-1H-benzimidazol-5-yl)-3-oxobutyramide (Pigment Orange 36)
12236-64-5	<i>N</i> -[4-(Acétylamino)phényl]-4-[[5-(aminocarbonyl)-2-chlorophényl]azo]-3-hydroxynaphtalène-2-carboxamide (Pigment Orange 38)
12238-31-2	Pigment Red 52:2 (Pigment Red 52:2)
13515-40-7	2-[(4-Chloro-2-nitrophényl)azo]- <i>N</i> -(2-méthoxyphényl)-3-oxobutyramide (Pigment Yellow 73)

13824-00-5	N-(p-Anisyl)-3-hydroxy-N-4-[(4-méthylphényl)azo]naphtalène-2-carboxamide
16403-84-2	4-[(5-Carbamoyl-o-tolyl)azo]-3-hydroxynapht-2-anilide (Pigment Red 268)
17852-99-2	4-[(4-Chloro-5-méthyl-2-sulfonatophényl)azo]-3-hydroxy-2-naphtoate de calcium (Pigment Red 52:1)
17947-32-9	N-(p-Anisyl)-3-hydroxy-4-(phénylazo)naphtalène-2-carboxamide
36968-27-1	4-[[4-(Aminocarbonyl)phényl]azo]-3-hydroxy-N-(2-méthoxyphényl)naphtalène-2-carboxamide (Pigment Red 266)
43035-18-3	Bis[4-[[3-[[2-hydroxy-3-[[4-méthoxyphényl]amino]carbonyl]-1-naphtyl]azo]-4-méthylbenzoyl]amino]benzènesulfonate de calcium (Pigment Red 247)
49744-28-7	1-(4-Méthoxy-2-nitrophénylazo)napht-2-ol
59487-23-9	4-[[5-[[4-(Aminocarbonyl)phényl]amino]carbonyl]-2-méthoxyphényl]azo]-N-(5-chloro-2,4-diméthoxyphényl)-3-hydroxynaphtalène-2-carboxamide (Pigment Red 187)
71832-83-2	4-[(5-Chloro-4-méthyl-2-sulfonatophényl)azo]-3-hydroxy-2-naphtoate de magnésium (Pigment Red 48:5, Pigment Red 83:1)
74336-60-0	1-[[5,7-Dichloro-1,9-dihydro-2-méthyl-9-oxopyrazolo[5,1-b]quinazolin-3-yl]azo]anthraquinone (Pigment Red 251)
83249-60-9	2-[(2-Hydroxy-6-sulfonato-1-naphtyl)azo]naphtalènesulfonate de calcium
85005-63-6	4-[(2,4-Dinitrophényl)azo]-3-hydroxy-N-phénylnaphtalène-2-carboxamide
94199-57-2	N-(2-Éthoxyphényl)-3-hydroxy-4-[(2-nitrophényl)azo]naphtalène-2-carboxamide

Tableau I-5 : Colorants azoïques avec solvant

N° CAS	Nom figurant dans la LIS (nom figurant dans le C.I.)
60-09-3	4-Aminoazobenzène (Solvent Yellow 1)
60-11-7	4-Diméthylaminoazobenzène (Solvent Yellow 2)
85-83-6	1-(2-Méthyl-4-(2-méthylphénylazo)phénylazo)-2-naphtol (Solvent Red 24)
85-86-9	1-(4-(Phénylazo)phénylazo)-2-naphtol (Solvent Red 23)
97-56-3	4-o-Tolylazo-o-toluidine (Solvent Yellow 3)
101-75-7	N-Phényl-4-(phénylazo)aniline
103-33-3	Azobenzène
495-54-5	4-(Phénylazo)benzène-1,3-diamine (Solvent Orange 3)
842-07-9	1-Phénylazo-2-naphtol (Disperse Yellow 97, Solvent Yellow 14)
1229-55-6	1-[(2-Méthoxyphényl)azo]-2-naphtol (Solvent Red 1)
2646-17-5	1-(o-Tolylazo)napht-2-ol (Solvent Orange 2)
2653-64-7	1-(1-Naphtylazo)napht-2-ol (Pigment Red 40, Solvent Red 4)
2832-40-8	N-[4-(2-Hydroxy-5-tolylazo)phényl]acétamide (Disperse Yellow 3, Solvent Yellow 77)
3118-97-6	1-(2,4-Diméthylphénylazo)napht-2-ol (Solvent Orange 7)
5290-62-0	4-(4-Nitrophénylazo)-1-naphtol
6368-72-5	N-Éthyl-1-(4-(phénylazo)phénylazo)-2-naphtylamine (Solvent Red 19)
6407-78-9	4-[(2,4-Diméthylphényl)azo]-2,4-dihydro-5-méthyl-2-phényl-3H-pyrazol-3-one (Solvent Yellow 18)
6535-42-8	4-[(4-Éthoxyphényl)azo]naphtol (Solvent Red 3)
21519-06-2	2,4-Dihydro-2-(3-hydroxyphényl)-5-méthyl-4-[[4-(phénylazo)phényl]azo]-3H-pyrazol-3-one
73507-36-5	Acide 7-benzamido-4-hydroxy-3-[p-(p-sulfophénylazo)phénylazo]naphtalène-2-sulfonique, composés avec un monochlorhydrate de la N,N'-di(phényl, tolyl et xylyl)guanidine (mixte) (Solvent Red 33)
73528-78-6	5-[[4-[(2,6-Dichloro-4-nitrophényl)azo]-2,5-diméthoxyphényl]azo]-2,6-bis[(2-

	méthoxyéthyl)amino]-4-méthylnicotinonitrile
85392-21-8	5-[[2-Chloro-4-(phénylazo)phényl]azo]-2,6-bis[(3-méthoxypropyl)amino]-4-méthylnicotinonitrile

Tableau I-6 : Colorants azoïques dispersés

N° CAS	Nom figurant dans la LIS (nom figurant dans le C.I.)
2537-62-4	<i>N</i> -[2-(2-Bromo-6-cyano-4-nitrophénylazo)-5-(diéthylamino)phényl]acétamide
3618-72-2	Diacétate de 2,2'-{[5-acétamido-4-(2-bromo-4,6-dinitrophénylazo)-2-méthoxyphényl]imino}diéthyle (Disperse Blue 79:1)
5261-31-4	Acétate de 2-{ <i>N</i> -(2-cyanoéthyl)-4-[(2,6-dichloro-4-nitrophényl)azo]anilino}éthyle (Disperse Orange 30)
6232-56-0	2-[[4-[(2,6-Dichloro-4-nitrophényl)azo]phényl]méthylamino]éthanol (Disperse Orange 5)
6250-23-3	<i>p</i> -[[<i>p</i> -(Phénylazo)phényl]azo]phénol (Disperse Yellow 23)
6300-37-4	4-[[<i>p</i> -(Phénylazo)phényl]azo]- <i>o</i> -crésol (Disperse Yellow 7)
6657-00-7	4-[[2-Méthoxy-5-méthyl-4-(phénylazo)phényl]azo]phénol
12239-34-8	Diacétate de 2,2'-[[5-acétamide-4-[(2-bromo-4,6-dinitrophényl)azo]-2-éthoxyphényl]imino]diéthyle (Disperse Blue 79)
15958-27-7	Carbanilate de 2-[(2-cyanoéthyl) <i>p</i> -[(<i>p</i> -nitrophényl)azo]phényl]amino]éthyle
16421-40-2	Acétate de 2-[[5-acétamide-4-[(2-chloro-4,6-dinitrophényl)azo]-2-méthoxyphényl]benzylamino]éthyle (Disperse Blue 130)
16421-41-3	Acétate de 2-[[5-acétamido-4-[(2,4-dinitrophényl)azo]-2-méthoxyphényl]benzylamino]éthyle
16586-42-8	3-[Éthyl[3-méthyl-4-[(6-nitrobenzothiazol-2-yl)azo]phényl]amino]propiononitrile (Disperse Violet 52, Disperse Red 179)
17464-91-4	2,2'-[[4-[(2-Bromo-6-chloro-4-nitrophényl)azo]-3-chlorophényl]imino]biséthanol (Disperse Brown 1:1)
19745-44-9	3-[4-[(5-Nitrothiazol-2-yl)azo](2-phényléthyl)amino]propiononitrile
19800-42-1	4-[[2-Méthoxy-4-[(4-nitrophényl)azo]phényl]azo]phénol (Disperse Orange 29)
21811-64-3	<i>p,p'</i> -[<i>p</i> -Phénylènebis(azo)]biphénol (Disperse Yellow 68)
23355-64-8	2,2'-[[3-Chloro-4-[(2,6-dichloro-4-nitrophényl)azo]phényl]imino]biséthanol (Disperse Brown 1)
24610-00-2	2-[[4-[(2-Cyanoéthyl)(2-phényléthyl)amino]phényl]azo]-5-nitrobenzonitrile
25150-28-1	3-[[4-[(6,7-Dichlorobenzothiazol-2-yl)azo]phényl]éthylamino]propiononitrile
25176-89-0	3-[[4-[(5,6-Dichlorobenzothiazol-2-yl)azo]phényl]éthylamino]propiononitrile
26021-20-5	<i>N</i> -[2-[(2-Bromo-4,6-dinitrophényl)azo]-5-[(2-cyanoéthyl)(2-hydroxyéthyl)amino]-4-méthoxyphényl]acétamide (Disperse Blue 94)
26850-12-4	Acétate de 2-[<i>N</i> -(2-acétoxyéthyl)-4-chloro-2-nitro-5-[2-(propionamido)anilino]anilino]éthyle (Disperse Red 167)
27184-69-6	4,4'-[<i>p</i> -Phénylènebis(azo)] <i>di-m</i> -crésol
28824-41-1	3-{[<i>p</i> -(4,6-Dibromobenzothiazol-2-ylazo)- <i>N</i> -éthylanilino]}propiononitrile
29765-00-2	Diacétate de 3-benzamido-4-[(<i>p</i> -nitrophényl)azo]phényliminodiéthyle (Disperse Red 135)
31030-27-0	4-[(2-Chloro-4-nitrophényl)azo]- <i>N</i> -éthyl- <i>N</i> -(2-phénoxyéthyl)aniline

33979-43-0	3- <i>{N-(2-Acétoxyéthyl)[4-(5,6-dichlorobenzothiazol-2-ylazo)]anilino}</i> propiononitrile
41362-82-7	3-[[4-[(5,6-Dichlorobenzothiazol-2-yl)azo]phényl]méthylamino]propiononitrile
42357-98-2	6-Hydroxy-5-[(2-méthoxy-4-nitrophényl)azo]-2-méthyl-1H-benzo[de]isoquinoléine-1,3(2H)-dione
42358-36-1	2-Éthyl-6-hydroxy-5-[(2-méthoxy-4-nitrophényl)azo]-1H-benzo[de]isoquinoléine-1,3(2H)-dione
42852-92-6	<i>N</i> -[2-[(2-Bromo-4,6-dinitrophényl)azo]-4-méthoxy-5-[(phénylméthyl)allylamino]phényl]acétamide
51249-07-1	1-(2-Éthylhexyl)-1,2-dihydro-6-hydroxy-4-méthyl-5-(2-nitrophénylazo)-2-oxonicotinonitrile
52697-38-8	<i>N</i> -[2-[(2-Bromo-4,6-dinitrophényl)azo]-5-(diéthylamino)phényl]acétamide
53950-33-7	<i>N</i> -[2-[2-Bromo-4,6-dinitrophénylazo]-5-[(2-cyanoéthyl)amino]-4-méthoxyphényl]acétamide
55252-53-4	<i>N</i> -[2-[2-Cyano-6-iodo-4-nitrophénylazo]-5-(diéthylamino)phényl]acétamide
55281-26-0	3-[[4-[2,6-Dibromo-4-nitrophénylazo]phényl]éthylamino]propiononitrile (Disperse Orange 61)
55290-62-5	4-[(1-Butyl-5-cyano-1,6-dihydro-2-hydroxy-4-méthyl-6-oxo-3-pyridyl)azo]- <i>N</i> -(2-éthylhexyl)benzènesulfonamide
55619-18-6	Diacétate de 2,2'-[[4-[2,6-dibromo-4-nitrophénylazo]phényl]imino]diéthyle
56532-53-7	<i>N</i> -[2-[(2,6-Dicyano-4-nitrophényl)azo]-5-(dipropylamino)phényl]acétamide
58104-55-5	6-Hydroxy- <i>N</i> -(2-hydroxyéthyl)- <i>N</i> -méthyl-5-[[4-(phénylazo)phényl]azo]naphtalène-2-sulfonamide
59709-38-5	<i>N</i> -[4-[(2-Bromo-6-chloro-4-nitrophényl)azo]phényl]- <i>N</i> -(3-méthoxy-3-oxopropyl)- β -alaninate de méthyle
61799-13-1	5-[(2-Cyano-4-nitrophényl)azo]-2-[(2-hydroxyéthyl)amino]-4-méthyl-6- <i>{</i> [3-(2-phénoxyéthoxy)propyl]amino <i>}</i> -3-pyridinecarbonitrile
62531-00-7	p-[[4-(Phénylazo)-1-naphtyl]azo]phénol (Disperse Orange 13)
63133-84-6	6-(2-Chloro-4,6-dinitrophénylazo)-3,4-dihydro-2,2,4,7-tétraméthyl-2H-quinoléine-1-éthanol
63134-15-6	<i>N</i> -[5-(Dipropylamino)-2-[[5-(éthylthio)-1,3,4-thiadiazol-2-yl]azo]phényl]acétamide (Disperse Red 338)
63833-78-3	5-[(2-Cyano-4-nitrophényl)azo]-6-[(2-hydroxyéthyl)amino]-4-méthyl-2-[[3-(2-phénoxyéthoxy)propyl]amino]nicotinonitrile
64650-20-7	[4-[[4-[(4-Hydroxyphényl)azo]-2-méthylphényl]azo]phényl]-carbamate de méthyle
65122-05-6	[(1,3-Dihydro-1,1,3-triméthyl-2H-indén-2-ylidène)méthane]azo(2-méthoxybenzène)
66693-26-3	<i>N</i> -[5-[Bis[2-(2-cyanoéthoxy)éthyl]amino]-2-[(2-chloro-4,6-dinitrophényl)azo]-4-méthoxyphényl]propionamide (Disperse Blue 125)
67905-67-3	3-[Butyl[4-[(6-nitro-2-benzothiazolyl)azo]phényl]amino]propiononitrile
68214-63-1	5-[(3,4-Dichlorophényl)azo]-1,2-dihydro-6-hydroxy-4-méthyl-2-oxo-1-anilinicotinonitrile
68214-66-4	[2-[(2-Chloro-4-nitrophényl)azo]-5-(diéthylamino)phényl]carbamate de 2-éthoxyéthyle
68516-64-3	Acétate de 2-[4-[(2-chloro-4-nitrophényl)azo]- <i>N</i> -(2-cyanoéthyl)-3-méthylanilino]éthyle
68877-63-4	<i>N</i> -[2-[(2-Bromo-4,6-dinitrophényl)azo]-5-[(2-cyanoéthyl)allylamino]-4-méthoxyphényl]acétamide
68992-01-8	1-(2-Éthylhexyl)-1,2-dihydro-6-hydroxy-5-[(4-méthoxy-2-nitrophényl)azo]-4-méthyl-2-oxonicotinonitrile
69472-19-1	3-[Butyl[4-[(4-nitrophényl)azo]phényl]amino]propiononitrile
70210-08-1	<i>N</i> -(2-Acétoxyéthyl)-6-hydroxy- <i>N</i> -méthyl-5-[[4-(phénylazo)phényl]azo]naphtalène-2-

	sulfonamide (Disperse Red 151)
70660-55-8	4-[(2-Bromo-4,6-dinitrophényl)azo]-N-(3-méthoxypropyl)naphtalén-1-amine
72828-63-8	Acétate de 2-[[4-[(5-bromo-2-cyano-3-nitrophényl)azo]-3-méthylphényl]butylamino]éthyle
72828-64-9	Acétate de [[4-[(2,6-dicyano-4-nitrophényl)azo]-3-méthylphényl]amino]hexyle (Disperse Blue 287)
72927-94-7	4-[(2,6-Dichloro-4-nitrophényl)azo]-N-(4-nitrophényl)aniline
72968-82-2	N-[2-[(2,6-Dicyano-p-tolyl)azo]-5-(dipropylamino)phényl]méthanesulfonamide
73003-64-2	7-[4-[(2,6-Dichloro-4-nitrophényl)azo]-3-oxo-m-tolyl-2,4,10-trioxa-7-azaundécane-11-oate de méthyle
73398-96-6	5-[(9,10-Dihydro-9,10-dioxo-1-anthryl)azo]-2,6-bis[(2-méthoxyéthyl)amino]-4-méthylnicotinonitrile (Disperse Brown 21)
79542-46-4	N-[4-Chloro-2-[2-(2-chloro-4-nitrophényl)azo]-5-[(2-hydroxy-3-phénoxypropyl)amino]phényl]acétamide (Disperse Red 349)
83249-47-2	N-[2-[(2-Bromo-6-cyano-4-nitrophényl)azo]-5-(dipropylamino)phényl]acétamide
83249-49-4	3-Bromo-2-[[4-(diéthylamino)-o-tolyl]azo]-5-méthylbenzonitrile
83249-53-0	N-[2-[(2-Bromo-6-cyano-p-tolyl)azo]-5-(diéthylamino)phényl]méthanesulfonamide
83249-54-1	N-[2-[(2-Bromo-6-cyano-p-tolyl)azo]-5-(dipropylamino)phényl]méthanesulfonamide
90729-40-1	1-Butyl-5-[[4-(4-chlorobenzoyl)-2-nitrophényl]azo]-1,2-dihydro-6-hydroxy-4-méthyl-2-oxonicotinonitrile
93805-00-6	p-[[2-Méthoxy-4-[(2-méthoxyphényl)azo]-5-méthylphényl]azo]phénol
106276-78-2	2,3,4,5-Tétrachloro-6-cyanobenzoate de méthyle, produits de réaction avec la 4-[(p-aminophényl)azo]-3-méthylaniline et le méthylate de sodium
127126-02-7	3-[N-(2-Acétoxyéthyl)-p-(6,7-dichlorobenzothiazol-2-ylazo)anilino]propionitrile

Tableau I-7 : Colorants azoïques acides

N° CAS	Nom figurant dans la LIS (nom figurant dans le C.I.)
587-98-4	3-(p-Anilinophénylazo)benzènesulfonate de sodium (Acid Yellow 36)
633-96-5	4-[(2-Hydroxy-1-naphtyl)azo]benzènesulfonate de sodium (Acid Orange 7)
3071-73-6	8-Anilino-5-[4-(5-sulfonatonaphtylazo)naphtylazo] naphtalènesulfonate de disodium (Acid Black 24)
6262-70-3	6-Hydroxy-5-[[4-[[4-anilino-3-sulfonatophényl]azo]naphtyl]azo]naphtalène-2-sulfonate de disodium (Acid Black 26)
6507-77-3	7-Hydroxy-8-[[4-[1-[4-[(4-hydroxyphényl)azo]phényl]cyclohexyl]phényl]azo]naphtalène-1,3-disulfonate de disodium (Acid Orange 33)
15792-43-5	5-(Acétylamino)-3-[(4-dodécylphényl)azo]-4-hydroxynaphtalène-2,7-disulfonate de disodium (Acid Red 138)
25317-22-0	Acide 3-[[4-(benzoyléthylamino)-2-méthylphényl]azo]-4-hydroxynaphtalène-1-sulfonique
29706-48-7	Acide α -[[4-(benzothiazol-2-ylazo)-m-tolyl]éthylamino]-m-toluènesulfonique
33510-50-1	8-Anilino-5-[4-(3-sulfonatophénylazo)-1-naphtylazo]naphtalènesulfonate de sodium (Acid Blue 113)
35342-16-6	2-[4-[(Hexahydro-2,4,6-trioxypyrimidin-5-yl)azo]phényl]-6-méthylbenzothiazole-7-sulfonate de lithium

51988-24-0	3-[4-[(4-Hydroxy-3-tolylazo)-3-méthoxyphénylazo]benzènesulfonate de lithium
52236-73-4	4-[(5-Amino-3-méthyl-1-phényl-1H-pyrazol-4-yl)azo]-2,5-dichlorobenzènesulfonate de lithium
62133-79-3	5-[[4-[Éthyl[(3-sulfonatophényl)méthyl] amino]phényl]azo]-8-(phénylazo)naphtalène-2-sulfonate de disodium
62133-80-6	8-[[4-[Éthyl[(3-sulfonatophényl)méthyl] amino]phényl]azo]-5-(phénylazo)naphtalène-2-sulfonate de disodium
67892-55-1	8-Anilino-5-[[4-[(2-chlorophényl)azo]-6(ou 7)-sulfonatonaphtyl]azo]naphtalène-1-sulfonate de disodium
68155-63-5	5-[[2,4-Dihydroxy-5-[(4-nitrophényl)azo]phényl]azo]-4-hydroxy-3-[(2-hydroxy-3,5-dinitrophényl)azo]naphtalène-2,7-disulfonate de disodium (Acid Brown 75)
68555-86-2	4-[[5-Méthoxy-4-[(4-méthoxyphényl)azo]-2-méthylphényl]azo]benzènesulfonate de sodium (Acid Orange 156)
70210-05-8	3-[[2,4-Bis(2-méthylphénoxy)phényl]azo]-4-hydroxy-5-[[p-tolyl)sulfonyl]amino]naphtalène-2,7-disulfonate de disodium (Acid Violet 54, Acid Violet 97)
70210-06-9	3-[[Éthyl[4-[[4-[(3-sulfonatophényl)azo]-1-naphtyl]azo]phényl]amino]méthyl]benzènesulfonate de disodium (Acid Red 119)
70210-25-2	5-[[2,4-Dihydroxy-5-[(2-hydroxy-3,5-dinitrophényl)azo]phényl]azo]-4-hydroxy-3-[(4-nitrophényl)azo]naphtalène-2,7-disulfonate de disodium
70210-34-3	5-[[2,4-Dihydroxy-5-[[4-[(4-nitro-2-sulfonatophényl)amino]phényl]azo]phényl]azo]-4-hydroxy-3-[[4-[(4-nitro-2-sulfonatophényl)amino]phényl]azo]naphtalène-2,7-disulfonate de tétrasodium (Acid Brown 58)
71720-89-3	5-[[4-(4-Cyclohexylphénoxy)-2-sulfonatophényl]azo]-6-[(2,6-diméthylphényl)amino]-4-hydroxynaphtalène-2-sulfonate de disodium
71873-51-3	2,5-Dichloro-4-[4-[[5-[[dodécyloxy]carbonyl]amino]-2-sulfonatophényl]azo]-4,5-dihydro-3-méthyl-5-oxo-1H-pyrazol-1-yl]benzènesulfonate de disodium (Acid Yellow 218)
72496-92-5	5-[[2,4-Dihydroxy-5-[[4-[(4-nitro-2-sulfonatophényl)amino]phényl]azo]phényl]azo]-8-[[4-[(4-nitro-2-sulfonatophényl)amino]phényl]azo]naphtalènesulfonate de trisodium (Acid Brown 194)
72828-67-2	7-Hydroxy-8-[[4-[1-[4-(4-hydroxyphényl)azo]phényl]cyclohexyl]phényl]azo]naphtalène-1,3-disulfonate de potassium et de sodium
72828-83-2	5-(Benzoylamino)-3-[[2-(2-cyclohexylphénoxy)phényl]azo]-4-hydroxynaphtalène-2,7-disulfonate de disodium
72968-80-0	5-[[4-[[4-(4-Méthylphényl)sulfonyl]oxy]phényl]azo]-8-[[4-[(4-nitro-2-sulfonatophényl)amino]phényl]azo]naphtalène-2-sulfonate de disodium
72968-81-1	8-[[4-[[4-(4-Méthylphényl)sulfonyl]oxy]phényl]azo]-5-[[4-[(4-nitro-2-sulfonatophényl)amino]phényl]azo]naphtalène-1-sulfonate de disodium
72986-60-8	5-[[4-[(4-Nitro-2-sulfonatophényl)amino]phényl]azo]-8-[[4-[(phénylsulfonyl)oxy]phényl]azo]naphtalène-2-sulfonate de disodium
72986-61-9	8-[[4-[(4-Nitro-2-sulfonatophényl)amino]phényl]azo]-5-[[4-[(phénylsulfonyl)oxy]phényl]azo]naphtalène-2-sulfonate de disodium
75949-73-4	4,4'-{Méthylènebis[4,1-phénylèneazo(3-méthyl-5-oxo-4,5-dihydro-1H-pyrazole-4,1-diy)]}bis(3-méthylbenzènesulfonique) disodique
79234-36-9	5-(Benzoylamino)-3-[[2-(4-cyclohexylphénoxy)phényl]azo]-4-hydroxynaphtalène-2,7-disulfonate de disodium
83006-48-8	Acide 4-[4-[[3-(éthylanilino)sulfonyl]-4-méthylphényl]azo]-4,5-dihydro-3-méthyl-5-oxo-1H-pyrazol-1-yl]benzènesulfonique

83006-74-0	Acide 8-anilino-5-[[4-[(5-sulfo-1-naphtyl)azo]-1-naphtyl]azo]naphtalène-1-sulfonique, sel de ammonium et de sodium
83006-77-3	Acide 8-anilino-5-[[4-[(3-sulfophényl)azo]-1-naphtyl]azo]naphtalène-1-sulfonique, sel d'ammonium et de sodium
83027-51-4	6-[[2-(4-Cyclohexylphénoxy)phényl]azo]-4-[[2,4-dichlorophénoxy)acétyl]amino]-5-hydroxynaphtalène-1,7-disulfonate de disodium
83027-52-5	6-[[2-(2-Cyclohexylphénoxy)phényl]azo]-4-[[2,4-dichlorophénoxy)acétyl]amino]-5-hydroxynaphtalène-1,7-disulfonate de disodium
83221-60-7	Acide 4-[[4-[[6-anilino-1-hydroxy-3-sulfo-2-naphtyl]azo]-1-naphtyl]azo]naphtalène-1,6-disulfonique, sel de ammonium et de sodium
84559-92-2	3,3'-[Azoxybis[(2-méthoxy-4,1-phénylène)azo]]bis[4,5-dihydroxynaphtalène-2,7-disulfonate] de tétralithium
84962-50-5	Acide 2,5-dichloro-4-[[2-(dibutylamino)-4-méthyl-6-[[2-(4-sulfophényl)éthyl]amino]-5-pyrimidinyl]azo]benzènesulfonique, sel de sodium
85030-31-5	Acide 3-hydroxy-4-[[4-[[4-[(2-hydroxy-6-sulfo-1-naphtyl)azo]-o-tolyl]méthyl]-m-tolyl]azo]naphtalène-2,7-disulfonique, sel de sodium
85136-25-0	Acide 3,3'-[azoxybis[(2-méthoxy-p-phénylène)azo]]bis[4,5-dihydroxynaphtalène-2,7-disulfonique], sel de lithium et de sodium
85223-35-4 (102616-51-3*)	Acide 3,3'-méthylènebis[6-[[2,4-dihydroxy-5-[(4-sulfophényl)azo]phényl]azo]benzoïque], sel de sodium
90218-20-5	Acide 5-amino-2,4-diméthylbenzènesulfonique diazoté, couplé avec la 2,4-, la 2,5- et la 2,6-xylidine diazotée et l'acide p-(2,4-dihydroxyphénylazo)benzènesulfonique, sels de sodium
90432-08-9	Acide 4-amino-5-hydroxynaphtalène-2,7-disulfonique diazoté, couplé avec la p-nitrobenzène-2,7-diamine diazotée et le résorcinol, sels de potassium et de sodium
90459-02-2	Acide 5-amino-4-hydroxy-3-[6-sulfo-4-(4-sulfonaphtylazo)-1-naphtylazo]naphtalène-2,7-disulfonique diazoté, couplé avec la p-nitroaniline diazotée et le résorcinol, sels de potassium et de sodium
102616-51-3	Acide 3,3'-méthylène-6,6'-bis[2,4-dihydroxy-5-(p-sulfophénylazo)phénylazo]dibenzoïque, sel de sodium
114910-04-2	Chlorure de 4-[p-(4-nitro-2-sulfoanilino)phénylazo]-6-sulfonaphtalène-1-diazonium, produits de réaction avec le formaldéhyde et l'acide salicylique, sels d'ammonium et de sodium

* Le n° CAS 102616-51-3 a été supprimé du registre CAS, car il est identique au n° CAS 85223-35-4. Ces deux numéros CAS désignent la même substance.

Tableau I-8 : Colorants azoïques directs

N° CAS	Nom figurant dans la LIS (nom figurant dans le C.I.)
915-67-3	3-Hydroxy-4-(4'-sulfonatonaphtylazo)naphtalène-2,7-disulfonate de trisodium (Food Red 9, Acid Red 27)
1325-37-7	C.I. Direct Yellow 11 (Direct Yellow 11)
1325-54-8	C.I. Direct Orange 39 (Direct Orange 39)
1934-21-0	5-Hydroxy-1-(4-sulfophényl)-4-(4-sulfophénylazo)pyrazole-3-carboxylate de trisodium (Acid Yellow 23, Food Yellow 4)
2611-82-7	1-(1-Naphtylazo)-2-hydroxynaphtalène-4',6,8-trisulfonate de trisodium (Food Red 7, Acid Red 18)
2829-42-7	3,3'-[Carbonylbis(imino-4,1-phénylèneazo)]bis[6-hydroxybenzoate] de disodium (Direct Yellow 26)

2870-32-8	4,4'-Bis[(4-éthoxyphényl)azo]stilbène-2,2'-disulfonate de disodium (Direct Yellow 12)
3214-47-9	3,3'-{Carbonylbis[imino(2-méthyl-4,1-phénylène)azo]}dinaphtalène-1,5-disulfonate de tétrasodium (Direct Yellow 50)
3626-36-6	7,7'-(Carbonyldiimino)bis[4-hydroxy-3-(phénylazo)naphtalène-2-sulfonate] de disodium (Direct Orange 26)
3687-80-7	4-{6-[(6-(o-Anisylazo)-5-hydroxy-7-sulfonato-2-naphtyl)amino]carbonyl}amino]-1-hydroxy-3-sulfonato-2-naphtylazo]naphtalène-1-sulfonate de trisodium (Direct Red 26)
3761-53-3	1-(2,4-Diméthylphénylazo)-2-hydroxynaphtalène-3,6-disulfonate de disodium (Acid Red 26, Food Red 5)
4399-55-7	3-{[4-({4-[(6-Amino-1-hydroxy-3-sulfonato-2-naphtyl)azo]-6-sulfonato-1-naphtyl}azo)-1-naphtyl]azo]naphtalène-1,5-disulfonate de tétrasodium (Direct Blue 71)
5001-72-9	7,7'-Iminobis[4-hydroxy-3-(phénylazo)naphtalène-2-sulfonate] de disodium (Direct Red 31)
5489-77-0	7-Anilino-3-[[4-[(2,4-diméthyl-6-sulfonatophényl)azo]-6-méthoxy-m-tolyl]azo]-4-hydroxynaphtalène-2-sulfonate de disodium (Direct Violet 51)
6406-87-7	5-[(7-Amino-1-hydroxy-3-sulfonato-2-naphtyl)azo]-8-[[4-(phénylazo)-7-sulfonatonaphtyl]azo]naphtalène-2-sulfonate de trisodium
6420-33-3	3,3'-[Carbonylbis[imino(5-méthoxy-2-méthyl-4,1-phénylène)azo]]bis(naphtalène-1,5-disulfonate) de tétrasodium (Direct Yellow 34)
6420-41-3	4-Hydroxy-7-[[[5-hydroxy-6-(phénylazo)-7-sulfonato-2-naphtyl]amino]carbonyl]amino]-3-[(6-sulfonato-2-naphtyl)azo]naphtalène-2-sulfonate de trisodium (Direct Red 4)
6420-43-5	4-Hydroxy-7-[[[5-hydroxy-7-sulfonato-6-[(o-tolyl)azo]-2-naphtyl]amino]carbonyl]amino]-3-[(2-méthyl-4-sulfonatophényl)azo]naphtalène-2-sulfonate de trisodium (Direct Red 62)
10114-47-3	2,2'-(Azodi-p-phénylène)bis[6-méthylbenzothiazole-7-sulfonate] de disodium
10134-33-5	8-[(7-Amino-1-hydroxy-3-sulfonato-2-naphtyl)azo]-5-[[4-(phénylazo)-7-sulfonatonaphtyl]azo]naphtalène-2-sulfonate de trisodium
10482-42-5	5-[(7-Amino-1-hydroxy-3-sulfonato-2-naphtyl)azo]-8-[[4-(phénylazo)-6-sulfonatonaphtyl]azo]naphtalène-2-sulfonate de trisodium
12217-64-0	7,7'-[Carbonylbis[imino(5-méthoxy-2-méthyl-4,1-phénylène)azo]]bis(naphtalène-1,3-disulfonate) de tétrasodium (Direct Orange 72)
28706-21-0	7,7'-[Uréylènebis[(2-méthyl-p-phénylène)azo]]dinaphtalène-1,3-disulfonate de tétrasodium
32829-81-5	4,4'-Bis[[p-[(p-sulfonatophényl)azo]phényl]azo]stilbène-2,2'-disulfonate de tétrasodium
38801-08-0	Acide 4,4'-[uréylènebis(1-hydroxy-3-sulfonaphtalène-6,2-diyl)bisazo]dibenzoïque, composé (1:4) avec le 2,2',2''-nitrotriéthanol
53523-90-3	5,5'-[Vinylènebis[(3-sulfonato-4,1-phénylène)azo]]bis[3-méthylsalicylate] de tétralithium
64710-90-6	5-[[4-[[4-[[4-[(4-Amino-9,10-dihydro-9,10-dioxo-3-sulfonato-1-anthryl)amino]-2-sulfonatophényl]amino]-6-anilino-1,3,5-triazin-2-yl]amino]phényl]azo]salicylate de trisodium (Direct Green 28)
64761-00-4	8-[(7-Amino-1-hydroxy-3-sulfonato-2-naphtyl)azo]-5-[[4-(phénylazo)-6-sulfonatonaphtyl]azo]naphtalène-2-sulfonate de trisodium
65150-80-3	C.I. Direct Yellow 11, sel de lithium (Direct Yellow 11, sel de lithium)
71033-21-1	2,2'-(Azodi-p-phénylène)bis[6-méthylbenzothiazolesulfonate] de disodium
71767-19-6	5-[[6-Amino-1-hydroxy-3-sulfonato-5-[(3-sulfonatophényl)azo]-2-naphtyl]azo]-6-méthoxy-8-[[7-sulfonato-4-[(3-sulfonatophényl)azo]naphtyl]azo]naphtalène-2-sulfonate

	de pentasodium
71873-49-9	p,p'-[Vinylènebis[(3-sulfonato-p-phénylène)- <i>ONN</i> -azoxy-p-phénylèneazo]]dibenzoate de tétrasodium
72139-21-0	5,5'-[(1,4-Dioxobut-2-ène-1,4-diyl)bis(imino-p-phénylèneazo)]disalicylate de disodium
72152-50-2	2-[[6-[[4-[[6-(Benzoylamino)-1-hydroxy-3-sulfonato-2-naphtyl]azo]-3-méthylbenzoyl]amino]-1-hydroxy-3-sulfonato-2-naphtyl]azo]benzoate de trisodium
72245-49-9	Sel de sodium de l'acide 4- {[1-hydroxy-6-(3-{5-hydroxy-6-[(2-méthyl-4-sulfophényl)azo]-7-sulfo-2-naphtyl}uréido)-3-sulfo-2-naphtyl]azo} benzoïque
72245-56-8	Acide 4-amino-3-[[4-[[4-(2,4-diaminophényl)azo]phényl]amino]carbonyl]phényl]azo]-5-hydroxy-6-(phénylazo)naphtalène-2,7-disulfonique, sel de sodium
72749-87-2	3,3'-Bis(o-tolylazo)-4,4'-dihydroxy-7,7'-uréylènedi(naphtalène-2-sulfonate de sodium)
72749-88-3	7,7'-(Carbonyldiimino)bis[4-hydroxy-3-[(2-méthoxyphényl)azo]naphtalène-2-sulfonate] de disodium
72869-93-3	Acide 3,3'-bis[6-sulfo-2-naphtyl]azo]-4,4'-dihydroxy-7,7'-uréylènedi(naphtalène-2-sulfonique), composé préparé avec le 2,2'-(méthylimino)diéthanol (1:4)
75150-14-0	Acide 2-[[4-[[4-[[6-anilino-1-hydroxy-3-sulfo-2-naphtyl]azo]-1-naphtyl]azo]-6-sulfo-1-naphtyl]azo]benzène-1,4-disulfonique, sel de ammonium et de sodium
75768-93-3	Acide 7-benzamido-4-hydroxy-3-[p-(p-sulfophénylazo)phénylazo]naphtalène-2-sulfonique, composé (1:2) préparé avec le 2,2',2''-nitrotriéthanol
83221-53-8	Acide 5-[[4-[(7-amino-1-hydroxy-3-sulfo-2-naphtyl)azo]-1-naphtyl]azo]salicylique, sel de sodium
83221-54-9	Acide 3-[[4-[(7-amino-1-hydroxy-3-sulfo-2-naphtyl)azo]-1-naphtyl]azo]salicylique, sel de sodium
83221-56-1	Acide 7,7'-(carbonyldiimino)bis[4-hydroxy-3-(phénylazo)naphtalène-2-sulfonique], sel de sodium
83221-68-5	6-[(2,4-Diaminophényl)azo]-3-[[4-[[4-[[7-(2,4-diaminophényl)azo]-1-hydroxy-3-sulfonato-2-naphtyl]azo]phényl]amino]-3-sulfonatophényl]azo]-4-hydroxynaphtalène-2-sulfonate de trilitium
83221-69-6	Acide 6-[(2,4-diaminophényl)azo]-3-[[4-[[4-[[7-(2,4-diaminophényl)azo]-1-hydroxy-3-sulfo-2-naphtyl]azo]phényl]amino]-3-sulfophényl]azo]-4-hydroxynaphtalène-2-sulfonique, sel de lithium et de sodium
83221-72-1	Acide 4-amino-3,6-bis[[4-(2,4-diaminophényl)azo]phényl]azo]-5-hydroxynaphtalène-2,7-disulfonique, sel de lithium et de sodium
83221-73-2	Acide 4,4'-[carbonylbis[imino(1-hydroxy-3-sulfonaphtalène-6,2-diyl)azo]]bis[benzoïque], sel de sodium
83221-74-3	Acide p-[[1-hydroxy-6-[[[5-hydroxy-6-(phénylazo)-7-sulfo-2-naphtyl]amino]carbonyl]amino]-3-sulfo-2-naphtyl]azo]benzoïque, sel de sodium
83232-28-4	Acide 7,7'-(carbonyldiimino)bis[3-[[4-(acétamido)phényl]azo]-4-hydroxynaphtalène-2-sulfonique], sel de sodium
83232-29-5	Acide 3-[[4-(acétamido)phényl]azo]-4-hydroxy-7-[[[5-hydroxy-6-(phénylazo)-7-sulfo-2-naphtyl]amino]carbonyl]amino]naphtalène-2-sulfonique, sel de sodium
83232-30-8	Acide 7,7'-(carbonyldiimino)bis[4-hydroxy-3-[(o-tolyl)azo]naphtalène-2-sulfonique], sel de sodium
83232-31-9	Acide 7,7'-(carbonyldiimino)bis[4-hydroxy-3-[(2-méthyl-4-sulfophényl)azo]naphtalène-2-sulfonique], sel de sodium

83232-32-0	Acide 4-hydroxy-7-[[[5-hydroxy-6-[(o-tolyl)azo]-7-sulfo-2-naphtyl]amino]carbonyl]amino]-3-[(2-méthyl-4-sulfophényl)azo]naphtalène-2-sulfonique, sel de sodium
83783-94-2	Acide 3,3'-[vinylènebis[(3-sulfo-p-phénylène)azo]]bis[5-amino-4-hydroxynaphtalène-2,7-disulfonique], sel de lithium et de sodium, composé avec le 2,2'-(méthylimino)diéthanol
83783-95-3	Acide 3,3'-[vinylènebis[(3-sulfo-p-phénylène)azo]]bis[6-amino-4-hydroxynaphtalène-2-sulfonique], sel de lithium et de sodium, composé avec le 2,2'-(méthylimino)diéthanol
83783-96-4	Acide 5-amino-3-{4-[4-(7-amino-1-hydroxy-3-sulfo-2-naphtylazo)-2-sulfostyryl]-3-sulfophénylazo}-4-hydroxynaphtalène-2,7-disulfonique, sel de lithium et de sodium, composé avec le 2,2'-(méthylimino)diéthanol
83783-99-7	Acide 5,5'-[vinylènebis[(3-sulfo-p-phénylène)azo]]bis[3-méthylsalicylique], sel de lithium et de sodium, composé avec le 2,2'-(méthylimino)diéthanol
84878-16-0	Acide 4-amino-6-[[4-[[4-[(2,4-dihydroxyphényl)azo]phényl]thio]phényl]azo]-5-hydroxy-3-[(4-nitrophényl)azo]naphtalène-2,7-disulfonique, sel de sodium
84878-17-1	Acide 4-amino-6-[[4-[[4-[(2,4-dihydroxyphényl)azo]phényl]amino]sulfonyl]phényl]azo]-5-hydroxy-3-[(4-nitrophényl)azo]naphtalène-2,7-disulfonique, sel de potassium
85169-18-2	<i>N</i> -[4-[[2-[4-[[1-Amino-8-hydroxy-2-naphtyl-7-phénylazo]-3,6-disulfo]azo]phényl]-1H-benzimidazol-5-yl]azo]-3-hydroxyphényl]glycine, composé avec le 2,2'-iminobiséthanol (1:3)
85269-31-4	Acide 5,5'-[vinylènebis[(3-sulfo-p-phénylène)azo]]bis[3-méthylsalicylique], sel de potassium, composé avec le 2,2',2''-nitrilotriéthanol
93803-37-3	4-Amino-5-hydroxy-3-[[4-[5-[(4-hydroxyphényl)azo]-1H-benzimidazol-2-yl]phényl]azo]-6-(phénylazo)naphtalène-2,7-disulfonate de disodium
102082-94-0	Acide 4-amino-6-(p-{ <i>N</i> -[p-(2,4-diaminophénylazo)phényl]sulfamoyl}phénylazo)-5-hydroxy-3-(p-nitrophénylazo)naphtalène-2,7-disulfonique, sel de lithium
110152-63-1	5,5'-Bis(p-hydroxyphénylazo)-2,2'-vinylènedibenzènesulfonate de lithium et de sodium

Tableau I-9 : Colorants azoïques réactifs

N° CAS	Nom figurant dans la LIS (nom figurant dans le C.I.)
17095-24-8	4-Amino-5-hydroxy-3,6-bis[[4-[[2-(sulfonatooxy)éthyl]sulfonyl]phényl]azo]naphtalène-2,7-disulfonate de tétrasodium (Reactive Black 5)
59641-46-2	Acide 7-[[4-chloro-6-[(3-sulfophényl)amino]-1,3,5-triazin-2-yl]amino]-4-hydroxy-3-[(4-méthoxy-2-sulfophényl)azo]naphtalène-2-sulfonique
83399-85-3	Acide 2-[[4-[[4-[(2,3-dichloro-6-quinoxaliny]carbonyl]amino]-5-sulfo-1-naphtyl]azo]-7-sulfo-1-naphtyl]azo]benzène-1,4-disulfonique, sel de lithium et de sodium
83400-10-6	Acide 2-[[8-[[[(2,3-dichloroquinoxalin-6-yl)carbonyl]amino]-1-hydroxy-3,6-disulfo-2-naphtyl]azo]naphtalène-1,5-disulfonique, sel de lithium et de sodium
83400-11-7	Acide 4-(benzoylamino)-6-[[5-[[[(5-chloro-2,6-difluoro-4-pyrimidinyl)amino]méthyl]-1-sulfo-2-naphtyl]azo]-5-hydroxynaphtalène-1,7-disulfonique, sel de lithium et de sodium
83400-12-8	Acide 5-(benzoylamino)-3-[[5-[[[(5-chloro-2,6-difluoro-4-pyrimidinyl)amino]méthyl]-1-sulfo-2-naphtyl]azo]-4-hydroxynaphtalène-2,7-disulfonique, sel de lithium et de sodium
85586-78-3	Acide 3-[[4-[[4-[(4-amino-6-chloro-1,3,5-triazin-2-yl)amino]-7-sulfo-1-naphtyl]azo]-7-sulfo-1-naphtyl]azo]naphtalène-1,5-disulfonique, sel de potassium et de sodium

108624-00-6	Acide 4-amino-6-({5-[(5-chloro-2,6-difluoropyrimidin-4-yl)amino]-2-sulfophényl} azo)-5-hydroxy-3-({4-[(2-hydroxyéthyl)sulfonyl]phényl} azo)naphtalène-2,7-disulfonique, sel de lithium et de sodium (Reactive Blue 225)
-------------	---

Tableau I-10 : Colorants azoïques basiques

N° CAS	Nom figurant dans la LIS (nom figurant dans le C.I.)
136-40-3	Phénazopyridine, chlorhydrate
532-82-1	Monochlorhydrate de 4-phénylazophénylène-1,3-diamine (Basic Orange 2)
2869-83-2	Chlorure de 3-(diéthylamino)-7-[p-(diméthylamino)phénylazo]-5-phénylphénazinium
4608-12-2	Chlorure de 3-(diméthylamino)-7-[[4-(diméthylamino)phényl]azo]-5-phénylphénazinium
4618-88-6	Chlorure de 3-amino-7-{[4-(diméthylamino)phényl]azo}-5-phénylphénazinium
10189-42-1	Chlorure de 1-[2-[[4-[[2,6-dichloro-4-[(diméthylamino)sulfonyl]phényl]azo]phényl]éthylamino]éthyl]pyridinium
14408-20-9	Chlorure de 1-(2-{[4-(2,6-dichloro-4-nitrophénylazo)phényl]éthylamino}éthyl)pyridinium
14970-39-9	Trichlorozincate(1-) de 5-[[4-(diéthylamino)phényl]azo]-1,4-diméthyl-1H-1,2,4-triazolium
23408-72-2	Trichlorozincate de 2-[[4-(diméthylamino)phényl]azo]-3-éthyl-6-méthoxybenzothiazolium
29508-48-3	Sulfate de 1,5-diméthyl-3-[(2-méthyl-1H-indol-3-yl)azo]-2-phényl-1H-pyrazolium et de méthyle
36986-04-6	Chlorure de 1-[2-({4-[(2-chloro-4-nitrophényl)azo]phényl} éthylamino)éthyl]pyridinium
52769-39-8	Trichlorozincate(1-) de 3-[4-[benzylméthylamino]phénylazo]diméthyl-1H-1,2,4-triazolium
59709-10-3	Acétate de 1-[2-[[4-[(2-chloro-4-nitrophényl)azo]phényl]éthylamino]éthyl]pyridinium
63589-49-1	Tétrachlorozincate de bis[2-cyclohexyl-3-[4-(diéthylamino)phénylazo]-1-méthyl-1H-pyrazolium]
63681-54-9	Acide dodécylbenzènesulfonique, composé avec la 4-(phénylazo)benzène-1,3-diamine (1:1)
65150-98-3	Tétrachlorozincate(2-) de bis[2-[4-(diéthylamino)phénylazo]-3-méthylthiazolium]
68929-07-7	Sulfate de 2-[[4-[éthyl(2-hydroxyéthyl)amino]phényl]azo]-5-méthoxy-3-méthylbenzothiazolium et de méthyle
68936-17-4	Tétrachlorozincate(2-) de bis[2-[[4-(diméthylamino)phényl]azo]-1,3-diméthyl-1H-imidazolium]
69852-41-1	Tétrachlorozincate de bis[2-[[4-[éthyl(2-hydroxyéthyl)amino]phényl]azo]-6-méthoxy-3-méthylbenzothiazolium]
71032-95-6	Acide 7-[[4,6-bis[[3-(diéthylamino)propyl]amino]-1,3,5-triazin-2-yl]amino]-4-hydroxy-3-[[p-(phénylazo)phényl]azo]naphtalène-2-sulfonique, monoacétate
72361-40-1	Chlorure de 1-[2-[[4-[(2-bromo-4,6-dinitrophényl)azo]-m-tolyl]éthylamino]éthyl]pyridinium
72379-36-3	Tétrachlorozincate de bis[5-[[4-[benzyléthylamino]phényl]azo]-1,4-diméthyl-1H-1,2,4-triazolium]
72379-37-4	Tétrachlorozincate(2-) de bis[3-[[4-[benzyléthylamino]phényl]azo]-1,2-diméthyl-1H-1,2,4-triazolium]
74744-63-1	Tétrachlorozincate(2-) de 3,3'(ou 5,5')-[éthylènebis[(éthylimino)-p-phénylèneazo]]bis[1,4-diméthyl-1H-1,2,4-triazolium]
75199-20-1	Chlorure de 1',2'-dihydro-6'-hydroxy-3,4'-diméthyl-2'-oxo-5'-[[4-

	(phénylazo)phényl]azo]-1,3'-bipyridinium
75660-25-2	Monoacétate de 4-(phénylazo)benzène-1,3-diamine
79234-33-6	Acétate de 4-(phénylazo)benzène-1,3-diamine
83969-13-5	Sulfate de bis[5-(diisopropylamino)-2-[[4-(diméthylamino)phényl]azo]-3-méthyl-1,3,4-thiadiazolium]
85114-37-0	Tétrachlorozincate(2-) de bis[3(ou 5)-[[4-[benzylméthylamino]phényl]azo]-1,4-diméthyl-1H-1,2,4-triazolium]
85480-88-2	Tétrachlorozincate de bis[3-(3-amino-3-oxopropyl)-2-[(1-éthyl-2-phényl-1H-indol-3-yl)azo]benzothiazolium]
93783-70-1	Trichlorozincate(1-) de 5-(diisopropylamino)-2-[[4-(diméthylamino)phényl]azo]-3-méthyl-1,3,4-thiadiazolium
10114-58-6	1,3-Bis(2,3-diaminophénylazo)benzène, chlorhydrate (Basic Brown 1, dihydrochloride)
125329-01-3	Acide lactique, composé (1:1) avec l'acide 7-[(4,6-bis{[3-(diéthylamino)propyl]amino}-1,3,5-triazin-2-yl)amino]-4-hydroxy-3-[p-(phénylazo)phénylazo]naphtalène-2-sulfonique

Tableau I-11 : Colorants azoïques à mordant

N° CAS	Nom figurant dans la LIS (nom figurant dans le C.I.)
85029-57-8	Bis[4-(2-hydroxy-4-nitrophénylazo)-5-méthyl-2-phényl-2,4-dihydro-3H-pyrazol-3-onato(2-)]chromates(1-) de C10-14-alkylammonium (ramifié et linéaire)
94276-35-4	(3-{[1-(Carboniloyl)-2-oxopropyl]azo}-2-hydroxy-5-nitrobenzènesulfonato(3-))hydroxychromate(1-) de 9-[2-(éthoxycarbonyl)phényl]-3,6-bis(éthylamino)-2,7-diméthylxanthylum

Tableau I-12 : Colorants azoïques alimentaires

N° CAS	Nom figurant dans la LIS (nom figurant dans le C.I.)
106028-58-4	6-Amino-4-hydroxy-3-({7-sulfo-4-[(4-sulfophényl)azo]naphtalén-1-yl}azo)naphtalène-2,7-disulfonate de tétralithium (Food Black 2, sel de lithium)

Tableau I-13 : Inconnus

N° CAS	Nom figurant dans la LIS (nom figurant dans le C.I.)
6708-61-8	1-(4-Nitro-1-naphtyl)-3-[p-(phénylazo)phényl]-1-triazène
63224-47-5	Tétrachlorozincate de 4-(2,6-dichloro-4-nitrophénylazo)-2,5-diméthoxybenzènediazonium (1:2)
63281-10-7	5-[[2-Chloro-4-(méthylsulfonyl)phényl]azo]-4-méthyl-2,6-bis[[3-(2-phénoxyéthoxy)propyl]amino]nicotinonitrile
72391-06-1	Chlorure de 3',6'-bis(diéthylamino)-3-oxospiro[isobenzofurane-1(3H),9'(8'aH)-xanthylum], composé (1:1) avec le [3-hydroxy-4-(3-méthyl-5-oxo-1-phényl-4,5-dihydro-1H-pyrazol-4-ylazo)naphtalène-1-sulfonato(3-)]chrome
83221-38-9	4-[[4-[[4-(2-Hydroxybutoxy)-m-tolyl]azo]phényl]amino]-3-nitro-N-(phénylsulfonyl)benzènesulfonamide de lithium

Tableau I-14 : Amines aromatiques

N° CAS	Nom figurant dans la LIS (nom figurant dans le C.I.)
88-53-9	Acide 5-amino-2-chlorotoluène-4-sulfonique
90-04-0	o-Anisidine
91-59-8	2-Naphtylamine
95-51-2	2-Chloroaniline
95-53-4	o-Toluidine
95-76-1	3,4-Dichloroaniline
95-80-7	4-Méthyl-m-phénylènediamine (Oxidation Base 35)
100-01-6	4-Nitroaniline (Azoic Diazo Component 37, Developer 17)
101-14-4	4,4'-Méthylènebis[2-chloroaniline]
101-77-9	4,4'-Méthylènedianiline
106-47-8	4-Chloroaniline
106-49-0	p-Toluidine (Azoic Coupling Component 107)
108-45-2	m-Phénylènediamine (Developer 11)
123-30-8	4-Aminophénol (Oxidation Base 6)
156-43-4	p-Phénétidine
540-23-8	Chlorure de p-toluidinium
541-69-5	m-Phénylènediamine, dichlorhydrate
615-05-4	4-Méthoxy-m-phénylènediamine (Oxidation Base 12)