



**Convention de Stockholm
sur les polluants organiques
persistants**

Distr. générale
23 février 2022

Français
Original : anglais

Comité d'étude des polluants organiques persistants
Dix-septième réunion
Genève, 24–28 janvier 2022

**Rapport du Comité d'étude des polluants organiques
persistants sur les travaux de sa dix-septième réunion**

Additif

Descriptif des risques concernant l'UV-328

À sa dix-septième réunion, le Comité d'étude des polluants organiques persistants a adopté, par sa décision POPRC-17/3, un descriptif des risques concernant l'UV-328, sur la base du projet figurant dans la note du Secrétariat (UNEP/POPS/POPRC.17/4), tel que révisé au cours de la réunion. Le texte de ce descriptif des risques, tel qu'adopté, est reproduit dans l'annexe du présent additif. Sa version originale anglaise n'a pas été revue par les services d'édition.

Annexe*

UV-328

Descriptif des risques

Janvier 2022

* Les études et autres informations mentionnées dans le présent descriptif des risques ne reflètent pas nécessairement les vues du Secrétariat, du Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE) ou de l'Organisation des Nations Unies (ONU). Les appellations employées dans ces études et documents de référence et la présentation des données qui y figurent n'impliquent de la part du Secrétariat, du PNUE ou de l'ONU aucune prise de position quant à la situation géopolitique ou au statut juridique des pays, territoires, zones ou villes mentionnés ou de leurs autorités. La version anglaise de la présente annexe n'a pas été revue par les services d'édition.

Table des matières

Résumé.....	4
1. Introduction.....	5
1.1 Identité chimique	5
1.2 Conclusion du Comité d'étude des polluants organiques persistants concernant les informations demandées à l'Annexe D	7
1.3 Sources des données	7
1.4 Statut de la substance chimique au regard des réglementations nationales et des forums internationaux	8
2. Résumé des informations pertinentes pour le descriptif des risques.....	8
2.1 Sources.....	8
2.1.1 Production et commerce	8
2.1.2 Utilisations	9
2.1.3 Rejets dans l'environnement	10
2.2 Devenir dans l'environnement.....	11
2.2.1 Persistance	11
2.2.2 Bioaccumulation.....	12
2.2.3 Potentiel de propagation à longue distance dans l'environnement	15
2.3 Niveaux d'exposition.....	19
2.3.1 Données de surveillance de l'environnement	19
2.3.2 Exposition humaine	24
2.4 Évaluation des dangers du point de vue des effets préoccupants.....	25
2.4.1 Toxicité pour les mammifères	25
2.4.2 Écotoxicité	28
2.4.3 Interactions toxicologiques faisant intervenir plusieurs produits chimiques	31
2.4.4 Conclusion sur la toxicité	31
3. Synthèse des informations	31
4. Déclaration finale.....	33
Références.....	34

Résumé

1. Le Comité d'étude des polluants organiques persistants (le « Comité ») a conclu à sa seizième réunion que l'UV-328 répondait bien aux critères de sélection énoncés à l'Annexe D de la Convention (décision POPRC-16/3). Par suite de cette décision, le présent projet de descriptif des risques concernant l'UV-328 a été élaboré conformément à l'Annexe E de la Convention.

2. L'UV-328 (n° CAS 25973-55-1) est un benzotriazole phénolique utilisé comme absorbeur d'UV pour protéger les surfaces contre la décoloration et la dégradation sous l'effet des rayonnements ultraviolet (UV) et solaire. Il a des applications très diverses mais on s'en sert principalement dans des peintures et des revêtements, ainsi que comme additif dans une grande variété de plastiques, y compris des parties d'emballages alimentaires n'entrant pas en contact avec les aliments. Dans le secteur automobile, on le trouve dans des peintures, revêtements, produits d'étanchéité, écrans d'affichage et compteurs à cristaux liquides ainsi que dans des résines utilisées dans l'habitacle et sur les parties extérieures des véhicules. Dans les emballages alimentaires, il est utilisé comme additif dans des plastiques, des encres d'impression et des adhésifs.

3. La première production connue d'UV-328 a débuté en 1970. En 2021, l'UV-328 a été inscrit sur la Liste des substances chimiques produites en grandes quantités (production supérieure à 1 000 tonnes par an), selon la base de données des produits chimiques existants de l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE).

4. Les rejets d'UV-328 dans l'environnement n'ont pas été quantifiés. Les données de surveillance laissent penser qu'ils se produisent pendant la production et l'utilisation industrielles de la substance, ainsi qu'au cours de l'utilisation des produits qui en contiennent, et lors de l'élimination et du traitement en fin de vie de ces produits. Parmi les sources de tels rejets, on compte les installations industrielles qui produisent ou utilisent de l'UV-328, les stations d'épuration des eaux usées, les eaux pluviales, les décharges et les déchets plastiques.

5. De l'UV-328 a été détecté dans divers milieux environnementaux, y compris l'air ambiant (phase particulière), l'eau (ruisseaux, rivières, eau de mer, déchets plastiques marins, eaux usées, eaux pluviales), le sol, les sédiments, le biote et les humains (tissus adipeux, lait maternel), dans de nombreuses régions du monde.

6. L'UV-328 est considéré comme persistant dans les sédiments, le sol et l'eau, ses demi-vies dans ces matrices dépassant les seuils correspondants établis dans l'Annexe D. Les données de surveillance des carottes sédimentaires prélevées près d'une ancienne usine d'UV-328 de la baie de Narragansett (États-Unis) confirment sa persistance dans les sédiments, qui en contiennent encore des taux élevés des décennies après l'arrêt de sa production par l'installation.

7. L'UV-328 est considéré comme bioaccumulable et ses facteurs de bioconcentration déterminés par voie expérimentale sont supérieurs à 5 000 chez les poissons. Ces éléments sont étayés par des données recueillies dans l'environnement montrant que ses concentrations augmentent chez les prédateurs supérieurs. Par ailleurs, sa cinétique lente et sa faible vitesse de métabolisation dans l'organisme humain, ainsi que son aptitude à se lier aux protéines sanguines, dénotent un potentiel de bioaccumulation chez les êtres humains.

8. De l'UV-328 a été fréquemment détecté dans le biote arctique (eider à duvet, cormoran huppé, mouette tridactyle, goéland bourgmestre, goéland cendré, fulmar boréal, vison) et dans les tissus d'oiseaux de mer migrateurs d'îles reculées (puffin majeur sur l'île Gough, pétrel bleu sur l'île Marion), ce qui indique qu'il peut se propager à longue distance, depuis la source jusqu'à des régions éloignées. On en a également détecté dans des particules de plastique retrouvées dans l'estomac d'oiseaux de mer qui se nourrissent exclusivement en haute mer (albatros à pieds noirs, fulmar boréal). Les résultats des modélisations ont montré que son potentiel de propagation à longue distance dans l'atmosphère par le biais des aérosols se situe dans la fourchette établie pour les polluants organiques persistants bien connus. Il est donc considéré qu'un transport à longue distance d'UV-328 par l'air (aérosols), par l'eau (déchets plastiques marins) et par des espèces migratrices (oiseaux marins) peut se produire dans l'environnement.

9. De l'UV-328 a été détecté dans le lait maternel et les tissus adipeux humains dans diverses régions du monde. L'exposition de la population générale à l'UV-328 peut se produire par suite de la consommation de denrées alimentaires contaminées (poissons, fruits de mer), ainsi que de l'ingestion ou de l'inhalation de poussières contaminées. Par ailleurs, la consommation de lait maternel peut être une source d'exposition des nourrissons allaités. L'exposition par ingestion de poussière serait plus élevée chez les enfants en bas âge que chez les adultes. Les niveaux d'exposition des êtres humains sont actuellement inférieurs à ceux entraînant des effets nocifs.

10. D'après des études de toxicité à doses répétées menées sur des rats et des chiens, l'UV-328 est associé à des effets nocifs sur la santé, principalement les fonctions hépatiques, des mammifères. Selon une étude réalisée sur des rats, il est par ailleurs associé à des effets nocifs sur les reins. En outre, on dispose de preuves limitées qu'il exerce des effets nocifs sur les organes reproducteurs des rats et des chiens (modifications notables du poids des testicules chez les rats, réduction de la spermiogenèse chez les chiens). Des signes d'une activité anti-androgénique ont également été observés dans une étude *in vitro*. Chez les poissons, une exposition à long terme à l'UV-328 peut avoir des effets nocifs sur le foie.

11. Bien que les taux d'UV-328 relevés dans l'environnement et chez les humains soient généralement inférieurs à ceux entraînant des effets nocifs, certaines valeurs élevées mesurées dans des régions sources et des régions reculées portent à croire que de tels effets sont possibles. Les fortes concentrations mesurées chez des oiseaux de mer migrateurs d'îles reculées peuvent se révéler nocives pour leurs prédateurs mammifères, sans compter les conséquences inconnues qu'elles peuvent avoir pour ces oiseaux.

12. L'UV-328 n'est pas une substance naturelle mais on en a détecté dans divers compartiments environnementaux, dans le biote et chez la population humaine partout dans le monde. Compte tenu des preuves de sa persistance, de sa bioaccumulabilité et de sa toxicité pour les mammifères, ainsi que de sa propagation jusqu'à des endroits reculés, loin de ses sites de production ou d'utilisation, il est conclu qu'il est susceptible, du fait de sa propagation à longue distance dans l'environnement, d'avoir des effets nocifs importants sur la santé humaine et/ou l'environnement justifiant l'adoption de mesures au niveau mondial.

1. Introduction

13. En mai 2020, la Suisse a soumis une proposition tendant à inscrire l'UV-328 à l'Annexe A de la Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants. La proposition a été soumise conformément à l'article 8 de la Convention et examinée par le Comité d'étude des polluants organiques persistants à sa seizième réunion, qui s'est tenue en janvier 2021.

1.1 Identité chimique

14. L'UV-328 est un benzotriazole phénolique dont le groupe fonctionnel phénolique comporte deux groupes *tert*-pentyl substitués en quatrième et sixième positions. Il absorbe le spectre intégral du rayonnement UV par un processus entièrement réversible et non destructeur (ECHA, 2014). Il est, de ce fait, utilisé comme absorbeur d'UV pour protéger diverses surfaces contre la décoloration et la dégradation sous l'effet des rayonnements UV et solaire. Le Tableau 1. Noms et numéros d'enregistrement de l'UV-328 présente ses différents identifiants chimiques et numéros d'enregistrement et le Tableau 2. Caractéristiques moléculaires de l'UV-328 ses caractéristiques moléculaires.

Tableau 1. Noms et numéros d'enregistrement de l'UV-328

Nom usuel	UV-328
Appellation UICPA	2-(2 <i>H</i> -Benzotriazol-2-yl)-4,6-bis(2-méthylbutan-2-yl)phénol
Nom CAS	Phénol, 2-(2 <i>H</i> -benzotriazol-2-yl)-4,6- <i>bis</i> (1,1-diméthylpropyl)-
Synonyme	2-(2 <i>H</i> -Benzotriazol-2-yl)-4,6-di- <i>tert</i> -pentylphénol (BDTP), 2-(2'-Hydroxy-3',5'-di- <i>t</i> -amylphényl) benzotriazole
Noms commerciaux	BLS 1328, Chiguard 328, Chisorb 328, Cyasorb UV 2337, Eversorb 74, GSTAB 328, Hostavin 3310 P, Kemisorb 74, Lowilite 28, Milestab 328, Seesorb 704, Songsorb 3280, Sumisorb 350, Thasorb UV328, Tin 328, Tinuvin 328, UV 2337, UV 74, Uvinul 3028, Viosorb 591
Numéro CAS	25973-55-1
Numéro CE	247-384-8

Tableau 2. Caractéristiques moléculaires de l'UV-328

Formule moléculaire	C ₂₂ H ₂₉ N ₃ O
Poids moléculaire	351,5 g/mol
Code SMILES (canonique)	CCC(C)(C)c1cc(c(c(c1)n2nc3ccccc3n2)O)C(C)(C)CC
Groupe chimique	Organique
Sous-groupe chimique	Benzotriazole, phénol
Type de substance	Mono-constituant
Degré de pureté	≥ 80–100 % (p/p)

15. L'UV-328 existe sous deux formes : ouverte et fermée (figure 1). Dans sa forme ouverte, il ne présente pas de liaison hydrogène *intramoléculaire* et est donc capable de former des liaisons hydrogène *intermoléculaires*, par exemple avec des molécules d'eau. Dans sa forme fermée, il présente une liaison hydrogène *intramoléculaire* entre un atome d'azote du groupe fonctionnel benzotriazole et le groupe hydroxy (OH) du groupe fonctionnel phénolique. Ces groupes fonctionnels sont donc incapables de former des liaisons hydrogène *intermoléculaires*.

C'est pourquoi la solubilité dans l'eau de l'UV-328 dans sa forme fermée est trois à quatre fois inférieure à celle de sa forme ouverte.

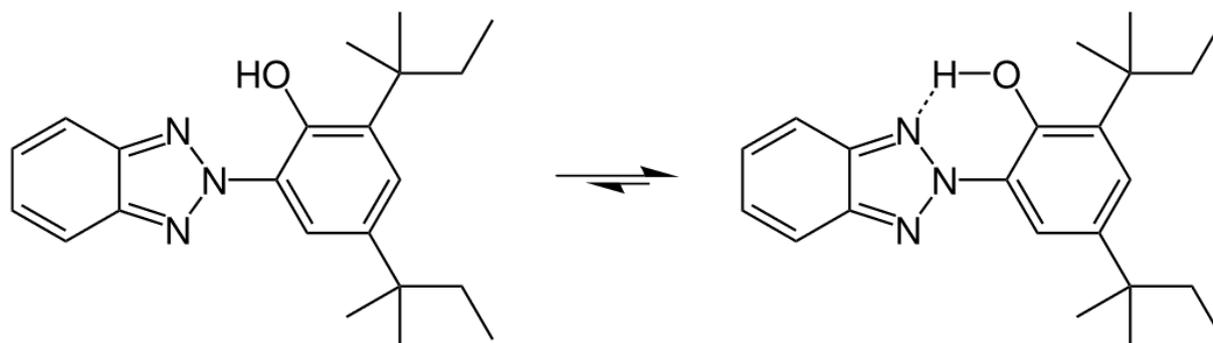


Figure 1. Structure chimique de l'UV-328 dans sa forme ouverte (gauche) et sa forme fermée (droite). La forme ouverte de l'UV-328 ne présente pas de liaison hydrogène intramoléculaire, contrairement à sa forme fermée.

16. Plusieurs études ont établi que les stabilisateurs UV de la classe des 2-(hydroxyphényl)benzotriazoles, y compris l'UV-328, présentent des liaisons hydrogène *intramoléculaires* protégées contre une ouverture par des solvants polaires en raison des substituants en quatrième et sixième positions du groupe fonctionnel phénolique (note : les études citées mentionnaient des substituants en troisième et cinquième positions, la différence dans la numérotation des positions résultant de l'utilisation de nomenclatures chimiques différentes pour la même substance) (Chang *et al.*, 2013 ; Fluegge *et al.*, 2007 ; Rieker *et al.*, 1992).

17. COSMOtherm prédit également que l'UV-328 n'existe que dans sa forme fermée, ce qui signifie qu'il présente une liaison hydrogène *intramoléculaire* (COSMOtherm, 2020). Cependant, le logiciel EPI Suite ne prédit que la forme ouverte de l'UV-328 (à partir du code SMILES donné dans le tableau 2) et ne calcule donc que les propriétés physico-chimiques de cette forme de la substance. Par conséquent, le présent document s'appuiera sur les propriétés physico-chimiques calculées par COSMOtherm, là où elles sont disponibles, celles-ci étant plus cohérentes et plus précises par rapport aux valeurs du logiciel EPI Suite, en particulier s'agissant de l'UV-328 et de sa forme fermée. Les propriétés physico-chimiques de l'UV-328 sont présentées dans le Tableau 3. Propriétés physico-chimiques de l'UV-328. Il convient de noter que l'évaluation de celles se rapportant à son devenir environnemental (voir la section 2.2) s'appuie principalement sur des résultats expérimentaux, lesquels ont dû tenir compte de sa forme correcte dans l'environnement. Par conséquent, le fait qu'il puisse se présenter sous différentes formes ne devrait pas influencer de manière significative sur les conclusions relatives à son devenir dans l'environnement.

Tableau 3. Propriétés physico-chimiques de l'UV-328

Propriété	Valeur	Référence(s)
État physique	Poudre jaune (20 °C, 101 kPa)	ECHA (2020a)
Point de fusion	81,2 °C	Analyse thermique, ECHA (2020a)
	80–88 °C	Bolgar <i>et al.</i> (2016)
Point d'ébullition	Décomposition	Données expérimentales, analyse calorimétrique différentielle (ACD, 2013) ;
	> 180 °C, avant ébullition	ECHA (2020a)
	> 230 °C	Valeur estimative, analyse thermogravimétrique (2012), ECHA (2020a) 461 °C
	461 °C	COSMOtherm
Pression de vapeur	5,0 .10 ⁻⁶ Pa (20 °C), 0,1 Pa (100 °C)	Données expérimentales, ACD (1976),
	6,5 .10 ⁻⁶ Pa (20 °C)	ECHA (2020a)
	1,4 .10 ⁻⁵ Pa (25 °C)	COSMOtherm COSMOtherm
Constante de Henry	4,2 Pa m ³ /mol	COSMOtherm
pK _a	8,9 ± 0,5 (acide), 0,7 ± 0,3 (base)	ACD/Labs, Rapport module classique
	10,3 ± 0,8 (acide), -1,0 ± 1,5 (base)	ACD/Labs, Rapport module GALAS

Propriété	Valeur	Référence(s)
Solubilité dans l'eau	< 0,001 mg/L (20 °C, pH 6,3–6,4)	Données expérimentales, Méthode A.6 de l'UE, Chromatographie sur colonnes d'élution (2001), ECHA (2020a)
	0,02 mg/L	Données expérimentales, Chromatographie sur colonne dynamique couplée (Lopez-Avila & Hites, 1980)
	2,7 .10-4 mg/L (25 °C)	COSMOtherm
	1,7 ± 0,7.10-4 mg/L (25 °C)	Ngoc Do et al. (2021)
Masse volumique	1,2 g/cm ³ (20 °C)	Valeur expérimentale, IA 79/1 (Pycnomètre de comparaison à air, 1976), ECHA (2020a)
log K _{ae}	-2,8	COSMOtherm
log K _{oc}	> 6,5 (23 °C, pH 6,4)	Expérimental, Ligne directrice 117 de l'OCDE, ECHA (2020a)
	8,5 (octanol saturé d'eau)	COSMOtherm
	8,8 (octanol pur)	COSMOtherm
log K _{oa}	11,5	COSMOtherm
log K _{oc}	5,43	COSMOtherm

1.2 Conclusion du Comité d'étude des polluants organiques persistants concernant les informations demandées à l'Annexe D

18. À sa seizième réunion, le Comité d'étude des polluants organiques persistants a évalué la proposition de la Suisse visant à inscrire l'UV-328 à l'Annexe A de la Convention. Il a décidé que, conformément à l'alinéa a) du paragraphe 4 de l'article 8 de la Convention, il est satisfait que l'UV-328 remplit les critères de sélection énoncés à l'Annexe D de la Convention (décision POPRC-16/3).

1.3 Sources des données

19. Le projet de descriptif des risques concernant l'UV-328 s'appuie sur les sources de données suivantes :
- Proposition de la Suisse visant à inscrire l'UV-328 à l'Annexe A de la Convention ;
 - Informations communiquées en application de l'Annexe E de la Convention par les Parties et observateurs suivants : Australie, Canada, Colombie, Costa Rica, Égypte, Fédération de Russie, Hongrie, Monaco, Norvège, Pérou, République de Corée, Suède, Alaska Community Action on Toxics (ACAT) et International Pollutants Elimination Network (IPEN), et Conseil européen de l'industrie chimique (CEFIC) ;
 - Document d'appui visant à répertorier l'UV-328 en tant que substance extrêmement préoccupante au sein de l'Union européenne (UE) ;
 - Évaluation de l'UV-328 par Environnement et Changement climatique Canada et Santé Canada, ainsi que d'autres évaluations nationales de l'UV-328 ;
 - Publications scientifiques faisant l'objet d'une évaluation par les pairs et documentation grise ;
 - Dossier d'enregistrement soumis en vue de l'autorisation de l'UV-328 dans le cadre du règlement de l'UE concernant l'enregistrement, l'évaluation et l'autorisation des substances chimiques, ainsi que les restrictions applicables à ces substances (REACH) ;
 - Informations présentées à la seizième réunion du Comité d'étude des polluants organiques persistants et à sa réunion préalable.

1.4 Statut de la substance chimique au regard des réglementations nationales et des forums internationaux

20. Dans l'UE, l'UV-328 a été répertorié comme substance extrêmement préoccupante en 2014 et classé comme persistant, bioaccumulable et toxique ainsi que comme très persistant et très bioaccumulable (ECHA, 2014). Depuis 2020, il est réglementé par l'Annexe XIV (Liste des substances soumises à autorisation) du règlement REACH de l'UE (ECHA, 2020b). En Norvège, il a été ajouté à la liste nationale des substances prioritaires en 2017 (Annex E, 2021). L'UV-328 est soumis à des restrictions dans le cadre de la législation du Royaume de Bahreïn (Bahreïn, 2021).

21. D'après l'évaluation nationale effectuée par l'Australie, l'UV-328 est persistant et bioaccumulable et présente une toxicité incertaine (National Industrial Chemicals Notification and Assessment Scheme (NICNAS), 2017). Au Canada, la conclusion de son évaluation a été qu'il ne répond pas aux critères de l'article 64 de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement (LCPE, 1999), car il ne pénètre pas dans l'environnement canadien dans des quantités ou concentrations ayant un effet nocif sur l'environnement ou constituant un danger pour la vie ou la santé humaine (Environnement et Changement climatique Canada et Santé Canada, 2016).

22. Dans le cadre de la Convention pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est (Convention OSPAR), l'UV-328 a été répertorié comme substance potentiellement préoccupante en 2006 (comme cité par l'Allemagne, 2014).

2. Résumé des informations pertinentes pour le descriptif des risques

2.1 Sources

2.1.1 Production et commerce

23. La première production connue d'UV-328 a débuté en 1970 (Lopez-Avila & Hites, 1980). Aucune donnée n'est publiquement disponible concernant la tendance temporelle de la production mondiale de cette substance depuis qu'elle a commencé. D'après la base de données des produits chimiques existants de l'OCDE, l'UV-328 est inscrit sur la Liste des substances chimiques produites en grandes quantités, avec une production supérieure à 1 000 tonnes par an (t/an) (OCDE, consulté en 2021). Dans l'UE, il est enregistré dans la gamme de tonnage 100–1 000 t/an (ECHA, 2020a). Les pays nordiques (Danemark, Finlande, Norvège et Suède) en ont utilisé moins de 10 t en 2018, d'après la base de données Substances in Preparations in Nordic Countries (SPIN) (SPIN, 2021). La Norvège ne produit pas d'UV-328 et sa consommation de cette substance, qui était de 1,9 t en 2009, a chuté à 0,17 t en 2019 (Annexe E, 2021). En Suède, l'utilisation d'UV-328 est passée de 9 t en 2005 à 0,7 t en 2019, à l'exception d'une forte augmentation à 244 t en 2015, suivie d'une baisse à 1 t en 2016 (SPIN, 2021). Ce pays en a importé 1,3 t/an entre 2016 et 2019 (Annexe E, 2021). Le Danemark et la Finlande en ont respectivement consommé 0,1 t et 4,5 t en 2019 (SPIN, 2021). En Hongrie, 21 entreprises produisent de l'UV-328 en quantités inférieures à 1 t/an/entreprise (Annexe E, 2021). La Russie importe de l'UV-328 depuis la République populaire de Chine ; cependant, aucune information sur le tonnage ou les entreprises concernées n'a été communiquée (Annexe E, 2021).

24. Au Canada, entre 100 et 1 000 t d'UV-328 ont été importées en 2 000 et entre 10 et 100 t en 2010 et 2013 (Environnement et Changement climatique Canada et Santé Canada, 2016). Le Canada ne produit pas d'UV-328. Aux États-Unis d'Amérique, le volume déclaré de production nationale était d'environ 1 000 t en 2011 et se situait entre 450 et 4 500 t/an de 2012 à 2015 (US EPA, 2021). Au Mexique, les importations totales d'UV-328 en 2015 et 2017 étaient de 90 et 51 t, tandis que les exportations totales étaient de 2 et 0,9 t, respectivement (Annex E, 2021).

25. Au Japon, entre 1 et 1 000 t/an d'UV-328 ont été produites ou utilisées de 2012 à 2014, entre 1 000 et 2 000 t en 2015 et entre 1 et 1 000 t de 2016 à 2018 (National Institute of Technology and Evaluation (NITE), 2018). En République de Corée, 0,25 t a été produite, 58 t ont été importées et 113 t ont été utilisées en 2018 (Annexe E, 2021).

26. Entre 2016 et 2019, le Sultanat d'Oman a importé de nombreux produits chimiques dont l'UV-328 était l'un des composants mais pas la matière première. Depuis 2020, Oman n'a pas importé d'UV-328 (Oman, 2021).

27. Le Costa Rica et Monaco ne produisent pas d'UV-328 et aucune production d'UV-328 n'a été signalée par l'Australie, la Colombie, l'Égypte et le Pérou (Annexe E, 2021). Le Royaume de Bahreïn n'importe ni n'utilise d'UV-328 (Bahreïn, 2021).

28. À l'occasion d'un exposé présenté à la seizième réunion du Comité d'étude des polluants organiques persistants, un grand producteur d'UV-328 a déclaré qu'il avait intentionnellement entamé une élimination progressive de sa production de la substance.

2.1.2 Utilisations

29. L'UV-328 absorbe le spectre intégral du rayonnement UV par un processus entièrement réversible et non destructeur (ECHA, 2014). On s'en sert, de ce fait, pour protéger les surfaces contre la décoloration et la dégradation sous l'effet des rayonnements UV et solaire. Il s'utilise principalement dans des revêtements de surface et des peintures (couches de finition transparentes des automobiles, etc.), ainsi que comme additif dans des plastiques (plastiques transparents, emballages alimentaires, etc.). Il se rencontre également dans des encres d'imprimerie et des adhésifs appliqués sur des matériaux pouvant entrer en contact avec les aliments (European Printing Ink Association (EuPIA), 2013).
30. Plus précisément, l'UV-328 est employé comme stabilisateur UV dans des films rétractables en plastique, meubles d'extérieur, couches de finition transparentes de voitures, revêtements, résines acrylonitrile butadiène styrène (ABS), les résines époxy, résines de matériaux composites à renfort en fibres, polypropylènes (PP), polychlorures de vinyle (PVC) et polystyrènes (PS) rigides et souples (Bolgar et al., 2016 ; ECHA, 2020b). Il est également efficace comme stabilisateur contre le rayonnement solaire dans les polyesters insaturés, les polyacrylates et les polycarbonates (PC) (ECHA, 2020b). En outre, il est utilisé dans des matériaux de construction, enduits, produits de traitement de surface, adhésifs, peintures, laques et vernis, diluants, décapants pour peintures, encres d'imprimerie, parfums, tissus, textiles et cuirs, et pesticides inertes (Danish EPA, 2015 ; ECHA, 2020b). Il est recommandé comme absorbeur d'UV pour les polyoléfines, polyuréthanes, PVC, polyacrylates, résines époxy et élastomères (ECHA, 2020b). On en a trouvé dans des jouets et des accessoires de coiffure (Karlsson et al., 2022).
31. En Australie, l'UV-328 est utilisé dans des produits d'étanchéité industriels du marché après-vente automobile (NICNAS, 2017). Au Canada, 63 % de l'UV-328 consommé en 1986 l'a été par le secteur des plastiques et 37 % par celui des peintures et revêtements ; actuellement, cette substance est employée dans des peintures et revêtements automobiles et, dans une moindre mesure, comme matériau d'étanchéité dans la fabrication d'automobiles, ainsi que comme additif dans des emballages alimentaires en plastique pour la couche n'entrant pas en contact avec les aliments (Environnement et Changement climatique Canada et Santé Canada, 2016). En Norvège, elle apparaît principalement dans les peintures et les vernis, mais également dans le caoutchouc et les plastiques transparents (Annexe E, 2021). En Suède, on s'en sert principalement comme additif dans les plastiques, les peintures et les matériaux d'étanchéité (Annexe E, 2021). En Russie, l'UV-328 s'utilise principalement comme inhibiteur de corrosion (agent anticorrosion) dans les produits de polissage pour les surfaces métalliques, ainsi que pour la détermination gravimétrique de métaux tels que le cuivre, l'argent et le zinc (Annexe E, 2021).
32. Dans diverses juridictions, l'UV-328 est utilisé comme additif dans la couche non destinée au contact alimentaire des articles entrant en contact avec des aliments. Selon l'outil FACET du Centre commun de recherche (CCR) de la Commission européenne, il est utilisé dans des matériaux en contact avec des aliments (CCR, 2017). L'EuPIA l'inclut également dans son inventaire de 2013 des additifs présents dans les encres d'imprimerie utilisées sur la surface non destinée au contact alimentaire d'articles entrant en contact avec des aliments (EuPIA, 2013). En Suisse, il figure sur la Liste des substances admises pour la fabrication des encres d'emballage et exigences y relatives de l'ordonnance sur les matériaux et objets destinés à entrer en contact avec les denrées alimentaires (Département fédéral de l'intérieur suisse, 2020). Aux États-Unis, il est répertorié dans l'inventaire de la Food and Drug Administration (FDA) concernant les additifs indirects utilisés dans les substances en contact avec les aliments (US FDA, 2021). Au Japon, il figure sur la liste de 2020 des additifs autorisés pour les plastiques en contact avec les aliments (Ministère japonais de la santé, du travail et des affaires sociales (MHLW), 2020). En Chine, il est inscrit sur la liste des additifs pour les matériaux plastiques entrant en contact avec des aliments (Commission nationale chinoise de la santé et de la planification familiale (NHFPC), 2016).
33. Trois grandes utilisations de l'UV-328 ont été recensées dans le secteur automobile : 1) dans la plaque de polarisation optique et le film polarisant des écrans d'affichage (du type à matrice passive) et compteurs à cristaux liquides installés dans les véhicules ; 2) dans la peinture ; 3) dans des pièces en résine pour l'habitacle et l'extérieur (poignées de porte, leviers, etc.) (Japan Auto Parts Industry Association (JAPIA), 2021).
34. Dans les revêtements, le taux d'UV-328 généralement recommandé est de 1 à 3 % (en poids, par rapport aux solides) (Hangzhou Sunny Chemical Corp Ltd., 2003). S'agissant de l'utilisation par les consommateurs dans les couches de finition transparente des automobiles et les couches de finition des bateaux, les fiches de données de sécurité américaines font état de concentrations allant jusqu'à 10 % (comme indiqué dans Environnement et Changement climatique Canada et Santé Canada, 2016).
35. Dans les plastiques, la charge d'UV-328 recommandée pour l'utilisation comme additif pendant la fabrication se situe généralement entre 0,1 et 1 % de la masse (Hunan Chemical BV, 2016). Plus spécifiquement, les valeurs recommandées sont de 0,15 à 0,3 % pour le PC, de 0,2 à 0,4 % pour le polyéthylène (PE), de 0,2 à 0,5 % pour le PS et le PVC et de 0,3 à 0,5 % pour les polyesters (Disheng Technology, 2017). Toutefois, des études récentes en ont trouvé des pourcentages plus faibles dans les plastiques et les matériaux d'emballage récemment produits (Chang *et al.*, 2013 ; Rani *et al.*, 2017 ; Zhang *et al.*, 2016). Zhang *et al.* (2016) ont mis en évidence des taux d'UV-328 se situant entre 25 et 76 µg/g (entre 0,0025 et 0,0076 % de la masse) dans les emballages de lait et d'en-cas, aux côtés d'autres absorbeurs d'UV. Chang *et al.* (2013) en ont relevé des concentrations s'élevant

à 2,01 µg/g dans des emballages commerciaux de boissons en téréphtalate de polyéthylène (PET) et à 13,88 µg/g dans des emballages en polyéthylène basse densité (PEBD). Rani *et al.* (2017) ont signalé des chiffres encore plus faibles, de l'ordre de 0,0027 à 0,4 µg/g, dans des plastiques nouvellement produits. En outre, de l'UV-328 a été détecté dans du PET recyclé destiné à la production ultérieure de matériaux en contact avec les aliments, mais sa concentration n'était pas indiquée (Dutra *et al.*, 2014).

36. Les concentrations typiques utilisées dans les textiles ne sont pas connues. Avagyan *et al.* (2015) ont mesuré les quantités d'UV-328 présentes dans divers articles vestimentaires. Ils en ont trouvé des concentrations de 8,05 et 108 ng/g dans deux échantillons, composés principalement de coton, sur les 26 provenant d'articles vestimentaires faits de différents tissus qui avaient été analysés.

2.1.3 Rejets dans l'environnement

37. Il est possible que des rejets d'UV-328 dans l'environnement se produisent pendant la production et l'utilisation industrielles de cette substance, ainsi qu'au cours de l'utilisation des produits qui en contiennent, et lors de l'élimination et du traitement en fin de vie de ces produits. Il n'existe pas de données empiriques permettant de quantifier les rejets provenant de différentes sources. Cependant, l'évaluation canadienne de l'UV-328 fournit des estimations des rejets de cette substance dans les eaux de surface résultant de ses utilisations industrielles dans les installations de fabrication des plastiques et le secteur des peintures et des revêtements au Canada, ainsi que des prévisions sur les concentrations dans les eaux de surface, les sédiments, les biosolides et le sol pour différents scénarios de rejet, qui sont résumés dans les tableaux 4 et 5. Des informations supplémentaires sur la façon dont les prévisions concernant les concentrations dans l'environnement ont été calculées dans le cadre de cette évaluation figurent dans le document UNEP/POPS/POPRC.17/INF/17. Après avoir été rejeté dans les eaux de surface, il est probable que l'UV-328 se lie aux particules et à la matière organique, aboutissant ainsi dans les sédiments (Environnement et Changement climatique Canada et Santé Canada, 2016).

Tableau 4. Prévisions concernant les concentrations dans l'environnement résultant des rejets d'UV-328 par suite de ses utilisations industrielles dans le secteur des plastiques. On suppose une utilisation de 25 tonnes par installation et par an. Source : Environnement et Changement climatique Canada et Santé Canada, 2016

	Pour chaque site	Générique
Eaux de surface à proximité du point de rejet (concentration à court terme) (mg/L)	$2,52 \cdot 10^{-4}$	$1,28 \cdot 10^{-4} - 8,81 \cdot 10^{-3}$
Eaux de surface dans les masses d'eau réceptrices (concentration à long terme) (mg/L)	$6,90 \cdot 10^{-6}$	$3,52 \cdot 10^{-6} - 2,41 \cdot 10^{-4}$
Sédiments (mg/kg ps)	0,19	6,80
Biosolides (mg/kg ps)	18,62	2 446,23
Sol (mg/kg ps)	0,64	84,60

Tableau 5. Prévisions concernant les concentrations dans l'environnement résultant des rejets d'UV-328 par suite de ses utilisations industrielles dans le secteur des peintures et des revêtements. On suppose une utilisation de 12 tonnes par installation et par an. Source : Environnement et Changement climatique Canada et Santé Canada, 2016

	Pour chaque site	Générique (revêtement à base de solvant)	Générique (revêtement à base aqueuse)
Eaux de surface à proximité du point de rejet (concentration à court terme) (mg/L)	$4,92 \cdot 10^{-5}$	$2,67 \cdot 10^{-6} - 7,78 \cdot 10^{-4}$	
Eaux de surface dans les masses d'eau réceptrices (concentration à long terme) (mg/L)	$1,35 \cdot 10^{-6}$	$7,31 \cdot 10^{-8} - 2,13 \cdot 10^{-5}$	
Sédiments (mg/kg ps)	0,038	0,14	0,60
Biosolides (mg/kg ps)	92,42	1 016,62	84,72
Sol (mg/kg ps)	3,20	35,16	2,93

38. Les résultats d'études de surveillance menées dans la baie de Narragansett, dans le Rhode Island (États-Unis), mettent également la présence d'UV-328 dans l'environnement sur le compte des rejets industriels, des taux élevés de cette substance ayant été mesurés dans des couches de carottes sédimentaires correspondant aux années 1970 à 1985, période au cours de laquelle de l'UV-328 était fabriqué dans une installation de production voisine (Cantwell *et al.*, 2015 ; Hartmann *et al.*, 2005 ; Jungclaus *et al.*, 1978 ; Lopez-Avila & Hites, 1980).

39. Le rejet de produits contenant de l'UV-328 dans les flux de déchets influe sur la détection de celui-ci dans différents compartiments environnementaux, tels que les océans, les cours d'eau, les plages, les sédiments et les sols. En effet, l'UV-328 ne se lie pas chimiquement aux matériaux, ce qui signifie que des processus tels que l'abrasion, la lixiviation et la volatilisation peuvent en libérer à partir de ces produits. Ainsi, les stations d'épuration des eaux usées, les décharges et les eaux pluviales sont considérées comme des sources de rejets d'UV-328 dans l'environnement (Brorström-Lundén *et al.*, 2011 ; Montesdeoca-Esponda *et al.*, 2021).
40. Selon la Norvège, l'émission d'UV-328 dans des environnements tant intérieurs qu'extérieurs a été observée. De l'UV-328 a été détecté dans l'air et la poussière intérieurs, les eaux usées, les boues d'épuration, l'eau des cours d'eau, le biote des régions sources et le biote de régions reculées (Annexe E, 2021).
41. On pense que l'UV-328 pénètre dans le sol à la suite de l'application de biosolides d'eaux usées (Lai *et al.*, 2014b) et de la dégradation de produits contenant de l'UV-328 jetés en surface.
42. L'UV-328 est souvent utilisé comme additif dans des plastiques. Aucune donnée quantitative sur les rejets de cette substance dans l'environnement causés par les produits de consommation en plastique n'est disponible actuellement. On sait que des quantités importantes de plastique (18,6-26,1 Mt) provenant de sources aussi bien terrestres que maritimes aboutissent chaque année dans les océans (Borrelle *et al.*, 2020 ; Ryan *et al.*, 2009). Une fois en pleine mer, ces plastiques sont emportés vers les gyres océaniques où une accumulation importante se produit (Eriksen *et al.*, 2014). Les débris plastiques contenant de l'UV-328 qui se trouvent dans les zones d'accumulation des gyres peuvent donc conduire à des libérations de ce dernier dans les environnements récepteurs. De l'UV-328 a par exemple été détecté dans différents déchets plastiques marins, à des concentrations maximales allant de 0,2 à 1,6 µg/g (Rani *et al.*, 2015, 2017 ; Tanaka *et al.*, 2020a), notamment dans une partie de ceux avalés par les oiseaux marins tels que le fulmar boréal et l'albatros à pieds noirs (Tanaka *et al.*, 2019a) et d'autres oiseaux qui se nourrissent en haute mer et dont on sait qu'ils ingèrent souvent des fragments de tels déchets (Tanaka *et al.*, 2019b ; Yamashita *et al.*, 2021). Les granulés de plastique à usage industriel qui jonchent les plages du monde entier en comportent également, mais il est impossible de distinguer s'il est adsorbé sur leur surface ou inclus dans leur matrice (Karlsson *et al.*, 2021) (voir par. 82). Selon des données en provenance du Canada, les espèces d'oiseaux marins de l'Arctique qui avalent fréquemment des plastiques pourraient être plus exposées à l'UV-328 que celles chez lesquelles le nombre de cas d'ingestion de plastiques est très faible ou négligeable. Les déchets plastiques peuvent donc être une importante voie de pénétration de l'UV-328 dans l'environnement marin et d'exposition des organismes vivants qui les ingèrent (Yamashita *et al.*, 2021 ; Provencher *et al.*, soumis pour publication, 2022).
43. L'utilisation d'UV-328 dans les textiles peut également être une source de rejet de cette substance dans l'environnement et dans les stations d'épuration des eaux usées lorsque les textiles sont lavés. Il a été démontré qu'après 10 cycles de lavage, jusqu'à 80 % de l'UV-328 était éliminé des textiles fabriqués à partir de polyesters (Luongo *et al.*, 2016).

2.2 Devenir dans l'environnement

2.2.1 Persistance

44. L'UV-328 présente un très faible potentiel de dégradation et des temps de dissipation à 50 % (TD₅₀) de grande longueur dans le sol et les sédiments, ce que les données expérimentales et les données de surveillance ont confirmé. C'est pourquoi, en suivant une approche fondée sur la valeur probante des données, l'UE l'a classé comme persistant ainsi que très persistant (Brandt *et al.*, 2016 ; ECHA, 2014).
45. Comme sa structure chimique est dépourvue de groupes fonctionnels hydrolysables et qu'il possède des caractéristiques intrinsèques d'absorbant d'UV, l'UV-328 ne devrait pas subir de dégradation importante par hydrolyse, oxydation ou phototransformation directe (ECHA, 2014).
46. Par ailleurs, l'UV-328 n'est pas facilement biodégradable. Dans un test de biodégradabilité facile réalisé selon la Ligne directrice 301 B de l'OCDE, son taux de dégradation n'a été que de 2 à 8 % après 28 jours dans des boues activées (Ciba-Geigy, 1988).
47. Une étude a suivi la dissipation de l'UV-328 dans des sols agricoles amendés par des boues (Lai *et al.*, 2014a). En vue de réaliser ces essais sur le terrain, des boues déshydratées ont été collectées dans une station d'épuration des eaux usées à Beijing en mai 2006 puis appliquées sur des sols d'essai fluvio-aquiques à Shandong (Chine). Deux types de traitements ont été appliqués. Le premier a consisté en une application unique de boues en mai 2007, tandis que, dans le second traitement, les boues ont été appliquées le 5 octobre de chaque année de 2007 à 2010. Les boues appliquées aux sols d'essai contenaient de l'UV-328 à une concentration initiale de 108 ± 2,6 ng/g. Aucune trace d'UV-328 n'a été détectée dans les sols témoins (non soumis à l'application de boues). D'octobre 2010 à octobre 2011, des échantillons de sol ont été prélevés chaque mois puis analysés. Les données de janvier et février 2011 ont été exclues de l'analyse en raison de difficultés d'échantillonnage durant la période de gel à Shandong. Par conséquent, les auteurs ont réalisé un ajustement dynamique de la courbe des données de mars à octobre 2011 uniquement. À partir de ces données, il a été calculé que le TD₅₀ de l'UV-328 dans le sol se situait

entre 179 et 218 jours pour les deux traitements. Une étude similaire a été menée à Shandong avec le même type de sol d'essai, les essais sur le terrain s'étant déroulés d'octobre 2006 à 2011 (Lai *et al.*, 2014b). Elle a donné un TD₅₀ de 99 à 223 jours. Ces valeurs indiquent que l'UV-328 est persistant dans le sol. Les valeurs réelles de la demi-vie de dégradation dans le sol devraient être encore plus longues, car le TD₅₀ inclut les pertes dues à d'autres processus, tels que la volatilisation, la lixiviation vers des couches plus profondes du sol, le ruissellement en surface, etc.

48. Comme l'UV-328 n'a fait l'objet d'aucun essai de simulation en milieu aquatique ou dans des sédiments, une lecture croisée avec une substance de structure analogue, le M1 (n° CAS 84268-36-0), a été effectuée pour estimer ses TD₅₀ dans les sédiments (ECHA, 2014). La justification sur laquelle se fonde la réalisation d'une lecture croisée dans cette étude est conforme au cadre d'évaluation des références croisées de l'Agence européenne des produits chimiques, qui prévoit que les substances de structure analogue (par exemple, en raison de groupes fonctionnels communs) peuvent être considérées comme appartenant à la même catégorie et qu'une lecture croisée peut être effectuée sur une substance de référence (par exemple, le M1), afin d'interpoler des informations concernant une substance cible (par exemple, l'UV-328) de ladite catégorie (ECHA, 2017). Le M1, également un benzotriazole phénolique, ne diffère de l'UV-328 qu'en ce qu'il contient un groupe acide *n*-propanoïque et un groupe *tert*-butyl, tandis que l'UV-328 contient deux groupes *tert*-pentyl en quatrième et sixième positions du groupe fonctionnel phénolique. Comme les groupes d'acide propanoïque se dégradent plus rapidement que les groupes *tert*-pentyl, on s'attend à ce que le TD₅₀ du M1 soit plus court que celui de l'UV-328 (Brandt *et al.*, 2016). L'essai de simulation sur le M1 a produit un TD₅₀ de 238 et 248 jours dans la phase sédimentaire d'un système de bassins de lagunage anaérobie et aérobie, respectivement (ECHA, 2014). Ces données semblent indiquer que le TD₅₀ de l'UV-328 dans les sédiments serait d'au moins 238 jours.

49. Des données de surveillance de carottes sédimentaires confirment la persistance de l'UV-328. Plusieurs études de surveillance ont été menées dans la baie de Narragansett, dans le Rhode Island (États-Unis), où de l'UV-328 était fabriqué dans une installation de production voisine entre 1970 et 1985 (Cantwell *et al.*, 2015 ; Hartmann *et al.*, 2005 ; Jungclaus *et al.*, 1978 ; Lopez-Avila et Hites, 1980). Cantwell *et al.* (2015) ont constaté que les couches de sédiments présentant la plus forte concentration d'UV-328, qui était de 74 µg/g ps, correspondaient à l'année 1976, au cours de laquelle de l'UV-328 était encore produit dans l'installation voisine. Les concentrations relevées près de la surface, qui correspondent à des années plus récentes postérieures à l'arrêt de la production, se situaient entre 3 et 6 µg/g ps. Des concentrations suivant des tendances similaires ont été signalées par Hartmann *et al.* (2005). Ces données confirment la persistance environnementale de l'UV-328 dans les sédiments.

50. Selon l'outil d'évaluation de la persistance (module BIOWIN v4.10 du logiciel EPI Suite), l'UV-328 a une note de 2,054 dans BIOWIN3, un sous-modèle permettant d'estimer la biodégradation totale des substances dans des environnements aérobies (calcul effectué pour la forme ouverte). Ces données se traduisent par une demi-vie de 74 jours dans l'eau et de 136 jours dans le sol, d'après les équations ci-dessous décrites dans Scheringer *et al.* (2012), Rorije *et al.* (2011) et Boethling *et al.* (1995) :

$$\log t_{1/2 \text{ water}} = -0.80 \cdot \text{score}_{\text{Biowin3}} + 3.51 \text{ (avec } t_{1/2 \text{ water}} \text{ exprimé en jours)}$$

$$t_{1/2 \text{ soil}} = 1.85 \cdot t_{1/2 \text{ water}}$$

où $t_{1/2 \text{ water}}$ et $t_{1/2 \text{ soil}}$ sont les demi-vies dans l'eau et le sol, respectivement.

La première équation s'appuie sur les valeurs des demi-vies et les notes fournies dans le guide d'utilisation du logiciel EPI Suite (Scheringer *et al.*, 2012). La deuxième a été déduite des données de biodégradation provenant d'études d'échantillons prélevés au hasard axées sur les taux relatifs de biodégradation aérobie dans l'eau douce et le sol de surface (Boethling *et al.*, 1995). La demi-vie estimée de 74 jours dans l'eau dépasse le seuil de deux mois énoncé dans l'Annexe D pour la persistance dans l'eau.

51. D'après les preuves démontrant que l'UV-328 possède une demi-vie de dégradation supérieure aux seuils de six mois dans le sol, six mois dans les sédiments et deux mois dans l'eau énoncés dans l'Annexe D, la substance remplit les critères concernant la persistance.

2.2.2 Bioaccumulation

52. L'UV-328 présente un log K_{oc} supérieur à 5, ce qui indique un potentiel de bioaccumulation. Les facteurs de bioconcentration (FBC) mesurés et les facteurs de bioaccumulation (FBA) modélisés sont supérieurs au seuil de 5 000 défini dans l'Annexe D et les vitesses de transformation métabolique sont faibles, ce qui confirme que l'UV-328 est bioaccumulable. Dans le cadre du règlement REACH de l'UE, l'UV-328 a été classé comme substance bioaccumulable, ainsi que très bioaccumulable (ECHA, 2014).

53. La bioaccumulation de l'UV-328 résulte principalement de son absorption par les organismes via leur alimentation et des preuves de sa bioaccumulation dans les écosystèmes aquatiques existent.

54. La bioaccumulation de l'UV-328 dans les organismes aquatiques a été testée dans le cadre de deux études (protocole d'essai de la Ligne directrice 305 C de l'OCDE, 2000, 2007) menées sur la carpe commune (*Cyprinus carpio*) (ECHA, 2014, 2020a). Dans l'étude de 2007, des carpes ont été exposées durant 60 jours à des concentrations aquatiques nominales d'UV-328 de 0,10 et 0,01 µg/l. Les concentrations moyennes mesurées étaient de 0,102 µg/L et 0,0095 µg/L, respectivement. Les FBC mesurés à 0,10 µg/L entre le 40^e et le 60^e jour variaient entre 820 et 1 000 L/kg pf. Avec une teneur en lipides normalisée à 5 %, les FBC allaient de 980 à 1 190 L/kg pf, respectivement. Les FBC mesurés à 0,01 µg/L entre le 40^e et le 60^e jour variaient entre 980 et 1 800 L/kg pf. La teneur moyenne en lipides des poissons était de 4,9 %, de sorte qu'une normalisation de la teneur en lipides à 5 % ne modifierait pas ces valeurs de manière significative. Les demi-vies de dépuración étaient de 33 jours à 0,10 µg/L et de 16 jours à 0,01 µg/L. Aucune information sur le poids des poissons ou les taux de croissance n'ayant été fournie, il n'est pas possible de rétrocalculer les FBC à partir du taux de dépuración au moyen de l'outil d'estimation des FBC (OCDE, 2020). Outre les concentrations dans le corps entier de la carpe, cette étude a mesuré les FBC dans différents tissus. Les FBC les plus élevés ont été observés, par ordre décroissant, dans les viscères, la tête, la peau et les parties comestibles.

55. Dans l'étude de 2000, des carpes ont été exposées durant 56 jours à des concentrations aquatiques (mesurées) d'UV-328 s'élevant à 0,78 et 0,07 µg/l. Toutefois, il convient de noter ici que l'UV-328 est une substance chimique hautement hydrophobe dont la solubilité dans l'eau a été mesurée à $0,17 \pm 0,07$ µg/L (Ngoc Do *et al.*, 2021). La concentration d'exposition la plus élevée, à savoir 0,78 µg/L, était supérieure à cette valeur. La concentration dans l'eau était donc surestimée dans ce cas, ce qui pouvait avoir conduit à une sous-estimation des valeurs des FBC. Par conséquent, ne sont rapportés ici que les FBC correspondant à la concentration d'exposition la plus faible. Les valeurs à l'état d'équilibre non normalisées par rapport aux lipides qui ont été relevées à la fin de la période d'exposition (semaines 6 à 8) pour la concentration d'exposition de 0,07 µg/L variaient entre 4 400 et 4 800 L/kg pf (ECHA, 2014). Avec une teneur en lipides normalisée à 5 % en utilisant la teneur en lipides au début de l'exposition (4,2 %, aucune teneur en lipides n'ayant été fournie pour la fin de la période d'exposition), on obtient des valeurs à l'état d'équilibre comprises entre 5 200 et 6 600 L/kg pf. Le FBC moyen à l'état d'équilibre, normalisé par rapport aux lipides, était de 5 500 L/kg pf. Au regard de la Ligne directrice 305 de l'OCDE, le système n'était pas à l'état d'équilibre (mais le calcul aurait quand même donné un FBC cinétique > 5000 L/kg). Les demi-vies de dépuración à 0,78 µg/L et 0,07 µg/L étaient de 26 jours et 24 jours, respectivement. Ces valeurs de FBC, qui diffèrent de moins d'un ordre de grandeur entre ces deux études sur la carpe commune, peuvent s'expliquer en partie par une variation intra-espèce relativement élevée, ainsi que par des considérations relatives aux difficultés posées par la réalisation d'essais sur des substances présentant une faible solubilité dans l'eau.

56. D'après la modélisation cinétique des données expérimentales relatives aux FBC, l'UV-328 a un faible taux de transformation métabolique, la constante du taux métabolique ayant été calculée à 0,01/j pour un poisson de 184 g (Environnement et Changement climatique Canada et Santé Canada, 2016).

57. Il importe de noter que les FBC ne tiennent compte que de l'exposition par voie respiratoire à une substance via l'eau et ne prennent pas en considération l'absorption de la substance par voie alimentaire. L'UV-328 possédant une faible solubilité dans l'eau et présentant une probabilité plus élevée d'être absorbé par un organisme par le biais de son alimentation que par le biais de l'eau, un paramètre pertinent pour évaluer son potentiel de bioaccumulation serait son FBA corrigé en fonction de la transformation métabolique.

58. D'après le modèle AQUAWEB (v1.3), le FBA de l'UV-328 chez les poissons de niveau trophique intermédiaire est estimé à 87 000 L/kg pf, ce qui indique un facteur de bioamplification important dans les organismes aquatiques, en tenant compte de l'absorption par voie alimentaire (Arnot & Gobas, 2004 ; Environnement et Changement climatique Canada et Santé Canada, 2016). Les estimations des FBC et des FBA par le logiciel EPI Suite prévoient également une bioaccumulation de l'UV-328 dans le réseau trophique marin (US EPA, 2012).

59. Les concentrations d'UV-328 chez les marsouins aptères (*Neophocaena phocaenoides*) de la mer d'Ariake (Japon) ont été mesurées de 1998 à 2009 (Nakata *et al.*, 2010). En moyenne, elles étaient de 29 ng/g pf dans les échantillons de graisse provenant de cinq individus. Compte tenu de leur taux pondéral de graisse (29 % en moyenne), la concentration dans le corps entier a été établie à 8,4 ng/g pf. Avec une teneur en lipides normalisée à 5 %, on obtient une valeur de 1,9 ng/g pf. Ces données permettent de comparer les valeurs mesurées chez les marsouins aptères et chez les poissons de petite taille également prélevés dans la mer d'Ariake en 2004 et 2007 (Nakata *et al.*, 2009). La valeur normalisée par rapport aux lipides relevée chez les marsouins aptères était 4 fois plus élevée que chez les poissons de petite taille prélevés dans la même région, tandis que la valeur non normalisée par rapport aux lipides était jusqu'à 30 fois plus élevée que chez ces derniers (Nakata *et al.*, 2009, 2010). Ces valeurs figurent dans le Tableau 6. Concentrations d'UV-328 mesurées chez les marsouins aptères et les poissons de petite taille prélevés dans la mer d'Ariake (Japon). Concentrations exprimées en ng/g pf

Tableau 6. Concentrations d'UV-328 mesurées chez les marsouins aptères et les poissons de petite taille prélevés dans la mer d'Ariake (Japon). Concentrations exprimées en ng/g pf

	Graisse (teneur moyenne en lipides : 80 %)	Corps entier	Valeur pour une teneur en lipides normalisée à 5 %	Référence(s)
Marsouins aptères	29 ± 19	8,4 ± 5,5	1,9 ± 1,3	Nakata <i>et al.</i> , 2010
Poissons de petite taille	–	0,25 ± 0,03	0,5 ± 0,2	Nakata <i>et al.</i> , 2009

60. Compte tenu de leur comportement alimentaire, une voie plausible de bioaccumulation de l'UV-328 chez les marsouins aptères est le transfert trophique par l'intermédiaire de leurs proies qui se nourrissent d'organismes benthiques ayant absorbé de l'UV-328 à partir des sédiments (ECHA, 2014). Les marsouins aptères de la mer d'Ariake sont connus pour se nourrir de petits poissons tels que le bar du Japon (*Lateolabrax japonicus*) et les perches de sable (*Parapercis sexfasciata*), ainsi que de céphalopodes (calamars, etc.) et de crustacés (crevettes, etc.) (Shirakihara *et al.*, 2008), chez lesquels une accumulation d'UV-328 a été observée dans la mer d'Ariake (Nakata *et al.*, 2009). Ces données de terrain indiquent que les concentrations d'UV-328 augmentent tout au long de la chaîne jusqu'aux prédateurs supérieurs (ECHA, 2014). Il convient de noter que la surveillance a été menée sur une longue période et une taille d'échantillon réduite et que les prélèvements d'échantillons sur les marsouins aptères et leurs proies se sont effectués à des moments différents. Cependant, il convient également de noter que les marsouins aptères peuvent vivre jusqu'à 30 ans et sont susceptibles d'accumuler des produits chimiques durant toute leur vie.

61. Dans le cadre d'une étude menée dans le delta de la rivière des Perles (Chine), des échantillons de neuf espèces de poissons sauvages d'eau douce ont été prélevés, ainsi que des échantillons d'eau de rivière, dans le but d'évaluer la bioaccumulation de l'UV-328 et d'autres filtres UV (Peng *et al.*, 2020). En raison du faible taux de détection d'UV-328, il n'a pas été possible d'établir un FBA pour cette substance. Cependant, l'étude a fait état d'un facteur d'accumulation biote-sédiment (FABS) mesuré de $1,36 \pm 1,96$ et d'un facteur d'amplification trophique (FAT) estimé de $1,2 \pm 0,1$. Le FABS supérieur à 1 et le FAT supérieur à 1 indiquent, respectivement, un potentiel de bioaccumulation et d'amplification trophique de l'UV-328 à la suite d'une exposition aux sédiments contaminés. Toutefois, étant donné le faible taux de détection de la substance, ces valeurs doivent être traitées avec prudence.

62. S'agissant de la biodisponibilité chez les mammifères, le modèle Percepta de la société Advanced Chemistry Development Inc. (ACD/Labs) indique que l'UV-328 ne devrait subir aucune ionisation dans l'intestin grêle et devrait, selon toute probabilité, être absorbé, dans une certaine mesure, dans le tractus gastro-intestinal, après administration par voie orale (Environnement et Changement climatique Canada et Santé Canada, 2016). L'UV-328 étant hydrophobe, il est prévu que le foie soit le principal site de métabolisation et que les métabolites soient principalement excrétés par les reins. Ces éléments sont corroborés par les observations tirées des études de toxicité de l'UV-328 à doses répétées visées dans la section 2.4.1.1, ainsi que des études toxicocinétiques menées chez l'être humain examinées ci-dessous. Selon le dossier d'enregistrement dans le cadre du règlement REACH, une absorption cutanée de l'UV-328 par les organismes est improbable (ECHA, 2020a).

63. Dans une étude récente sur le métabolisme et la cinétique de l'UV-328 chez l'être humain, l'UV-328 a été administré par voie orale, à une dose de 0,3 mg/kg pc, à trois volontaires humains adultes (Denghel *et al.*, 2021). Après 72 heures, seul environ 0,1 % de la dose administrée a été récupéré dans les urines sous forme d'UV-328 et de ses métabolites. Parmi les métabolites recensés, deux présentaient des substituants hydroxy, deux présentaient des substituants oxo et un présentait à la fois un substituant hydroxy et un substituant oxo (Denghel *et al.*, 2021). Les substitutions se situaient sur les groupes *tert*-pentyl du groupe fonctionnel phénolique, tandis que le groupe fonctionnel benzotriazole demeurait inchangé (Denghel *et al.*, 2021). La métabolisation lente observée dans cette étude indique la résorption de l'UV-328, qui peut être stocké dans les lipides, et la possibilité d'une accumulation de la substance et de certains de ses métabolites dans le cadre de scénarios d'exposition répétée, en raison de la faiblesse de l'élimination rénale et de la lenteur de la cinétique (Denghel *et al.*, 2021). Par ailleurs, une étude sur les relations structure-activité de divers filtres UV de type benzotriazole avec la sérumalbumine humaine, la protéine de transport la plus abondante dans le plasma humain, a révélé que l'UV-328 peut se lier à la sérumalbumine humaine et provoquer des changements conformationnels (Zhuang *et al.*, 2016). La capacité à se lier aux protéines du sang, la faible vitesse de transformation métabolique et la lenteur de l'excrétion dans les urines sont considérées comme de bons indicateurs du potentiel de bioaccumulation d'une substance chimique et de son étendue (Tonnelier *et al.*, 2012). Les résultats obtenus par Denghel *et al.* (2021) et Zhuang *et al.* (2016) peuvent donc également constituer une indication du potentiel de bioaccumulation de l'UV-328 chez l'être humain.

64. En conclusion, les valeurs de FBC supérieures à 5 000 obtenues par voie expérimentale chez la carpe et les valeurs estimées de FBA supérieures à 5 000 indiquent que l'UV-328 remplit les critères concernant la bioaccumulation. Cette conclusion est corroborée par les données de terrain relatives aux marsouins aptères et à leurs proies, qui semblent indiquer que les concentrations d'UV-328 augmentent tout au long de la chaîne trophique jusqu'aux prédateurs supérieurs, ainsi que par le FABS mesuré supérieur à 1 et le FAT estimé supérieur à 1.

2.2.3 Potentiel de propagation à longue distance dans l'environnement

65. L'UV-328 peut se propager à longue distance dans l'atmosphère via les aérosols, en raison de ses $\log K_{oc}$, $\log K_{oe}$ et $\log K_{oa}$ élevés (pour des preuves exhaustives de la propagation à longue distance dans l'environnement de substances chimiques à K_{oc} élevé, voir Bidleman *et al.* (1990)). Il a également été signalé qu'il se propage à longue distance dans le milieu marin par le biais des déchets plastiques (Andrade *et al.*, 2021 ; Rani *et al.*, 2017 ; Tanaka *et al.*, 2020a ; Yamashita *et al.*, 2021). Par ailleurs, il peut se propager sur de longues distances par le biais d'espèces migratrices, telles que les oiseaux de mer (Yamashita *et al.*, 2021).

66. L'UV-328 ne devrait pas se propager sur de longues distances dans la phase gazeuse de l'air, ni dans la phase aqueuse de l'eau. Cette conclusion tient à ses propriétés physico-chimiques, à savoir une faible pression de vapeur, un faible coefficient de partage air-eau (K_{ac}), une brève demi-vie estimée dans l'air en phase gazeuse, une faible solubilité dans l'eau et une forte affinité pour les sédiments.

67. Bien que l'UV-328 n'ait pas été régulièrement inclus dans les campagnes de surveillance, des études récentes en ont fréquemment détecté dans le biote de régions éloignées telles que l'Arctique, ainsi que sur des îles reculées (par exemple, les îles Gough et Marion) où il n'existe pas de sources ou d'utilisations connues de cette substance (Lu *et al.*, 2019a ; Schlabach *et al.*, 2018 ; Yamashita *et al.*, 2021). Ces résultats indiquent qu'il a subi une propagation à longue distance dans l'environnement, depuis la source jusqu'à ces régions. Trois modes de propagation à longue distance de l'UV-328 dans l'environnement sont examinés ci-dessous, à savoir les aérosols, les déchets plastiques et les espèces migratrices.

Propagation à longue distance dans l'environnement via l'air

68. L'UV-328 possède des $\log K_{oe}$, $\log K_{oc}$ et $\log K_{oa}$ élevés. Son $\log K_{oa}$ élevé (supérieur à 10) indique qu'il se lie majoritairement aux aérosols atmosphériques et que, selon toute probabilité, seule une petite fraction demeure dans la phase gazeuse. À partir de paramètres génériques, il a été établi au moyen de l'outil d'évaluation de la persistance globale (P_{ov}) et du potentiel de propagation à longue distance (LRTP) de l'OCDE (l'« outil de l'OCDE »), qui a été utilisé dans le passé pour les évaluations des POP, que la fraction liée à des particules est de 62 %. Les données de surveillance de l'environnement (voir section 2.3.1.2) confirment que l'UV-328 s'associe aux particules dans l'air (Wu *et al.*, 2020 ; Maceira *et al.*, 2019).

69. Aucune constante de vitesse de deuxième ordre n'a été mesurée par voie expérimentale pour la dégradation de l'UV-328 en phase gazeuse par réaction avec les radicaux OH. Celles calculées par les modèles AOPWIN v.1.92 et COSMOtherm 2020 sont respectivement de $1,58 \cdot 10^{-11}$ et $2,3 \cdot 10^{-11} \text{ cm}^3 \cdot \text{molécule}^{-1} \cdot \text{s}^{-1}$ (US EPA, 2012 ; COSMOtherm, 2020). Pour un taux atmosphérique moyen sur 24 heures de $7,5 \cdot 10^5$ radicaux OH/cm³ (valeur appliquée dans AOPWIN), les demi-vies pour la réaction atmosphérique en phase gazeuse de l'UV-328 avec les radicaux OH produits par des processus photochimiques ont été estimées à 16,3 heures par AOPWIN v.1.92 et 11,2 heures par COSMOtherm 2020. Cependant, compte tenu des incertitudes concernant la constante de vitesse de deuxième ordre (voir le document UNEP/POPS/POPRC.17/INF/17), les demi-vies de dégradation en phase gazeuse par réaction avec les radicaux OH pourraient également se situer entre 22 et 112 heures (11,2 heures multipliées par un facteur de 1,94 et 16,3 heures multipliées par 6,88, respectivement). Ces estimations sont fondées sur deux substances à forte concentration de chlore, et on ne sait pas si celles-ci sont applicables à l'UV-328, qui ne contient pas d'atomes de chlore.

70. L'outil de l'OCDE a été utilisé pour estimer le potentiel de propagation à longue distance de l'UV-328 par voie aérienne. Les paramètres d'entrée figurent dans le document UNEP/POPS/POPRC.17/INF/17. En s'appuyant sur les valeurs fournies par COSMOtherm concernant les demi-vies de dégradation en phase gazeuse par réaction avec les radicaux OH, la persistance globale (P_{ov}), la distance de transport caractéristique et l'efficacité de transfert de l'UV-328 sont respectivement de 196 jours, 535 km et 0,32 %.

71. Pour une demi-vie de dégradation en phase gazeuse de 22 heures, l'outil de l'OCDE conclut à une persistance globale de 196 jours, une distance de transport caractéristique de 920 km et une efficacité de transfert de 0,95 %, ce qui place l'UV-328 dans une position très similaire à celle de l'hexabromocyclododécane ou du PCB-28. Une demi-vie de photodégradation en phase gazeuse de 112 heures donne une persistance globale (P_{ov}) de 196 jours, une distance de transport caractéristique de 2 422 km et une efficacité de transfert de 6,6 %, ce qui place l'UV-328 dans la même fourchette que certains polluants organiques persistants bien connus.

72. Il est à noter que l'UV-328 n'a pas fait l'objet d'une surveillance régulière dans l'atmosphère des régions éloignées. D'après la seule étude disponible qui en ait mesuré les concentrations dans l'air arctique, on n'en a pas détecté dans les échantillons de particules d'aérosol prélevés sur le mont Zeppelin près de Ny-Ålesund sur le Svalbard (Schlabach *et al.*, 2018).

73. La propagation atmosphérique a récemment été décrite comme une importante voie d'acheminement des microplastiques provenant de la circulation routière vers les régions éloignées (Evangelidou *et al.*, 2020). L'efficacité du transfert de microplastiques par cette voie vers l'Arctique peut varier entre 0,46 % et 10 %, selon que les microplastiques sont associés à des particules fines PM_{2,5} ou PM₁₀ (Evangelidou *et al.*, 2020). De l'UV-328 a été détecté dans des échantillons de poussière d'une route à grande circulation dans la préfecture de Kumamoto (Japon), à des concentrations comprises entre 2 et 40 ng/g ps, en fonction de la densité de la circulation (Nakata *et al.*, 2013), ce qui indique un potentiel de rejet d'UV-328 dans l'environnement par le biais des particules de poussière provenant des routes. Par conséquent, il est plausible que lorsque des produits contenant de l'UV-328 se décomposent en microplastiques, par exemple sous la forme de particules d'usure des pneus, l'UV-328 puisse se propager à longue distance dans l'atmosphère avec ces microplastiques jusqu'à des régions éloignées, à condition qu'il ne se dégrade pas et ne se dissocie pas des particules.

Propagation à longue distance dans l'environnement via l'eau

74. La propagation à longue distance des déchets plastiques et des microplastiques (plastiques d'une taille inférieure à 5 mm) dans le milieu marin a été largement documentée (Eriksen *et al.*, 2014 ; Howell *et al.*, 2012 ; Maximenko *et al.*, 2012 ; Obbard, 2018 ; Van Sebille *et al.*, 2020). On estime que 18,6 à 26,1 Mt de plastiques sont transportés jusqu'aux océans chaque année (Borrelle *et al.*, 2020) et qu'un total de 330 à 485 Mt de plastiques pourraient y avoir abouti à ce jour (Andrade *et al.*, 2021). Les déchets plastiques ne peuvent pas être éliminés par une intervention humaine. Dans le milieu marin, ils subissent une dégradation due aux intempéries et se décomposent en fragments plus petits et en microplastiques, qui sont considérés comme persistants car non biodégradables (ECHA, 2020c). Les déchets plastiques et les microplastiques sont largement présents dans les océans et les débris de plastique flottants peuvent être transportés sur de longues distances par les courants océaniques (Lebreton *et al.*, 2012 ; van Sebille *et al.*, 2012). Le comportement de propagation, de fractionnement et de lixiviation des plastiques dans les conditions naturelles varie en fonction de leurs caractéristiques (Andrady & Rakapakse, 2016). Pour les additifs qui ne sont pas susceptibles de s'en échapper pendant longtemps, ils peuvent servir de support ou « vecteur » environnemental pour la propagation vers des régions éloignées (Andrade *et al.*, 2021). L'UV-328 étant un additif peu susceptible de s'échapper de manière notable de sa matrice plastique, dont la teneur recommandée en cette substance se situe généralement entre 0,1 et 1 % en poids (Pouech *et al.*, 2014), les déchets plastiques marins qui en contiennent peuvent en être une source appréciable dans les régions reculées. La fraction non dégradée d'UV-328 de ces déchets qui ne s'en échappe pas rapidement peut être transportée sur de longues distances dans l'environnement. Il importe de noter que cette fraction n'est pas statique car une lixiviation et une propagation dans le milieu marin peuvent se produire en parallèle, du fait que la concentration d'UV-328 dans les déchets plastiques en question n'est pas en équilibre avec l'eau environnante et que les conditions dans le milieu marin peuvent favoriser la lixiviation de cet UV-328, ce qui peut conduire à une fuite continue de petites quantités de cette substance durant le transport.

Lixiviation dans l'eau de l'UV-328 provenant des plastiques

75. Pouech *et al.* (2014) ont étudié la lixiviation de l'UV-328 dans l'eau à partir de trois types de polymères commercialisés, à savoir le polypropylène, la polycyclooléfine et le copolyester. Des expériences de lixiviation ont été menées à différentes températures et valeurs de pH. Un premier type d'expérience a été réalisé dans un autoclave, dans lequel 25 g de granules du polymère à l'essai ont été immergés dans 100 ml d'eau et se sont vu appliquer le régime de température suivant : de 0 à 20 min, gradient linéaire de 25 à 121 °C ; 121 °C pendant 20 minutes ; baisse à 40 °C et maintien à 40 °C durant un mois. Deux valeurs de pH ont été appliquées durant l'expérience : pH 2 et pH neutre. Le deuxième type d'expérience a été réalisé à température ambiante avec trois valeurs de pH : pH 2, pH neutre et pH 9. Dans le cadre de cette expérience, 10 g de granules du polymère à l'essai ont été immergés dans 40 ml d'eau et deux périodes d'extraction ont été étudiées : 16 heures et 7 jours. Dans toutes les expériences menées, aucune quantité d'UV-328 n'a été détectée dans l'eau à l'issue des périodes d'extraction, ce qui indique que pratiquement aucune lixiviation de cette substance ne s'est produite.

76. Il convient de noter qu'aucune expérience de lixiviation dans des conditions océaniques (eau agitée, etc.) n'a été menée. Or, les conditions océaniques peuvent avoir une influence sur la lixiviation de l'UV-328 à partir des déchets plastiques. Par exemple, il a été signalé qu'une eau agitée augmente la lixiviation des additifs (Suhroff & Scholz-Böttcher, 2016). Celle-ci dépend également de nombreux autres facteurs, tels que la porosité du plastique, la taille moléculaire, la concentration et les propriétés physico-chimiques de l'additif, la violence des intempéries, le pH, la température, le rapport entre la superficie et le volume des particules de plastique (forme et taille) et la durée d'exposition à l'eau (Andrade *et al.*, 2021 ; Luo *et al.*, 2019 ; Teuten *et al.*, 2009 ; Xu *et al.*, 2020). En outre, le taux de diffusion des additifs à l'intérieur et à l'extérieur des polymères varie en fonction de la température de transition vitreuse du polymère et est plus élevé à des températures supérieures à cette dernière (Andrade *et al.*, 2021). Les températures ambiantes sont supérieures à la température de transition vitreuse du PE (150 K) et du PP (260 K),

ce qui indique que la lixiviation de l'UV-328 dans l'eau serait plus rapide à partir de ces polymères qu'à partir du PET (345 K), du PVC (360 K) ou du PS (373 K) (Andrade *et al.*, 2021).

77. La lixiviation de l'UV-328 à partir de particules de plastique dégradées par les intempéries n'a pas non plus été étudiée par voie expérimentale. Il a été établi que pour les polymères semi-cristallins tels que le PE, une augmentation de la cristallinité (et de la fragilité) se produit par suite de la scission des chaînes dans les régions amorphes (Arp *et al.*, 2021). Cependant, les conséquences d'un tel phénomène sur la lixiviation de l'UV-328 ne sont pas claires. On s'attend toutefois à ce que la dégradation par les intempéries augmente la fragmentation, entraînant une augmentation de la lixiviation en raison d'un rapport plus élevé entre la superficie et le volume des petits fragments.

78. Compte tenu de tous ces facteurs, on pense qu'en mer, la lixiviation de l'UV-328 à partir des morceaux de PE est d'autant plus rapide que les fragments sont petits et que l'eau est agitée. Afin de simuler ces conditions, le modèle établi dans Endo *et al.* (2013) peut être utilisé (des informations sur l'applicabilité du modèle à l'UV-328 figurent dans le document UNEP/POPS/POPRC.17/INF/17). Endo *et al.* (2013) ont étudié le comportement de désorption à long terme en milieu marin des polychlorobiphényles (PCB) à partir de granulés de PE (de densité non spécifiée). Les résultats indiquent que, pour les PCB dont le logarithme du coefficient de partage PE-eau ($\log K_{PE/w}$) est supérieur à 6, le principal mode de libération dans l'eau était la diffusion à partir de la surface de la particule dans la couche limite aqueuse et non la diffusion interne au sein de la matrice plastique (Endo *et al.*, 2013). Ces résultats cadrent avec ceux obtenus par Lee *et al.* (2018). Cependant, comme les quantités de la substance présentes dans la matrice ne sont pas connues, aucune conclusion définitive sur le processus de limitation du taux ne peut être tirée du modèle. Par ailleurs, Endo *et al.* (2013) ont montré que la cinétique de désorption à partir du PE dépend fortement de la valeur du $K_{PE/w}$. Les valeurs du $K_{PE/w}$ dont ils se sont servis étaient calculées à partir d'une corrélation empirique entre le $\log K_{PE/w}$ et le $\log K_{OE}$ établie par Lohmann (2012), à savoir :

$$\log K_{PE/w} = 1.14 \cdot \log K_{OE} - 1.14$$

79. En appliquant cette corrélation empirique au $\log K_{OE}$ de l'UV-328 (8,5), on obtient un $K_{PE/w}$ de 8,55. Pour un granulé de PE (de densité non spécifiée) de 1 mm de rayon altéré par les intempéries, en supposant une couche limite aqueuse de 10 μm , qui correspond à une eau très agitée, la demi-vie de lixiviation de l'UV-328 est de 70 ans. Compte tenu de ces informations et de celles fournies plus haut, aux paragraphes 76 et 77, on peut affirmer que des incertitudes subsistent au sujet des estimations précédentes pour les conditions trouvées en milieu réel. Néanmoins, elles représentent des estimations prudentes.

Détection de l'UV-328 dans les déchets plastiques marins

80. La présence d'UV-328 dans les déchets plastiques marins a été démontrée dans diverses études (Rani *et al.*, 2015, 2017 ; Tanaka *et al.*, 2020a). Rani *et al.* (2017) ont prélevé des échantillons de déchets plastiques le long de la côte de Geoje (République de Corée) et ont détecté de l'UV-328 dans 97 % d'entre eux ($n = 29$). Les concentrations allaient du non détectable à 1,6 $\mu\text{g/g}$, la concentration médiane étant de 0,01 $\mu\text{g/g}$.

81. Tanaka *et al.* (2020a) ont prélevé des échantillons de déchets plastiques marins ($n = 141$) sur une plage de l'île de Kauai, à Hawaii (États-Unis). Des filtres UV ont été détectés dans 13 % des petits fragments (4 à 7 mm de longueur) et 33 % de ceux de plus grande taille (1,5 à 8 cm). Le taux de détection d'UV-328 dans ces derniers était de 1 %, avec une concentration de 0,2 $\mu\text{g/g}$. Un examen plus approfondi de l'échantillon concerné a montré que ses couches extérieures présentaient de plus faibles concentrations d'UV-328, ce qui indique que celui-ci ne s'était pas adsorbé sur le fragment à partir des eaux environnantes, mais y était présent en tant qu'additif.

82. Sur 110 échantillons de granulés de plastique industriel altérés collectés sur des plages de 22 pays du monde, 101 contenaient de l'UV-328, dont on ne pouvait pas savoir s'il était adsorbé ou contenu dans la matrice. Les concentrations variaient entre 2 et 800 ng/g (Karlsson *et al.*, 2021 ; 2022).

Transfert de l'UV-328 provenant des plastiques vers les oiseaux de mer

83. L'ingestion de déchets plastiques marins est très fréquente chez les oiseaux de mer, en particulier ceux de l'ordre des Procellariiformes (albatros, pétrels, puffins, pétrels-tempête et puffinures), ces derniers se nourrissant généralement en haute mer et pouvant confondre les déchets plastiques flottants avec des aliments (Nishizawa *et al.*, 2021 ; Roman *et al.*, 2019 ; Ryan, 1987 ; van Franeker & Law, 2015). Certaines espèces d'oiseaux de cet ordre ont une prévalence élevée d'ingestion de plastique (c'est-à-dire le pourcentage d'individus au sein d'une espèce qui ont ingéré des débris plastiques), qui peut varier selon les espèces, la maturité des individus au sein de l'espèce, la répartition géographique, etc. Le nombre de cas à la hausse et on estime que d'ici 2050, 99 % de toutes les espèces d'oiseaux de mer auront ingéré des débris plastiques marins (Wilcox *et al.*, 2015). Il est important de noter que chaque individu en avale de nombreux morceaux. Un examen des bolus régurgités par les oiseaux de l'île de Mukojima a, par exemple, montré que ceux des albatros à pieds noirs en contenaient en moyenne 4, ceux des albatros de Laysan 15 (Tanaka *et al.*, 2019a), et ceux des fulmars boréaux environ 30 à 50 (van Franeker *et al.*, 2011). Chez les puffins majeurs de l'île Inaccessible (près de l'île Gough), des chiffres allant jusqu'à 194 fragments et granulés ingérés par individu ont été signalés (Yamashita *et al.*, 2021) et en Australie, un maximum de 276 aurait été relevé chez les

puffins à pieds pâles (Lavers *et al.*, 2014). L'ingestion de telles quantités de plastique (jusqu'à 276 morceaux) conduit à une forte probabilité d'exposition de ces oiseaux à l'UV-328, même si le taux de détection de cette substance est de ~1 % dans les débris considérés. En supposant que le taux en question soit de 1 %, la probabilité d'exposition estimée sur la base du nombre de fragments ingérés (allant de 4 à >100) par les oiseaux individuels de plusieurs espèces serait, en effet, de 86 % pour les puffins majeurs ($1 - (1 - 0,01)^{194}$) et de 94 % pour les puffins à pieds pâles.

84. Lorsque les oiseaux de mer ingèrent des plastiques contenant de l'UV-328, leurs fluides biologiques hydrophobes, tels que l'huile présente dans leur estomac, peuvent conduire à une libération considérablement accrue de ce dernier et à son accumulation dans les tissus de leurs organes (Takada *et al.*, 2019 ; Tanaka *et al.*, 2015 ; Tanaka *et al.*, 2019b). La température corporelle plus élevée à l'intérieur de l'estomac des oiseaux par rapport à celle de l'océan peut également contribuer à la lixiviation de l'UV-328 à partir des plastiques ingérés (Nakashima *et al.*, 2016 ; Sun *et al.*, 2019).

85. Afin d'apporter la preuve du passage de l'UV-328 provenant des plastiques ingérés dans les tissus des oiseaux de mer, une étude menée par Tanaka *et al.* (2020b) a réalisé un essai alimentaire *in vivo*, dans le cadre duquel des granulés de polyéthylène basse densité (LDPE) contenant de l'UV-328 ajouté industriellement ont été administrés à des poussins de puffins leucomèles (*Calonectris leucomelas*) dans des conditions naturelles durant 32 jours. Les granulés étaient préparés en mélangeant et en moulant de l'UV-328 et des poudres de PE dans une extrudeuse bi-vis corotative, après quoi ils étaient fondus puis à nouveau extrudés à deux reprises, afin d'obtenir une répartition uniforme de l'UV-328. La concentration d'UV-328 dans les granulés était de 0,4 % en poids. Cinq granulés de PE (poids total d'environ 0,4 g) étaient administrés au groupe exposé ($n = 11$) en sus d'un régime naturel (administré par les parents), tandis que le groupe témoin ($n = 10$) ne recevait qu'un régime naturel. Les examens ont révélé une accumulation d'UV-328 dans le foie, les tissus adipeux de l'abdomen et les corps gras de la glande uropygienne des poussins exposés. L'analyse des granulés de plastique ingérés a montré que 42 % de l'UV-328 initialement présent s'en était échappé après 15 à 16 jours et 60 % après 32 jours. Par ailleurs, l'exposition à l'UV-328 provenant des plastiques ingérés était jusqu'à 1 900 fois supérieure à celle provenant de sources dans l'environnement. Ces éléments indiquent que l'ingestion de plastiques contenant de l'UV-328 peut conduire à une libération de cette substance et son accumulation ultérieure chez les oiseaux de mer. Note : les plastiques ingérés par les oiseaux de mer dans les conditions naturelles sont, en principe, des débris altérés par les intempéries.

Détection d'UV-328 chez les oiseaux de mer dans les régions éloignées

86. De l'UV-328 a été détecté dans un fragment de polypropylène (PP) trouvé dans un échantillon de contenu stomacal ($n = 100$) de fulmars boréaux des îles Féroé (Danemark), à une concentration de 1,1 µg/g plastique (Tanaka *et al.*, 2019a). Il a été établi que les fulmars boréaux se nourrissent uniquement en mer et jamais sur terre (van Franeker *et al.*, 2011) ; par conséquent, la détection d'UV-328 est probablement due à l'ingestion de déchets plastiques marins contenant cette substance.

87. Des échantillons ($n = 5$) prélevés chez des albatros à pieds noirs de l'île reculée et inhabitée de Mukojima (Japon) contenaient des fragments ingérés de PP, dans lesquels on a détecté de l'UV-328 à une concentration unique de 1,4 µg/g plastique (Tanaka *et al.*, 2019a). Il a été établi que les albatros à pieds noirs de cette région (Pacifique Nord-Ouest) modifient leur trajectoire de vol en direction des déchets plastiques flottants et jouent avec ces derniers, d'après des données provenant de systèmes de localisation et d'enregistrement vidéo (Nishizawa *et al.*, 2021). Par ailleurs, l'espèce présente une prévalence élevée d'ingestion de plastique, recensée à 96,4 % chez les poussins et 58,8 % chez les adultes (Rapp *et al.*, 2017). Par conséquent, la détection d'UV-328 chez cette espèce est, selon toute probabilité, également due à l'ingestion de déchets plastiques marins contenant cette substance.

88. Dans des échantillons collectés de façon opportuniste sur l'île Tern, à Hawaï (États-Unis), de l'UV-328 a été détecté dans les corps gras de la glande uropygienne d'albatros à pieds noirs, à des concentrations allant de 2,8 à 4,8 ng/g lipides ($n = 3$, taux de détection (TD) = 100 %) (Tanaka *et al.*, 2020b). Le prélèvement d'échantillons dans les corps gras de la glande uropygienne est une méthode non invasive de surveillance des contaminants hydrophobes chez les oiseaux de mer, étant appliquée sur des oiseaux vivants et ayant été précédemment utilisée pour mesurer la contamination aux PCB chez les oiseaux de mer (Yamashita *et al.*, 2007).

89. Dans le cadre d'une étude de surveillance à l'échelle mondiale de l'UV-328 dans les corps gras de la glande uropygienne des oiseaux de mer (plus de détails sont fournis au paragraphe 124 ci-dessous), les concentrations les plus élevées de la substance se situaient entre 1 et 7 µg/g lipides et avaient été mesurées chez les grands puffins ($n = 3$, TD = 100 %) et les pétrels bleus ($n = 3$, TD = 100 %), sur lesquels des échantillons avaient été prélevés sur deux îles reculées, l'île Gough et l'île Marion, respectivement (Yamashita *et al.*, 2021). Ces espèces d'oiseaux de mer présentent une prévalence d'ingestion de plastique parmi les plus élevées du secteur africain de l'océan Austral (plus de 90 %) (Ryan, 1987). Les grands puffins sont des oiseaux migrateurs transéquatoriaux qui se déplacent depuis leurs aires de reproduction dans l'Atlantique Sud pour aller se nourrir dans l'Atlantique Nord durant l'été boréal (Marchant & Higgins, 1990) et pourraient donc avoir ingéré du plastique, par exemple dans l'océan Atlantique Nord, où une prévalence d'ingestion de plastique de 71 % chez les grands puffins a été signalée (Provencher *et al.*, 2014). À l'inverse, les pétrels bleus restent généralement dans les océans du Sud, au sud du front polaire antarctique (Quillfeldt *et al.*, 2020). D'après leur répartition géographique (Quillfeldt *et al.*, 2020), il est peu probable qu'ils se

rendent dans des régions pouvant être considérées comme des sources d'UV-328. Par conséquent, la présence fréquente de concentrations détectables d'UV-328 dans leurs tissus résulte probablement de l'ingestion de déchets plastiques marins transportés sur de longues distances jusqu'au front polaire antarctique, qui est une région très reculée.

Propagation à longue distance via les espèces migratrices

90. De l'UV-328 a été détecté dans les corps gras de la glande uropygienne de plusieurs espèces d'oiseaux de mer migrateurs (voir la section 2.3.1.8), y compris ceux vivant sur des îles reculées (Yamashita *et al.*, 2021). Les concentrations les plus élevées ont été relevées chez les grands puffins de l'île Gough (entre 4 et 7 µg/g lipides) (Yamashita *et al.*, 2021). Les grands puffins sont des oiseaux de mer migrateurs qui se reproduisent principalement dans l'archipel de Tristan da Cunha et sur l'île Gough (Brooke, 2004), qui en abrite une population d'environ 1 million de couples reproducteurs (Schoombie *et al.*, 2018). Durant la période de reproduction, de septembre à mai, les grands puffins demeurent dans l'océan Atlantique Sud et peuvent être répartis entre la côte sud-américaine et la côte sud-africaine (3 500 km à l'ouest et 2 800 km à l'est de l'île Gough, respectivement), ainsi que dans les zones frontales de l'océan (Marchant & Higgins, 1990). Durant l'été boréal, de juin à septembre, ils effectuent une migration transéquatoriale vers l'Atlantique Nord et rejoignent la Nouvelle-Écosse, Terre-Neuve et le Groenland (Marchant & Higgins, 1990). Durant la période d'incubation et d'élevage des poussins, ceux de l'île Gough parcourent plus de 6 000 km en moyenne, les voyages les plus longs pendant la période d'élevage des poussins dépassant les 9 000 km en moyenne (Schoombie *et al.*, 2018). La présence de concentrations détectables d'UV-328 dans leurs tissus indique qu'ils peuvent l'avoir transporté sur de longues distances depuis les régions sources (par exemple, dans l'Atlantique Nord) jusqu'aux régions reculées où leur migration les conduit. L'autre explication possible serait qu'ils ingèrent des fragments de déchets plastiques contenant de l'UV-328 transportés sur de longues distances dans le milieu marin lorsqu'ils se nourrissent en haute mer. Les données sont actuellement insuffisantes pour déterminer laquelle de ces deux hypothèses l'emporte sur l'autre.

91. Il n'existe pas de données quantitatives qui attestent de l'étendue de la présence dans des environnements reculés d'UV-328 qu'on peut attribuer avec certitude à la propagation à longue distance de cette substance par des oiseaux migrateurs.

Conclusions concernant le potentiel de propagation à longue distance dans l'environnement

92. L'UV-328 présente un potentiel de propagation à longue distance dans l'environnement 1) par le biais des aérosols et des microplastiques dans l'atmosphère, 2) par le biais des déchets plastiques dans le milieu marin et 3) par le biais des oiseaux migrateurs. C'est pourquoi on en a détecté dans des régions éloignées, y compris dans le biote arctique et chez des oiseaux de mer d'îles reculées où il n'en existe aucune source connue. On peut en conclure que l'UV-328 remplit les critères concernant le potentiel de propagation à longue distance dans l'environnement.

2.3 Niveaux d'exposition

93. Bien que l'UV-328 n'ait pas été régulièrement inclus dans les campagnes de surveillance, des campagnes menées récemment pour mesurer ses concentrations dans l'environnement en ont détecté dans diverses matrices environnementales et dans le biote de régions sources et de régions éloignées, ainsi que chez les êtres humains dans de nombreuses parties du monde.

2.3.1 Données de surveillance de l'environnement

2.3.1.1. Régions reculées

94. De l'UV-328 a été détecté dans le biote de sites éloignés des sources ponctuelles connues de cette substance, tels que l'Arctique (Provencher *et al.*, soumis pour publication, 2022 ; Annexe E, 2021 ; Lu *et al.*, 2019a ; Schlabach *et al.*, 2018) et d'îles reculées, telles que l'île Gough et l'île Marion (Yamashita *et al.*, 2021).

95. De même, on en a fréquemment détecté dans le biote arctique du Svalbard (Norvège) (Schlabach *et al.*, 2018). Le taux de détection variait en fonction des espèces et les concentrations mesurées étaient de l'ordre de quelques ng/g. On a ainsi trouvé de l'UV-328 dans tous les échantillons d'œuf d'eider à duvet et de mouette tridactyle et ceux de foie de vison prélevés dans le cadre de la campagne de surveillance. Le taux de détection était de 60 % dans les œufs de cormoran huppé et de goéland bourgmestre. Ni le plasma sanguin des ours polaires ni l'air n'en contenait des concentrations détectables. Le seuil de détection dans le plasma était toutefois élevé par rapport aux autres matrices et des échantillons de tissu adipeux ou de foie auraient peut-être mieux convenu pour assurer la surveillance, car ils auraient permis de surmonter ce problème méthodologique, l'UV-328 étant une substance chimique hautement hydrophobe. Sur l'île du Prince-Leopold, dans l'Arctique canadien, de l'UV-328 a été détecté dans un échantillon sur neuf de foie de fulmar boréal, à une concentration de 3,8 ng/g pf (Lu *et al.*, 2019a). Une étude de surveillance récente s'est penchée sur la présence d'UV-328 et les variations temporelles, entre 1975 et 2019, de ses concentrations dans

les œufs des mouettes tridactyles, fulmars boréaux et guillemots de Brünnich de l'île du Prince Léopold située dans le Nunavut, au Canada (Provencher *et al.*, soumis pour publication, 2022). Les concentrations mesurées dans les œufs de mouette tridactyle (moyenne de $0,29 \pm 0,07$ ng/g) et de fulmar boréal ($0,22 \pm 0,04$ ng/g) étaient comparables, avec la même médiane de 0,11 ng/g pc. Les taux de détection sur l'ensemble des œufs examinés étaient de 35 % pour les mouettes tridactyles ($n = 43$), 30 % pour les fulmars boréaux ($n = 44$) et 2 % pour les guillemots de Brünnich ($n = 52$). Les mouettes tridactyles et les fulmars boréaux se nourrissent en surface et ingèrent des plastiques, tandis que les guillemots de Brünnich sont des plongeurs et sont connus pour avoir des niveaux très faibles ou négligeables d'ingestion de plastiques. Les concentrations et les taux de détection de l'UV-328 dans le biote arctique sont résumées dans le tableau 7.

Tableau 7. Concentrations et taux de détection de l'UV-328 dans le biote arctique

Espèce (nom usuel)	Matrice	Point d'échantillonnage	Concentration moyenne (ng/g pf)	Taux de détection
Eider à duvet	Œufs	Svalbard (Norvège)	0,16	10/10 (100 %)
Cormoran huppé	Œufs	Røst (Norvège)	0,17	3/5 (60 %)
Mouette tridactyle	Œufs	Svalbard (Norvège)	0,19	5/5 (100 %)
Goéland bourgmestre	Œufs	Svalbard (Norvège)	0,12	3/5 (60 %)
Vison	Foies	Sommarøy (Norvège)	0,18	10/10 (100 %)
Ours polaire	Plasma sanguin	Svalbard (Norvège)	< 0,3	0/10 (0 %)
Goéland cendré	Œufs	Tromsø (Norvège)	0,17	3/5 (60 %)
Fulmar boréal	Foies	Île du Prince-Léopold (Canada)	3,8	1/9 (11 %)
Mouette tridactyle	Œufs	Île du Prince-Léopold (Canada)	0,29	15/43 (35 %)
Fulmar boréal	Œufs	Île du Prince-Léopold (Canada)	0,22	13/44 (30 %)
Guillemot de Brünnich	Œufs	Île du Prince-Léopold (Canada)	S.O.	1/52 (2 %)

96. De l'UV-328 a été fréquemment détecté dans les échantillons de corps gras de la glande uropygienne de grands puffins et pétrels bleus de deux îles reculées, l'île Gough et l'île Marion (Yamashita *et al.*, 2021). Les concentrations mesurées, qui allaient de 1 à 7 µg/g lipides, étaient les plus fortes relevées à ce jour dans le biote (une discussion plus approfondie sur la question figure aux paragraphes 153 et 154 ci-dessous).

97. La plus forte concentration d'UV-328 relevée dans le biote de régions reculées, à savoir 7 055 ng/g pv, est plus élevée que les concentrations maximales mesurées pour les POP reconnus, telles que rapportées dans les descriptifs des risques les concernant, à l'exception du HBCD. Les concentrations maximales de tous les autres POP dans le biote de ces régions étaient moins élevées, à savoir 5 200 ng/g pv pour les PCCC, 1 510 ng/g pv pour le PeCB, 810 ng/g pv pour le β-HCH, 593 ng/g pv pour l'α-HCH, 366 ng/g pv pour le pentaBDE, 250 ng/g pv pour le décaBDE, 162 ng/g pv pour les NPC, 130 ng/g pv pour l'endosulfan, 44 ng/g pv pour le HBB et 9 ng/g pv pour le HCBD. Comme indiqué dans la décision POPRC-9/7 (Procédure à suivre pour l'évaluation des substances chimiques conformément à l'Annexe E à la Convention de Stockholm), il est possible de comparer les concentrations d'une substance candidate présente dans les biotes de régions reculées avec celles des POP reconnus. Il est à noter que les valeurs précédentes sont des concentrations exprimées par rapport aux lipides, afin de permettre leur comparaison.

2.3.1.2 Air ambiant

98. À Chicago (États-Unis), de l'UV-328 a été détecté dans des particules d'aérosol de l'air urbain ($n = 20$) à une concentration médiane de 1,60 pg/m³ et un taux de détection de 95 % (Wu *et al.*, 2020). En Espagne, de l'UV-328 a été détecté dans des échantillons de particules (PM₁₀) de l'air ambiant prélevés près de deux zones industrielles comprenant des usines de plastiques, à Constantí ($n = 10$, TD = 70 %) et dans le port de Tarragone ($n = 10$, TD = 100 %), à des concentrations moyennes de 20 et 14 pg/m³, respectivement (Maceira *et al.*, 2019).

2.3.1.3 Eau

99. Dans le cadre d'une campagne de surveillance menée en Suède, de l'UV-328 a été détecté dans des eaux de surface ($n = 6$, TD = 100 %) de sites tant urbains que ruraux, à des concentrations situées entre 0,001 et 0,01 µg/L (Brorström-Lundén *et al.*, 2011). Des valeurs allant jusqu'à 0,001 µg/L ont également été relevées dans les eaux pluviales ($n = 4$, TD = 75 %) dans le cadre de cette étude.

100. À Okinawa (Japon), de l'UV-328 a été détecté dans l'eau de mer et l'eau douce provenant de plages, de récifs et d'un cours d'eau (Tashiro & Kameda, 2013). L'UV-328 était le principal absorbeur d'UV présent dans l'eau de mer, qui en contenait des concentrations comprises entre 0,003 et 0,29 µg/L. Dans la préfecture de Saitama (Japon), de l'UV-328 a été détecté dans les eaux de surface de plusieurs rivières et d'un ruisseau (Kameda *et al.*, 2011). Dans les rivières étudiées ($n = 18$, TD = 67 %), les concentrations étaient comprises entre 0,03 et 4,8 µg/L. Dans l'un des deux cours d'eau analysés, la concentration d'UV-328 était de 0,07 µg/L.
101. À Toronto (Canada), de l'UV-328 a été détecté dans deux cours d'eau urbains, Mimico Creek et Little Rouge Creek, à des concentrations moyennes de 0,02 et 0,24 µg/g (sédiments en suspension), respectivement (Parajulee *et al.*, 2018). L'étude a suggéré que les émissions relativement élevées et constantes qui ont conduit à la présence homogène de profils d'absorbants d'UV dans les sites urbains et ruraux étaient probablement causées par des déchets plastiques ou des rejets industriels. Dans les eaux de surface collectées près de la ville de Montréal (Canada), la concentration maximale d'UV-328 mesurée était de 0,003 µg/L (Giraud *et al.*, 2020).
102. Par le passé, on trouvait de l'UV-328 à des concentrations comprises entre 7 et 85 µg/L dans les eaux de rivière collectées près de la baie de Narragansett (États-Unis), où une installation voisine en produisait entre 1970 et 1985 (Jungclaus *et al.*, 1978).
103. Il convient de noter que les concentrations aquatiques maximales d'UV-328 relevées par Jungclaus *et al.* (1978) (à savoir 85 µg/L) et Kameda *et al.* (2011) (à savoir 4,8 µg/L) étaient supérieures à la limite de solubilité de l'UV-328 dans l'eau. Jungclaus *et al.* (1978) ne filtraient pas leurs échantillons et, par conséquent, des particules en suspension porteuses d'UV-328 peuvent avoir été présentes dans l'analyte. Kameda *et al.* (2011) passaient les leurs à travers un maillage de 1 µm ; cependant, il a été démontré que, même avec un maillage standard de 0,45 µm, certaines particules en suspension demeuraient dans l'eau filtrée (Nebbioso & Piccolo, 2013).
- 2.3.1.4 Eaux usées et lixiviats de décharges**
104. De l'UV-328 a été fréquemment détecté dans les eaux usées, les effluents et les boues des stations d'épuration des eaux usées dans de nombreuses régions du monde. Il a également été détecté dans les lixiviats des décharges.
105. Dans une étude menée au Japon, de l'UV-328 a été trouvé dans tous les échantillons ($n = 5$) d'eaux usées, d'effluents et de boues de stations d'épuration des eaux usées, à des concentrations de 0,02–0,05 µg/L, 0,002–0,003 µg/L et 0,5 µg/g ps, respectivement (Nakata & Shinohara, 2010). Un taux d'élimination de 90 % de l'UV-328 dans les stations d'épuration a été signalé. Dans une étude réalisée dans la préfecture de Saitama (Japon), de l'UV-328 a été détecté dans les effluents de stations d'épuration des eaux usées ($n = 4$, TD = 75 %), à une concentration moyenne de 0,06 µg/L (Kameda *et al.*, 2011).
106. Une étude sur 60 échantillons de boues d'épuration prélevés dans des stations d'épuration des eaux usées de 33 villes de Chine a fait état d'une concentration médiane d'UV-328 de 0,06 µg/g ps (TD = 97 %) (Ruan *et al.*, 2012). Les boues collectées dans la province de Hubei en présentaient des concentrations exceptionnellement élevées atteignant 24,7 µg/g ps (Ruan *et al.*, 2012). Dans le cadre d'une autre étude mesurant la présence de divers filtres UV dans les sédiments de la rivière Songhua (Chine) et des rivières Saginaw et Détroit de l'État de Michigan (États-Unis) et les boues d'épuration de cinq stations d'épuration des eaux usées du nord-est de la Chine, l'UV-328, avec une concentration moyenne de 1,3 µg/g ps, s'est révélé être le filtre UV le plus abondant (Zhang *et al.*, 2011).
107. Sur l'île de la Grande Canarie (Espagne), de l'UV-328 a été détecté dans les eaux usées et les effluents de stations d'épuration des eaux usées, à des concentrations de 0,02–0,24 µg/L et 0,03 µg/L, respectivement (Montesdeoca-Esponda *et al.*, 2019). Dans une autre étude réalisée dans le nord-ouest de l'Espagne, on en a détecté dans les eaux usées non traitées d'une station d'épuration des eaux usées, à des concentrations moyennes de 0,053 et 0,065 µg/L (échantillons prélevés en trois fois à un mois d'intervalle) (Carpinteiro *et al.*, 2012). Dans le cadre de la même étude menée à Lisbonne (Portugal), de l'UV-328 a été détecté dans les eaux usées non traitées d'une station d'épuration des eaux usées, à une concentration moyenne de 0,076 µg/L, ainsi que dans les eaux usées traitées, à une concentration de 0,02 µg/L (Carpinteiro *et al.*, 2012).
108. Dans une étude de surveillance menée en Suède, de l'UV-328 a été trouvé dans 100 % des échantillons d'effluents de stations d'épuration des eaux usées, à des concentrations comprises entre 0,007 et 0,015 µg/L, ainsi que dans 50 % des échantillons de boues de stations d'épuration des eaux usées, à des concentrations allant jusqu'à 37 µg/g ps (Brorström-Lundén *et al.*, 2011). Dans le cadre de la même étude, de l'UV-328 a également été détecté dans les lixiviats de décharges, à des concentrations comprises entre 0,007 et 0,091 µg/L. En Norvège, de l'UV-328 a été trouvé à des concentrations importantes dans des échantillons provenant de stations d'épuration des eaux usées, notamment dans les boues (Ruus *et al.*, 2019, 2020). De plus, dans le cadre d'une étude d'évaluation antérieure menée en Norvège, de l'UV-328 a été détecté dans des eaux usées à des concentrations comprises entre 0,02 et 0,07 µg/L (Schlabach *et al.*, 2019).

109. Au Canada, de l'UV-328 a été fréquemment détecté dans les eaux usées ($n = 34$, TD = 97 %), les effluents ($n = 34$, TD = 79 %) et les biosolides ($n = 39$, TD = 92 %) de stations d'épuration des eaux usées, à des concentrations maximales de 0,13 µg/L, 0,06 µg/L et 0,82 µg/g ps, respectivement (Lu *et al.*, 2017a). Dans une autre étude menée dans le lac Ontario et ses environs (Canada), on en a détecté dans les eaux usées, les effluents et les biosolides de stations d'épuration des eaux usées, ainsi que dans les eaux de surface et les sédiments, à des concentrations de niveau ng/L et ng/g (De Silva *et al.*, 2014). Par ailleurs, toutes les couches des carottes sédimentaires prélevées dans le lac Ontario pour la période 1975–2013 en contenaient des concentrations détectables.

110. De vastes campagnes de surveillance menées par le passé dans la baie de Narragansett (États-Unis) ont révélé des niveaux élevés d'UV-328 dans les boues et les effluents de stations d'épuration des eaux usées situées à proximité d'une usine chimique qui produisait cette substance (Hites *et al.*, 1979 ; Jungclaus *et al.*, 1978 ; Oviatt *et al.*, 1987). Les concentrations mesurées dans les effluents étaient comprises entre 550 et 4 700 µg/L (Jungclaus *et al.*, 1978).

2.3.1.5 Sédiments

111. Dans le cadre d'une étude au Japon, deux carottes de sédiments marins ont été prélevées, constituant des échantillons représentatifs pour la période 1930–1999, compte tenu de la profondeur des prélèvements (Nakata, 2011). Les données ont mis en évidence une augmentation avec le temps des concentrations d'UV-328 depuis 1970. Les concentrations maximales relevées étaient de 0,004 et 0,01 µg/g ps. Dans une autre étude dans la préfecture de Saitama (Japon), la présence d'UV-328 a été détectée dans des sédiments d'eau douce à des concentrations allant de 0,01 à 1,7 µg/g ps (FD = 20/24). Dans les sites de référence, les concentrations allaient de 0,03 à 0,09 µg/g ps (FD = 3/5) (Kameda *et al.*, 2011).

112. On a également trouvé de l'UV-328 dans des carottes de sédiments prélevées dans la baie de Narragansett (États-Unis d'Amérique), à proximité d'une installation qui produisait cette substance entre 1970 et 1985 (Cantwell *et al.*, 2015 ; Hartmann *et al.*, 2005 ; Jungclaus *et al.*, 1978 ; Lopez-Avila & Hites, 1980). La concentration la plus élevée correspondait à l'année 1976 (74 µg/g ps), mais les valeurs mesurées des décennies après que l'installation a cessé la production d'UV-328 étaient encore élevées (3 à 6 µg/g ps). De plus, une concentration d'UV-328 de 300 µg/g ps a été détectée dans des sédiments fluviaux à proximité de l'installation (Lopez-Avila & Hites, 1980).

113. Dans une étude dans le delta de la rivière des Perles (Chine), de l'UV-328 a été détecté à des concentrations allant de « inférieure à la limite de quantification » à 0,02 µg/g ps dans des sédiments de fond ($n = 27$) en aval d'une station de traitement des eaux usées (Peng *et al.*, 2017a). Une autre étude en Chine a mesuré les concentrations d'UV-328 dans des sédiments de surface de la baie de Laizhou, ainsi que dans des sédiments côtiers et marins de la mer de Bohai et de la mer Jaune (Apel *et al.*, 2018a). Les concentrations moyennes relevées étaient de $4 \cdot 10^{-5}$ µg/g ps ($n = 12$, FD = 58 %) dans la baie de Laizhou, de $4 \cdot 10^{-5}$ µg/g ps ($n = 22$, FD = 91 %) dans la mer de Bohai et de $6 \cdot 10^{-5}$ µg/g ps ($n = 40$, FD = 50 %) dans la mer Jaune.

114. De l'UV-328 a également été trouvé dans des sédiments de sites urbains et de référence en Suède à des concentrations allant de 0,65 à 1,3 µg/g ps ($n = 6$, FD = 67 %) (Brorström-Lundén *et al.*, 2011). Dans une étude préalable réalisée dans le fjord d'Oslo (Norvège), on en a détecté dans des sédiments, à des concentrations allant de 0,003 à 0,025 µg/g ps ($n = 5$, FD = 100 %) (Langford *et al.*, 2015 ; Thomas *et al.*, 2014). Depuis lors, de l'UV-328 a été fréquemment décelé dans des sédiments en Norvège (Ruus *et al.*, 2020 ; Schlabach *et al.*, 2019). La présence d'UV-328 a également été détectée dans des sédiments de la mer du Nord et de la mer Baltique, en particulier dans des sédiments de surface de la baie d'Helgoland ($n = 13$, FD = 31 %), des zones du Skagerrak et du Kattegat ($n = 11$, FD = 82 %) et de la mer Baltique allemande ($n = 24$, FD = 50 %) (Apel *et al.*, 2018b). Les concentrations allaient de « non détectable » à $9 \cdot 10^{-5}$ µg/g ps. Dans une autre étude, de l'UV-328 a été trouvé à une concentration médiane de 0,0046 µg/g ps dans des sédiments du Rhin et de l'Elbe, ainsi qu'à des niveaux similaires dans des particules en suspension (Wick *et al.*, 2016).

2.3.1.6 Sols

115. De l'UV-328 a été détecté dans un des quatre échantillons de sol prélevés dans un site urbain en Suède à une concentration de 0,74 µg/g ps (Brorström-Lundén *et al.*, 2011). Une étude de surveillance récente réalisée à Oslo (Norvège) en a trouvé dans un échantillon groupé, à une concentration de $9 \cdot 10^{-4}$ µg/g ps (Heimstad *et al.*, 2020).

2.3.1.7 Environnements intérieurs

116. À Oslo (Norvège), la présence d'UV-328 a été détectée dans de l'air intérieur ($n = 24$, TD = 100 %) et des dépôts de poussières ($n = 26$, TD = 96 %) à des concentrations allant de 0,02 à 5,3 ng/m³ et de 1 à 18 000 ng/g, respectivement (Schlabach *et al.*, 2019). En Espagne, de l'UV-328 a également été fréquemment détecté dans des échantillons de poussières intérieures ($n = 27$, TD = 100 %), à une concentration moyenne de 91 ng/g (Carpinteiro *et al.*, 2010). Parmi ces échantillons de poussières, trois provenaient de cabines de véhicules ; ils présentaient des concentrations allant de 52 à 124 ng/g. Aux Philippines, de l'UV-328 était présent dans 30 échantillons de poussières domestiques sur 37 provenant de sites de décharge résidentiels et municipaux, à une concentration médiane de 27 ng/g et une concentration maximale de 304 ng/g (Kim *et al.*, 2012a ; Kim *et al.*, 2012b). De même, les échantillons de

poussières résidentielles ($n = 32$) prélevés aux États-Unis d'Amérique et au Canada en présentaient souvent, à des concentrations allant de 10 à 208 ng/g (TD = 100 %) et de l'indétectable à 90 ng/g (TD = 95 %), respectivement (Wu *et al.*, 2020). En outre, la présence d'UV-328 a été détectée dans des poussières de déchets d'équipements électriques et électroniques (DEEE) au Canada ($n = 21$, TD = 100 %), à des concentrations allant de 5,6 à 161 000 ng/g (Wu *et al.*, 2020). Sauf pour les DEE, les teneurs en UV-328 des poussières enregistrées dans les exemples précédents, sont toutes comparables et de plusieurs ordres de grandeur inférieures aux valeurs guides définies par les Philippines, comme décrit dans la section 2.3.2.

2.3.1.8 Biotés

117. De l'UV-328 a été détecté dans les biotes de nombreuses régions du monde. En Norvège, des études de surveillance récentes incluant l'UV-328 dans leurs mesures ont relevé cette substance dans différents organismes. Dans une étude, on en a trouvé dans des polychètes, du plancton, des moules, du foie de morue ainsi que dans le sang et les œufs de goélands argentés (Ruus *et al.*, 2020). Tous les échantillons de foie de morue ($n = 15$) en contenaient également, à des concentrations allant de 3,7 à 70 ng/g pf, ainsi que tous les échantillons de sang et d'œufs de goélands argentés ($n = 15$), à des concentrations allant de 0,35 à 1,2 ng/g pf pour le sang et de 0,23 à 11 ng/g pf pour les œufs. Dans une autre étude, on en a relevé chez l'épervier, la chouette hulotte et le surmulot à des concentrations moyennes de 0,43, 0,18 et 0,28 ng/g pf, respectivement (Heimstad *et al.*, 2020). Dans une étude similaire, on en a trouvé chez le verre de terre, l'épervier, le renard roux et le blaireau à des concentrations moyennes de 0,24, 0,7, 0,17 et 0,12 ng/g pf, respectivement (Heimstad *et al.*, 2018).

118. Des données de surveillance en provenance du Danemark, de la Finlande et de la Suède ont également mis en évidence l'omniprésence d'UV-328 dans les biotes (Annex E, 2021). Au Danemark, on en a trouvé à des concentrations atteignant 0,19 ng/g dans des œufs de goélands argentés ($n = 8$, FD = 50 %), allant de 0,36 à 0,41 ng/g dans du foie de morue ($n = 2$, FD = 100 %) et s'élevant à 0,8 ng/g ($n = 2$, FD = 50 %) dans de la graisse de phoque. Dans les îles Féroé, on en a mesuré des concentrations s'élevant à 0,05 ng/g dans des œufs de fulmar ($n = 2$, FD = 50 %) et à 0,12 ng/g dans du foie de morue ($n = 2$, FD = 50 %). En Suède, on en a décelé dans de la graisse de phoque gris, à une concentration de 0,56 ng/g ($n = 1$).

119. En Espagne, la présence d'UV-328 a été détectée dans différents organismes aquatiques, notamment des poissons qui sont couramment consommés par la population. Sur l'île de Grande Canarie, de l'UV-328 a été relevé chez trois espèces de poissons (*Boops boops*, *Sphyræna viridensis* et *Sphoeroides marmoratus*) prélevées à proximité de points de rejets d'eaux usées dans le milieu marin (Montesdeoca-Esponda *et al.*, 2020). Les concentrations maximales dans les échantillons de muscles et de viscères étaient de 29,8 ng/g et 45,6 ng/g, respectivement. Dans les îles Canaries et en Catalogne, on a trouvé de l'UV-328 dans des échantillons de muscles de poissons provenant de marchés, à des concentrations de 100 ng/g ps et 300 ng/g ps pour les espèces *Gadus morhua* et *Solea solea*, respectivement (Gimeno-Monforte *et al.*, 2020).

120. Dans le cadre d'une étude qui mesurait différents stabilisateurs UV à base de benzotriazole dans des cours d'eau allemands (Rhin, Elbe, Sarre, Saale et Moselle), de l'UV-328 a été détecté dans l'ensemble des échantillons de foie de brème (*Abramis brama*). Au moins 20 brèmes ont été prélevées pour chacun des cours d'eau et les foies ont été groupés aux fins de l'analyse. Une concentration maximale d'UV-328 d'environ 30 ng/g ps a été mesurée dans les échantillons de foie de brèmes du Rhin (Wick *et al.*, 2016).

121. Dans les échantillons de 20 espèces de poissons marins ($n = 58$) prélevés dans la baie de Manille (Philippines), l'UV-328 présentait un facteur de diffusion de 88 % (Kim *et al.*, 2011). Sa concentration moyenne était de 34,2 ng/g pv. La valeur la plus élevée était celle de 563 ng/g pv mesurée chez la carangue nez bossu. Les concentrations relevées chez le mulot cabot et le sapsap commun étaient également notables, allant jusqu'à 179 ng/g pv et 255 ng/g pv, respectivement. Dans l'estuaire de la rivière des Perles (Chine), de l'UV-328 a été détecté dans 18 des 24 espèces d'organismes marins ayant fait l'objet d'échantillonnages dans le cadre d'une étude (Peng *et al.*, 2017b). La concentration la plus élevée a été trouvée chez le mulot à tache bleue à 259 ng/g pv.

122. Dans une étude qui mesurait l'UV-328 dans des échantillons de moules provenant de différentes eaux côtières d'Asie et du Pacifique, on en a trouvé dans ceux prélevés au Cambodge, à 120 ng/g pv ($n = 2$, TD = 100 %) en moyenne ; en Chine, à 96 ng/g pv ($n = 5$, TD = 60 %) ; dans la Région administrative spéciale de Hong Kong de la République populaire de Chine, à 200 ng/g pv ($n = 8$, TD = 75 %) ; en Indonésie, à 120 ng/g pv ($n = 2$, TD = 100 %) ; au Japon, à 120 ng/g pv ($n = 7$, TD = 100 %) ; en République de Corée, à 220 ng/g pv ($n = 17$, TD = 94 %) ; en Malaisie, à 24 ng/g pv ($n = 4$, TD = 25 %) ; aux Philippines, à 170 ng/g pv ($n = 2$, TD = 100 %) ; et aux États-Unis d'Amérique, à 69 ng/g pv ($n = 15$, TD = 33 %) (Nakata *et al.*, 2012). Aucune trace d'UV-328 n'a été relevée dans les échantillons provenant d'Inde ($n = 2$) et du Vietnam ($n = 3$).

123. Dans la mer d'Ariake (Japon), de l'UV-328 a été détecté dans l'ensemble des organismes marins ayant fait l'objet d'échantillonnages, notamment des organismes d'estran (arénicole, brachiopode, huître, palourde et gastéropode), des organismes d'eaux peu profondes (crabe et crevette), des poissons (périophtalme, poisson à tête plate, sole, limande, perche de sable, grondeur, mullet, bar, poisson sabre, raie aigle et requin-marteau), des oiseaux côtiers (canard à bec tacheté et colvert) et des mammifères marins (marsouin aptère) (Nakata *et al.*, 2009, 2010). Sa concentration moyenne était de 29 ng/g pf dans la graisse des marsouins aptères ($n = 5$, FD = 100 %) et de 0,25 ng/g pf chez les petits poissons (Nakata *et al.*, 2009, 2010).

124. Dans une étude menée sur un ruisseau urbain de l'Ontario (Canada), la présence d'UV-328 a été détectée dans 33 à 57 % des organismes vivants qui ont fait l'objet d'échantillonnages, à des concentrations élevées pouvant atteindre 1 300 ng/g pv chez l'écrevisse (Lu *et al.*, 2016a). Une autre étude dans la même région a trouvé une accumulation de cette substance dans des foies de poissons (en comparaison avec l'homogénat de carcasse, la bile et le plasma) à des concentrations allant de 0,6 à 21 ng/g pf chez le meunier noir (*Catostomus commersonii*) (Lu *et al.*, 2017b). Dans le foie de grands brochets ayant fait l'objet d'échantillonnages à proximité de la station de traitement des eaux usées de Montréal, les concentrations maximales d'UV-328 étaient du même ordre (39,7 à 40 ng/g pv) tant en amont qu'en aval de la station, indiquant que l'effluent de cette dernière n'est peut-être pas la principale source de la contamination de la masse d'eau réceptrice (fleuve Saint-Laurent) par cette substance (Giraud *et al.*, 2020). Dans des échantillons prélevés aux États-Unis d'Amérique et au Canada, de l'UV-328 a été détecté dans le plasma sanguin de plusieurs organismes, notamment des poissons, tortues serpentes, cormorans à aigrettes et grands dauphins, à des concentrations de l'ordre de plusieurs centaines de pg/g pf (Lu *et al.*, 2019b). La concentration la plus élevée était celle de 3,8 ng/g pf mesurée chez une carpe commune. Des concentrations similaires ont été relevées dans le cadre d'une étude antérieure d'échantillons provenant des États-Unis d'Amérique et du Canada, en l'occurrence 3,9 ng/g pf dans le plasma sanguin de meuniers noirs (Lu *et al.*, 2016b).

125. Dans une étude menée dans la région des Grands lacs, de l'UV-328 a été fréquemment détecté dans des œufs de goélands argentés (FD = 83–100 % dans différentes colonies) à une concentration maximale de 13 ng/g pf (Lu *et al.*, 2018). La présence d'UV-328 a également été détectée chez la truite grise à des fréquences variables selon la situation géographique (FD = 20–100 %), une concentration maximale de 6,7 ng/g pf ayant été trouvée chez la truite du lac Ontario (Lu *et al.*, 2018).

126. Des concentrations mesurables d'UV-328 ont été relevées dans des échantillons de corps gras de la glande uropygienne d'oiseaux de mer prélevés sur des îles du monde entier ($n = 145$, TD = 21 %) (Yamashita *et al.*, 2021). Elles étaient de l'ordre de 2 à 54 ng/g pv chez les stariques cristatelles de l'île Saint Laurent ; de 654 ng/g pv chez les guillemots de Brünnich de l'île Pribilof (TD = 1/3) ; de 16 à 67 ng/g pv chez les pétrels de Bulwer (TD = 3/7), de 3 à 5 ng/g pv chez les albatros à pieds noirs (TD = 3/3) et de 31 à 2 213 ng/g pv chez les pétrels des Hawaï (TD = 3/7) ; de 274 ng/g pv chez les fous à pieds rouges (TD = 1/3) et de 1 302 ng/g pv chez les phaétons à bec rouge des îles Galapagos (TD = 1/3) ; de 5 à 24 ng/g pv chez les puffins à pieds pâles d'Australie occidentale (TD = 3/6) ; de 2 à 4 ng/g pv chez les puffins à bec grêle d'Australie orientale (TD = 3/5) ; de 3 à 5 ng/g pv chez les prions colombes de Nouvelle-Zélande (TD = 4/5) ; de 4 430 à 7 055 ng/g pv chez les puffins majeurs de l'île Gough (TD = 3/3) ; et de 1 047 à 3 003 ng/g pv chez les pétrels bleus de l'île Marion (TD = 3/3).

2.3.2 Exposition humaine

127. De l'UV-328 a été trouvé dans du lait maternel et des tissus adipeux humains dans différentes parties du monde (Kim *et al.*, 2019 ; Lee *et al.*, 2015 ; Yanagimoto & *et al.*, 2011). Les êtres humains peuvent être exposés à de l'UV-328 par l'ingestion de poussières et la consommation d'aliments comme, par exemple, des poissons ou autres produits de la mer contaminés. Les valeurs guides pour l'exposition à l'UV-328 via les poussières ont été établies à 90 000 ng/j pour les adultes et 22 500 ng/j pour les jeunes enfants (Kim *et al.*, 2012a).

128. Aux Philippines, l'apport journalier estimé d'UV-328 à partir de poussières allait de 0,2 à 0,8 ng/j pour les adultes et de 0,5 à 4,6 ng/j pour les jeunes enfants (Kim *et al.*, 2012a). Chez les jeunes enfants, il était cinq fois plus élevé que chez les adultes. Toutefois, il était dans les deux cas de plusieurs ordres de grandeur inférieur aux valeurs guides pour l'exposition à l'UV-328 par ingestion de poussières.

129. En république de Corée, de l'UV-328 a été détecté dans du lait maternel humain ($n = 208$), avec un facteur de diffusion de 98 % et une concentration maximale de 334 ng/g pv (Lee *et al.*, 2015). L'apport journalier estimé par la consommation de lait maternel était de 0,36 µg/kg pc/j. Dans des échantillons de lait maternel ($n = 87$) provenant du Japon, des Philippines et du Vietnam, l'UV-328 présentait un facteur de diffusion de 16 % et une concentration moyenne de 1,2 ng/g pv (Kim *et al.*, 2019).

130. De l'UV-328 a également été décelé dans des échantillons de tissu adipeux humain prélevés au Japon ($n = 22$, FD = 81 %), en République de Corée ($n = 18$, FD = 88 %), en Inde ($n = 5$, FD = 60 %), en Espagne ($n = 12$, FD = 16 %) et aux États-Unis d'Amérique ($n = 24$, FD = 13 %) (Yanagimoto *et al.*, 2011, cité dans Germany, 2014). Le classement par pays selon les concentrations maximales communiquées était le suivant : Japon (35 ng/g pv), République de Corée (20 ng/g pv), Inde (6 ng/g pv), Espagne (6 ng/g pv) et États-Unis d'Amérique (2 ng/g pv).

2.4 Évaluation des dangers du point de vue des effets préoccupants

131. L'UV-328 est toxique pour les mammifères, pouvant causer, en cas d'exposition répétée, des effets néfastes sur des organes cibles spécifiques, principalement le foie et les reins. Par conséquent, le Comité d'évaluation des risques de l'Agence européenne des produits chimiques a conclu qu'il remplit les critères de toxicité spécifique pour certains organes cibles (exposition répétée) de la sous-catégorie 2 (STOT RE 2) du Règlement (CE) n° 1272/2008 relatif à la classification, à l'étiquetage et à l'emballage, sur la base d'études de toxicité à doses répétées réalisées sur des rats (ECHA, 2013, 2014).

132. Aucune preuve de carcinogénicité, de génotoxicité ou de mutagénicité de l'UV-328 n'a été rapportée (Environnement et Changement climatique Canada et Santé Canada, 2016 ; ECHA, 2020a).

133. Dans le dossier d'enregistrement UE, les mentions de danger ci-après ont été attribuées à l'UV-328 : H373 – toxicité spécifique pour certains organes cibles (exposition répétée) de la sous-catégorie 2 (STOT RE 2) et H413 – peut entraîner des effets néfastes à long terme pour les organismes aquatiques (Aquatic Chronic 4) (dangers pour le milieu aquatique – toxicité chronique, catégorie 4) (ECHA, 2020a). Au total, 93 % et 88 % des notifications dans l'inventaire des classifications et des étiquetages de l'Agence européenne des produits chimiques contiennent les mentions de danger H373 et H413, respectivement. Les mentions de danger H411 (Aquatic Chronic 2) (dangers pour le milieu aquatique – toxicité chronique, catégorie 2) et H412 (Aquatic Chronic 3) (dangers pour le milieu aquatique – toxicité chronique, catégorie 3) ont été rapportées dans 4 % et 2 % des notifications. Parmi les autres classifications de danger indiquées dans moins de 2 % des notifications figurent les mentions H302 (Acute Tox. 4, Ingestion) (toxicité aiguë de la catégorie 4, nocif en cas d'ingestion), H312 (Acute Tox. 4, Skin) (toxicité aiguë de la catégorie 4, nocif par contact cutané), H315 (Skin Irrit. 2) (provoque une irritation cutanée, catégorie 2), H319 (Eye Irrit. 2) (provoque une sévère irritation des yeux, catégorie 2), H332 (Acute Tox. 4, Inhalation) (toxicité aiguë de la catégorie 4, nocif par inhalation), H334 (Resp. Sens. 1) (sensibilité respiratoire, catégorie 1), H335 (STOT SE 3) (toxicité spécifique pour certains organes cibles - exposition unique, catégorie 3) et H372 (STOT RE 1) (toxicité spécifique pour certains organes cibles - exposition répétée, catégorie 1) (ECHA, 2021). Une classification des dangers avec les codes ci-après commençant par la lettre « H » a été transmise par une Partie : H303 (Acute Tox. 5, Ingestion) (toxicité aiguë de la catégorie 5, nocif en cas d'ingestion), H312, H330 (Acute Tox. 1, Inhalation) (toxicité aiguë de la catégorie 1, nocif par inhalation), H372 et H412 (Annex E, 2021).

2.4.1 Toxicité pour les mammifères

2.4.1.1 Toxicité à doses répétées

134. Des études de toxicité à doses répétées réalisées sur des rats et des beagles révèlent une toxicité de l'UV-328 pour les mammifères, le foie et les reins étant les principaux organes cibles.

135. Des rats mâles et femelles ont reçu une ration alimentaire contenant de l'UV-328 pendant 90 jours (toxicité subchronique) (Til *et al.*, 1968). Le protocole d'essai était analogue à celui de la Ligne directrice 408 de l'OCDE (1968, sans BPL). Les concentrations d'essai nominales étaient de 100, 200, 400, 800 et 1 600 ppm, ce qui correspondait à des doses réelles d'environ 10, 19, 40, 81 et 173 mg/kg pc/j, respectivement, compte tenu du poids corporel et de la consommation alimentaire des sujets de l'étude (ECHA, 2020a ; Til *et al.*, 1968). Il n'a pas été ajouté d'UV-328 au régime alimentaire des groupes témoins. Des examens hématologiques réalisés lors de la douzième semaine de l'étude ont montré une diminution dose-dépendante du taux d'hémoglobine chez les mâles à partir de 19 mg/kg pc/j et chez les femelles à partir de 81 mg/kg pc/j (ECHA, 2013). Chez les mâles et les femelles exposés à la dose la plus élevée, des diminutions de 12 % et 6 % du taux d'hémoglobine par rapport aux groupes témoins ont été observées, respectivement (ECHA, 2013). La diminution de l'hématocrite était proportionnelle à la baisse du taux d'hémoglobine (ECHA, 2013). L'activité de la glucose-phosphatase des foies et des reins regroupés, tant chez les mâles que chez les femelles, augmentait à toutes les doses par rapport aux groupes témoins (ECHA, 2013). Aucun autre examen biochimique n'a été réalisé. Les poids relatifs moyens du foie augmentaient nettement à toutes les doses alimentaires chez les mâles ainsi que chez les femelles (ECHA, 2013). Les poids relatifs des reins augmentaient aux trois doses les plus élevées chez les mâles et les femelles (ECHA, 2013). Les poids relatifs de la thyroïde étaient supérieurs à ceux des groupes témoins à partir de 19 mg/kg pc/j (ECHA, 2013). Chez les rats mâles, les poids relatifs de la rate augmentaient aux deux doses les plus élevées et les poids relatifs des testicules aux trois doses les plus élevées (ECHA, 2013). Les poids relatifs de tous les organes mesurés dans le cadre de l'étude sont disponibles dans le document UNEP/POPS/POPRC.17/INF/17. Un examen pathologique macroscopique des foies réalisé après 13 semaines a révélé un net élargissement et une décoloration verdâtre des foies (ECHA, 2013). Des examens microscopiques des foies ont révélé des lésions hépatiques à toutes les doses, tant chez les mâles que chez les femelles, dont la gravité diminuait parallèlement aux doses (ECHA, 2013). Aux deux doses les plus élevées, une nécrose focale était occasionnellement observée chez les mâles et dans une moindre mesure chez les femelles (ECHA, 2013). Une décoloration verdâtre des reins était observée chez les mâles et les femelles exposés aux deux doses les plus élevées (ECHA, 2013). Des examens microscopiques des reins ont révélé chez les mâles une néphrite tubulaire aux deux doses alimentaires les plus élevées (ECHA, 2013). Compte tenu des modifications histopathologiques observées au niveau du foie et des reins des mâles exposés à la dose de 81 mg/kg pc/j, le Comité

d'évaluation des risques de l'Agence européenne des produits chimiques a indiqué que les critères concernant les effets néfastes graves pour la santé définis pour la classification en tant que STOT RE (toxicité spécifique pour certains organes cibles - exposition répétée) étaient remplis (ECHA, 2013). Compte tenu des modifications observées dans cette étude au niveau de l'hématologie, de la biochimie clinique, des poids des organes et de l'histopathologie, une dose minimale avec effet nocif observé (DMENO) de 10 mg/kg pc/j a été indiquée dans le dossier d'enregistrement de l'Agence européenne des produits chimiques (ECHA, 2020a).

136. Dans une autre étude, des beagles mâles et femelles ont été soumis à un régime alimentaire contenant de l'UV-328 pendant 90 jours (toxicité subchronique) (Ciba-Geigy, 1970 ; ECHA, 2013). Le protocole d'essai était analogue à celui de la Ligne directrice 409 de l'OCDE (sans BPL), si ce n'est que trois animaux par sexe et par groupe de traitement ont été soumis aux essais au lieu de cinq. Dans le cadre de l'étude, les doses d'UV-328 étaient de 0 (groupes témoins), 15, 30, 60, 120 et 240 mg/kg pc/j. Un chien mâle du groupe auquel a été administré la dose la plus élevée est décédé au cours de la huitième semaine de l'étude et des animaux exposés aux doses élevées ont montré des diminutions de leur consommation alimentaire et de leur poids corporel, ainsi qu'un comportement somnolent et faible (ECHA, 2013). Des examens hématologiques ont révélé une baisse du nombre des érythrocytes, une diminution de l'hématocrite, des diminutions du taux d'hémoglobine, une augmentation du volume globulaire moyen et une baisse de la teneur corpusculaire moyenne en hémoglobine chez les chiens exposés à des doses de 120 et 240 mg/kg pc/j (ECHA, 2013). Les taux d'hémoglobine chez les mâles exposés à 120 mg/kg pc/j et les femelles exposées à 240 mg/kg pc/j étaient inférieurs de plus de 20 % à ceux des groupes témoins (ECHA, 2013). Des examens biochimiques ont révélé une augmentation de l'activité de plusieurs enzymes sériques (ECHA, 2013). Parmi ces enzymes figuraient la glutamate pyruvate transaminase (GPT) (ou alanine aminotransférase (ALT)), la transaminase glutamique oxaloacétique (TGO) (ou aspartate transaminase (AST)) et la phosphatase alcaline (PAL) (ECHA, 2013). L'augmentation de l'activité des trois enzymes a été observée chez les mâles à partir de 15 mg/kg pc/j (ECHA, 2013). Chez les femelles, des niveaux d'activité élevés de la phosphatase alcaline ont été observés dans le sérum à 15 mg/kg pc/j (ECHA, 2013). La quantité totale de protéines diminuait dans le sérum des mâles et des femelles exposés. Les valeurs chez les mâles et les femelles exposés à la dose la plus élevée s'élevaient à 86 % et 81,5 % des valeurs des groupes témoins, respectivement (ECHA, 2013). Des modifications dans le profil protéique sérique ont été observées à partir de 30 mg/kg pc/j (ECHA, 2013). L'autopsie a révélé une augmentation significative des poids absolus du foie à toutes les doses, tant chez les mâles que chez les femelles, par rapport aux groupes témoins (ECHA, 2013). Des examens pathologiques du foie ont révélé des modifications lipidiques dans les cellules de Kupffer, des globules protéiques dans le cytoplasme, une pigmentation jaune dans les cellules de Kupffer et une hyperplasie des cellules de Kupffer à partir de la dose de 15 mg/kg pc/j (ECHA, 2013). Une dégénérescence graisseuse des hépatocytes a été constatée chez les chiens exposés à 60 mg/kg pc/j ainsi qu'à des doses plus élevées (ECHA, 2013). Compte tenu des effets histopathologiques observés chez les chiens exposés à des doses de 60 mg/kg pc/j, des changements dans l'activité de plusieurs enzymes sériques et des modifications observées dans le profil protéique sérique, le Comité d'évaluation des risques de l'Agence européenne des produits chimiques a déclaré que les critères de classification de l'UV-328 dans la classe de danger STOT RE (toxicité spécifique pour certains organes cibles - exposition répétée) étaient remplis. Sur la base des conclusions de cette étude, une dose sans effet nocif observé (DSENO) de 30 mg/kg pc/j et une DMENO de 60 mg/kg pc/j ont été indiquées dans le dossier d'enregistrement de l'Agence européenne des produits chimiques (ECHA, 2020a).

137. L'évaluation canadienne concernant l'UV-328 a également pris en compte les études de toxicité à doses répétées présentées ci-dessus et réalisé une lecture croisée de deux substances ayant une structure analogue, le 2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4,6-bis(1-méthyl-1-phényléthyl)phénol (n° CAS 70321-86-7) et le 2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4-méthylphénol (n° CAS 2440-22-4), afin de combler les lacunes en matière de données sur la toxicité chronique (Environnement et Changement climatique Canada et Santé Canada, 2016). Dans sa conclusion, elle indique que les niveaux d'effet faible dans les études apparaissaient à partir de 5 mg/kg pc/j et établit la DMENO à 15 mg/kg pc/j (Environnement et Changement climatique Canada et Santé Canada, 2016).

138. Sur la base de la DSENO établie à partir de l'étude de toxicité à doses répétées réalisée sur des chiens, des doses dérivées sans effet (DDSE) ont été extrapolées pour les êtres humains et indiquées dans le dossier d'enregistrement REACH présenté par l'industrie (ECHA, 2020a). Ces DDSE, qui n'ont pas été vérifiées par les autorités, sont fournies dans le Tableau . De plus amples informations concernant la manière dont elles ont été calculées sont contenues dans le document UNEP/POPS/POPRC.17/INF/17. On notera que si les DDSE avaient été calculées à partir de la DMENO de l'étude de toxicité à doses répétées réalisée sur des rats, les valeurs se seraient établies à un tiers de celles figurant dans le tableau 8. De plus, la DDSE est une valeur de référence externe qui est normalement définie à partir de la plus faible valeur fiable de la DSENO et non de la DMENO. Les chiffres indiqués dans le tableau 8 s'accompagnent donc d'incertitudes considérables et ne devraient pas être utilisés pour des comparaisons avec les concentrations mesurées dans la population humaine.

Tableau 8. DDSE pour les effets systémiques causés par une exposition à long terme à de l'UV-328 chez des travailleurs et la population générale, telles qu'indiquées dans le dossier d'enregistrement de l'Agence européenne des produits chimiques (ECHA, 2020a)

Voie d'exposition	DDSE travailleurs	DDSE population générale
Inhalation	0,7 mg/m ³	0,17 mg/m ³
Voie cutanée	0,3 mg/kg pc/j	0,14 mg/kg pc/j
Voie orale		0,14 mg/kg pc/j

2.4.1.2 Toxicité aiguë

139. L'UV-328 a fait l'objet de plusieurs essais de toxicité aiguë en exposition à une dose unique (ECHA, 2020a). L'administration par gavage d'une seule dose à des rats et des souris n'a fait apparaître aucun changement majeur des organes (Ciba-Geigy, 1978). La DL₅₀ (dose létale médiane) par voie orale était d'environ 2 300 mg/kg pc. Dans une étude similaire réalisée sur des rats, la DL₅₀ était supérieure à la dose maximale de l'étude, qui était de 7 750 mg/kg pc (Ciba-Geigy, 1978). Dans une étude sur des rats albinos menée selon un protocole analogue à celui de la Ligne directrice 401 de l'OCDE (sans BPL, 1987), la DL₅₀ a été plus élevée que la dose de l'étude, qui était de 2 000 mg/kg pc (ECHA, 2020a).

140. Dans une étude (1973) suivant un protocole d'essai analogue à celui de la Ligne directrice 403 de l'OCDE (sans BPL), des rats ont été exposés pendant 4 heures à de l'UV-328 inhalé sous forme d'aérosol utilisant de l'éthanol comme véhicule (ECHA, 2020a). La CL₅₀ (concentration létale médiane) était plus élevée que la concentration de l'étude (0,4 mg/L air). La distribution de la taille des particules dans l'aérosol était d'environ 7,5 % > 7 µm, 5 % 3–7 µm, 55 % 1–3 µm, 32,5 % < 1 µm. Dans une autre étude (1977), des rats ont été exposés pendant 1 heure à de l'UV-328 par inhalation de poussières (dose corps entier) (ECHA, 2020a). La CL₅₀ était plus élevée que la concentration de l'essai (0,13 mg/L air) (ECHA, 2020a).

141. La DL₅₀ dermique mesurée sur des lapins se situait entre 1,1 et 3,0 g/kg pc après une seule exposition à de l'UV-328 (ECHA, 2020a). Aucune irritation ou sensibilisation du derme, ou irritation des yeux, n'a été signalée (ECHA, 2020a).

2.4.1.3 Reprotoxicité et toxicité développementale

142. On ne dispose pas d'études de reprotoxicité ou de toxicité développementale pour l'UV-328. Cependant, les résultats d'études de toxicité à doses répétées menées sur des rats et des chiens (décrites dans la section 2.4.1.1 du rapport) indiquent un potentiel d'effets nocifs sur la reproduction ou le développement chez les mammifères. Chez des rats mâles exposés à des doses de 40 mg/kg pc/j et plus, le poids relatif des testicules augmentait sensiblement (ECHA, 2013). Aucun examen histopathologique des organes reproducteurs n'a cependant été effectué dans cette étude. Chez les rats mâles et femelles, le poids relatif de la thyroïde était plus élevé que dans les groupes témoins, en commençant à la dose de 19 mg/kg pc/j. Des données sur les poids relatifs des testicules et de la thyroïde des animaux d'essai figurent dans le document UNEP/POPS/POPRC.17/INF/17.

143. L'étude sur les chiens a montré que certains sujets exposés à des doses de 60 mg/kg pc/j et plus présentaient des altérations de leurs organes reproducteurs imputables à l'UV-328 (ECHA, 2013, 2020a). Chez certains chiens mâles, une atrophie des tubules et la présence de cellules géantes multinuclées dans les testicules, ainsi que des défauts dans la spermiogénèse ont été rapportés (ECHA, 2013, 2020a). Dans la prostate de certains chiens mâles exposés à des doses de 120 mg/kg pc/j et de 240 mg/kg pc/j, une atrophie et une sclérose marquées du stroma ont été observées (ECHA, 2013, 2020a). Chez certaines chiennes exposées à des doses de 60 mg/kg pc/j et plus, une légère atrophie de toutes les couches utérines a été rapportée (ECHA, 2013, 2020a). Ces données donnent à penser que l'UV-328 peut avoir des effets néfastes sur la reproduction.

144. Zhuang *et al.* (2017) ont mené des bioessais *in vitro* de recombinaison double hybride dans une souche de levure pour évaluer les activités perturbatrices de l'UV-328 envers le récepteur androgène humain avant et après l'activation métabolique par des microsomes de foie humain et l'enzyme CYP3A4. Des cellules de levure ont été exposées à de l'UV-328 dans une gamme de concentrations allant de 5.10⁻⁴ à 50 µM. Aucune toxicité pour les cellules de levure n'a été observée à toutes les concentrations étudiées. Avant activation métabolique par les microsomes de foie humain et le CYP3A4, aucune activité anti-androgénique importante n'a été observée dans la gamme de concentrations de 5.10⁻⁴ à 5 µM. Toutefois, une légère toxicité antagoniste a été observée à une concentration de 50 µM. Trois autres concentrations (0,0025, 0,025 et 0,25 µM) ont été explorées plus avant pour comparer les effets anti-androgéniques avant et après métabolisme. Après une activation métabolique médiée par le CYP3A4, une exposition à de l'UV-328 a entraîné une augmentation significative de l'activité anti-androgénique comparativement à l'activité avant métabolisme, à une concentration d'essai de 0,25 µM ; le taux des métabolites inhibiteurs de l'UV-328 est passé de 17,1 ± 3,0 % à 40,7 ± 4,9 %. Après activation métabolique médiée par des microsomes de foie humain, une augmentation marquée du taux d'inhibition (de 28,0 ± 6,3 % à 43,3 ± 1,5%) a également été observée. Ces données indiquent que l'UV-328 peut avoir des effets anti-androgéniques. Dans un autre essai *in vitro* de recombinaison de deux hybrides de levure, aucune activité œstrogénique pertinente de l'UV-328 n'a

été observée dans une gamme de concentrations d'essai de 10^{-7} à 10^{-3} M (concentration finale d'UV-328 dissoute dans du diméthylsulfoxyde –DMSO) (Kawamura *et al.*, 2003).

2.4.2 Écotoxicité

145. L'écotoxicité aiguë de l'UV-328 n'a pas été démontrée de manière concluante par des essais standards (des détails figurent ci-dessous). Cependant, de récentes études sur l'exposition à long terme d'organismes aquatiques à de l'UV-328 indiquent de possibles effets nocifs sur la base de résultats obtenus chez des poissons-zèbres adultes (Hemalatha *et al.*, 2020). Les données de modélisation ECOSAR indiquent également que l'UV-328 serait écotoxique (USEPA, 2012).

146. L'UV-328 étant peu hydrosoluble, des études d'écotoxicité à long terme sont plus appropriées pour évaluer son écotoxicité aquatique. Hemalatha *et al.* (2020) ont étudié les effets d'une exposition de poissons-zèbres adultes (*Danio rerio*) à de l'UV-328. Les organismes d'essai ($n = 750$) ont été acclimatés aux conditions de laboratoire conformément à l'essai n° 305 des Lignes directrices de l'OCDE. Après acclimatation, les poissons ont été répartis en cinq groupes : groupe témoin de l'eau pure, groupe témoin du solvant et trois groupes de traitement. Les essais ont été réalisés en triplicat pour chaque groupe et chaque réplicat contenait 50 poissons dans une solution d'essai de 25 L. Les espèces d'essai des groupes de traitement ont été exposées à de l'UV-328 à des concentrations de 0,01, 0,1 et 1 mg/L préparées dans du diméthylsulfoxyde (DMSO) pendant 14, 28 et 42 jours. Les solutions d'essai dans les aquariums ont été renouvelées toutes les 24 heures afin de maintenir la concentration au niveau approprié ; toutefois, les auteurs n'ont pas précisé si les concentrations avaient été vérifiées par des mesures analytiques. Une analyse biochimique des tissus hépatiques les 14^e et 28^e jours a mis en évidence une nette augmentation de l'activité de la superoxyde dismutase (SOD), de la catalase (CAT) et de la glutathion peroxydase (GPx) à des niveaux d'exposition de 0,1 et 1 mg/L. Des analyses histopathologiques d'échantillons de foie ont également été effectuées. Chez les poissons exposés à des concentrations de 0,01 et 0,1 mg/L pendant 14 jours, peu de lésions histologiques telles que sinusoides hépatiques, avec un faible degré de vacuolisation des hépatocytes et un élargissement nucléaire, ont été observées dans l'ensemble des tissus hépatiques. Chez ceux exposés à une concentration de 1 mg/L, des granules éosinophiliques, des noyaux pycnotiques, une vacuolisation et une dégénérescence cytoplasmiques, des sinusoides dilatés, et une dégénérescence et une hypertrophie nucléaires ont été observés. Le 28^e jour, les lésions sont devenues plus prévalentes et étaient accompagnées d'une vacuolisation des lipides dans tous les groupes de traitement. En outre, chez les poissons exposés à des concentrations de 0,1 et 1 mg/L, une dégénérescence albumineuse et une nécrose du foie ont été observées à de nombreux endroits. Le 42^e jour, les altérations histologiques sont devenues beaucoup plus marquées et parfois très graves avec une concentration croissante (hémorragies veineuses, pycnose nucléaire, nécrose avec lésions sinusoidales et dégénérescence des hépatocytes). De plus, dans le groupe exposé à des concentrations de 1 mg/L, des sinusoides sanguines et des agrégats mélanomacrophages ont été observés chez certains poissons le 42^e jour. Aucune mortalité n'a été constatée durant la période d'acclimatation ou la période d'exposition. Aucun effet sur la longueur corporelle ou la croissance n'a été signalé.

147. Girauda *et al.* (2020) ont étudié les effets d'une exposition par voie alimentaire à l'UV-328 chez des truites arc-en-ciel juvéniles (*Oncorhynchus mykiss*) pendant 28 jours en suivant le protocole d'essai de la Ligne directrice 305 de l'OCDE. Pour réaliser cet essai, des solutions concentrées d'UV-328 ont été préparées dans de l'acétonitrile ; ces solutions ont ensuite servi à préparer des solutions de travail dans de l'eau distillée. Des granulés pour truite ont été préparés de manière à ce qu'ils contiennent une concentration nominale de 50 ng/g d'UV-328. Les truites ont été placées dans quatre aquariums de 60 L, avec 13 truites par aquarium. Trois aquariums ont servi au traitement, dans lesquels les truites ont reçu une alimentation contenant de l'UV-328. Le quatrième aquarium a servi de témoin (contenant la même concentration finale d'acétonitrile que l'aquarium utilisé pour le traitement). Les truites ont reçu une ration quotidienne fixe représentant 4 % de leur poids frais moyen. Le poids moyen était de $3,25 \pm 0,14$ g. Après 28 jours, les truites ont été échantillonnées au hasard et euthanasiées en vue d'analyses plus poussées. Les analyses ont montré que l'exposition à de l'UV-328 par voie alimentaire n'avait aucun effet sur la longueur du corps, le poids ou le coefficient de condition de Fulton. Toutefois, elle entraînait des modifications transcriptionnelles, induisant une transcription des protéines ribosomales régulant à la baisse les gènes impliqués dans la réponse immunitaire et affectant les gènes impliqués dans l'homéostasie du fer (Girauda *et al.*, 2020). Les truites du groupe de traitement non euthanasiées ont suivi un régime de contrôle pendant cinq jours après la période de 28 jours afin d'assurer la dépuración. Durant cette période, les concentrations d'UV-328 dans le foie ont diminué de 20,9 % quotidiennement et la demi-vie de dépuración a été estimée à 3 jours.

148. Girauda *et al.* (2017) ont étudié les effets d'une exposition à l'UV-328 sur l'algue verte d'eau douce *Chlamydomonas reinhardtii* et le crustacé d'eau douce *Daphnia magna*. Pour réaliser les expériences sur les algues, des cellules à croissance exponentielle ont été diluées dans de l'eau douce jusqu'à parvenir à une densité cellulaire de 1.10^6 cellules/mL. Les algues ont ensuite été exposées à de l'UV-328 (dilué dans une solution à 0,05 % de DMSO) à des concentrations de 0,01 et 10 µg/L pendant 96 heures. Ces expériences ont été menées en triplicat, avec des cultures témoins contenant des niveaux de DMSO correspondants. Une production d'espèces réactives de l'oxygène (ERO) a été rapportée après exposition à l'UV-328 (Girauda *et al.*, 2017). La viabilité des cellules exposées n'était pas sensiblement différente de celle des cellules témoins. Les expériences sur les crustacés ont suivi

le protocole d'essai de la Ligne directrice 211 de l'OCDE. Cinq groupes de réplicats constitués de 12 nouveaux-nés de *Daphnia magna* (< 24 h) ont été exposés à des concentrations d'UV-328 de 0,01 et 10 µg/L (diluées dans une solution à 0,05 % de DMSO) pendant 21 jours. Aucune mortalité n'a été enregistrée et aucun effet sur la croissance, la reproduction et la transcription des gènes n'a été observé après une période d'exposition de 21 jours.

149. Le modèle ECOSAR prédit une valeur chronique (VCh) et une $CL_{50}/CE_{50} < 0,1$ mg/L pour l'UV-328 chez le poisson d'eau douce, la daphnie et l'algue verte (USEPA, 2012). La VCh est la moyenne géométrique de la concentration sans effet observé (CSEO) et de la concentration minimale avec effet observé (CMEO).

150. Les données d'écotoxicité tirées d'études sur la toxicité aiguë effectuées sur des organismes d'eau douce (poissons, crustacés et algues) selon les Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques ne mettent en évidence aucun effet nocif de l'UV-328 dans sa fourchette de solubilité dans l'eau. Toutefois, compte tenu de la faible hydrosolubilité de la substance, on peut s'attendre à ce que cette voie d'exposition à l'UV-328 librement dissous dans l'eau et non inclus dans un régime alimentaire, pendant une courte période d'exposition, ne mène pas normalement à des concentrations ayant des effets internes sur les organismes d'essai. Les valeurs écotoxicologiques de l'UV-328 dans les poissons, les crustacés et les algues sont récapitulées ci-dessous, aux tableaux 9 à 11. Note : pour les études écotoxicologiques pour lesquelles le dossier d'enregistrement REACH (ECHA, 2020a) est cité en référence, seul un résumé est disponible.

Tableau 9. Valeurs écotoxicologiques pour l'UV-328 chez les poissons

Espèce de poisson	Méthode d'essai	CSEO/CL ₅₀	Références
<i>Danio rerio</i>	OCDE, essai n° 203, sans BPL (1988)	CSEO/CL ₅₀ ≥ 100 mg/L après 96 heures d'exposition	ECHA, 2020a
<i>Oryzias latipes</i>	OCDE, essai n° 203, BPL (2007)	CL ₅₀ > 0,08 mg/L après 96 heures d'exposition	ECHA, 2020a

Tableau 10. Valeurs écotoxicologiques pour l'UV-328 chez les crustacés

Espèce de crustacé	Méthode d'essai	CSEO/CE ₅₀	Références
<i>Daphnia magna</i>	OCDE, essai n° 202, avec BPL (2007)	CE ₅₀ > 83 µg/L après 48 heures	ECHA, 2020a
	OCDE, essai n° 202, sans BPL (1988)	CE ₅₀ > 10 mg/L après 48 heures CSEO = 5,8 mg/L après 24 heures	ECHA, 2020a
<i>Daphnia pulex</i>	OCDE, essai n° 202	CSEO ≥ 10 mg/L après 24 heures et 48 heures	Kim <i>et al.</i> , 2011

Tableau 6. Valeurs écotoxicologiques pour l'UV-328 chez les algues

Espèce d'algue	Méthode d'essai	CSEO/CL ₅₀	Références
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	OCDE, essai n° 201, statique, avec BPL (2007)	CSEO = 0,016 mg/L (limite d'essai)	ECHA, 2020a
<i>Scenedesmus subspicatus</i>		CSEO < 0,1 mg/L pour l'inhibition de la croissance après 72 heures	Hicks and Geldhill, 1993

151. On notera que pour l'algue *Scenedesmus subspicatus*, un certain effet d'inhibition a été observé 72 heures après une exposition à de l'UV-328 pour toutes les concentrations d'essai (y compris pour la concentration la plus faible, à savoir 0,1 mg/L) (Hicks & Gledhill, 1993). Toutefois, aucun effet n'a été observé dans une étude moderne sur des algues selon l'essai n° 201 de l'OCDE effectuée conformément aux bonnes pratiques de laboratoire (BPL).

152. Dans des microorganismes de boues d'épuration, la CE₅₀ et la concentration inhibitrice médiane (CI₅₀) après 3 heures étaient plus élevées que la concentration d'essai, qui était de 100 mg/L (OCDE, essai n° 209, conditions statiques, sans BPL, 1988) (ECHA, 2020a).

153. Sur la base des valeurs non bornées des concentrations avec effet tirées des études d'écotoxicité aiguë sur des organismes d'eau douce, l'industrie a défini des concentrations sans effet prévu (CSEP) pour les organismes aquatiques dans le dossier d'enregistrement REACH relatif à l'UV-328 (ECHA 2020a). Des informations sur leur mode de calcul figurent dans le document UNEP/POPS/POPRC.17/INF/17. Les valeurs pour différentes matrices environnementales et pour la toxicité secondaire, qui n'ont pas été vérifiées par les autorités, figurent au tableau 12.

Note : si elle est calculée à partir de la concentration minimale avec effet nocif observé (CMENO) tirée de l'étude de toxicité à doses répétées menée sur des rats, la CSEP pour la toxicité secondaire est 6 fois inférieure à la valeur indiquée au tableau 12.

Tableau 7. Valeurs de la CSEP de l'UV-328 pour les organismes aquatiques dans différents milieux (eau douce, eau de mer, stations d'épuration des eaux usées, sédiments fluviaux et marins) et pour les organismes terrestres dans les sols, et toxicité secondaire pour les prédateurs, telles qu'indiquées dans le dossier d'enregistrement REACH. Source : ECHA, 2020a ; UNEP/POPS/POPRC.17/INF/17

Matrice	Valeur de la CSEP
Eau douce	10 µg/L
Eau douce (rejets intermittents)	100 µg/L
Eau de mer	1 µg/L
Station d'épuration des eaux usées	1 000 µg/L
Sédiments fluviaux	451 µg/g ps
Sédiments marins	45,1 µg/g ps
Sol	90 µg/g ps
Toxicité secondaire pour les prédateurs (chien)	13,2 µg/g aliments
Toxicité secondaire pour les prédateurs (rat)	2,2 µg/g aliments

154. Une comparaison entre les données de surveillance environnementale (section 2.3.1 du rapport) et les valeurs de la CSEP indique que, dans la plupart des cas, les concentrations environnementales sont inférieures aux CSEP respectives. Cependant, il arrive que les concentrations environnementales s'approchent de la CSEP ou la dépasse. Les concentrations d'UV-328 détectées dans des cours d'eau pollués du Japon allaient par exemple jusqu'à 4,8 µg/L, valeur qui est du même ordre de grandeur que la CSEP (10 µg/L) pour les écosystèmes d'eau douce. Des données de surveillance de la baie de Narragansett (États-Unis d'Amérique), bien connue pour être un site de contamination par l'UV-328, indiquent que les valeurs de la CSEP pour l'eau douce (10 µg/L) et les stations d'épuration des eaux usées (1 000 µg/L) ont été dépassées autrefois, des concentrations maximales de 85 µg/L et 4 700 µg/L ayant été rapportées pour ces matrices, respectivement ; les concentrations mesurées dans les sédiments (300 µg/g poids sec) se rapprochent aussi des valeurs de la CSEP pour les sédiments fluviaux (451 µg/g poids sec).

155. En outre, les concentrations élevées d'UV-328 détectées dans l'huile de la glande uropygienne d'oiseaux de mer dans des régions reculées (1 à 7 µg/g lipides chez le puffin majeur de l'île Gough et le pétrel bleu de l'île Marion) peuvent être pertinentes pour la toxicité secondaire chez les prédateurs. Sur les îles, les oiseaux de mer ont pour prédateurs les rats, les chats sauvages, les souris grises, les cochons, les mangoustes et les musaraignes de maison (Townsend *et al.*, 2011). Bien que les susdites concentrations ne soient peut-être pas directement comparables à la CSEP pour la toxicité secondaire, une étude par voie orale réalisée par Tanaka *et al.* (2020b) a montré que 32 jours après exposition, elles étaient très similaires à celles trouvées dans la graisse abdominale. Par conséquent, en supposant que les oiseaux de mer aient un taux de graisses de 5 % à 15 % de leur poids corporel total (Spear & Ainley, 1998), leur taux d'UV-328 pour le corps entier (0,05-1,1 µg/g) serait d'une ou deux ordres de grandeur inférieur à la CSEP pour la toxicité secondaire chez les prédateurs (13,2 µg/g aliments, calculée à partir de la CSENO pour le chien).

156. La CSEP pour la toxicité secondaire basée sur la CMENO pour le rat ($CSEP_{\text{orale}} = 2,2 \mu\text{g/g}$ aliments ; voir le document UNEP/POPS/POPRC.17/INF/17) et le taux d'UV-328 du corps entier chez les oiseaux de mer sont du même ordre de grandeur. Ces chiffres indiquent que des effets nocifs pour les mammifères prédateurs de ces oiseaux sont possibles dans les régions reculées. Note : il n'existe aucune étude de toxicité aviaire disponible pour l'UV-328 et, par conséquent, les effets de concentrations élevées de cette substance sur les oiseaux de mer sont inconnus.

157. Il n'existe pas de données d'écotoxicité de l'UV-328 pour la faune terrestre autres que les données tirées des études de toxicité à dose répétée (section 2.4.1 du rapport). L'évaluation préliminaire de l'UV-328 réalisée par le Canada contient cependant une estimation des valeurs toxicologiques de référence (VTR) pour la toxicité chronique, qui ont été établies à 2,34 et 3,86 mg/kg pc/j pour la loutre de rivière et le vison, respectivement, à partir des résultats d'une étude de toxicité à doses répétées effectuée sur des rats (Environnement et Changement climatique Canada et Santé Canada, 2016 ; Til *et al.*, 1968). Les VTR pour la toxicité chronique calculées pour la loutre de rivière et le vison sont représentatives des mammifères terrestres canadiens qui se nourrissent de poissons. À partir des concentrations estimatives dans les eaux de surface résultant des rejets industriels du secteur des plastiques et du secteur des peintures et des revêtements (Tableau 4. Prévisions concernant les concentrations dans l'environnement résultant des rejets d'UV-328 par suite de ses utilisations industrielles dans le secteur des plastiques. On suppose une utilisation de 25 tonnes par installation et par an. Source : Environnement et Changement climatique Canada et Santé Canada, 2016 et Tableau 5. Prévisions concernant les concentrations dans l'environnement résultant des rejets d'UV-328 par suite de ses utilisations industrielles dans le secteur des peintures et des revêtements. On suppose une utilisation de 12 tonnes par installation et par an. Source : Environnement et Changement climatique Canada et Santé Canada, 2016, respectivement), ainsi que de considérations concernant la bioaccumulation de la substance chez

les poissons de niveau trophique intermédiaire, les concentrations résiduelles d'UV-328 dans les tissus de poissons ont été estimées (Environnement et Changement climatique Canada et Santé Canada, 2016). En appliquant un modèle bioénergétique de la faune sauvage, l'apport journalier total (AJT) d'UV-328 chez la loutre de rivière et le vison ont été respectivement établis, selon les calculs, à 1,58 mg/kg pc/j et 1,50 mg/kg pc/j (Environnement et Changement climatique Canada et Santé Canada, 2016). Les quotients de risque (QR) ont été calculés pour différents scénarios de rejets industriels (section 2.1.3 du rapport) en divisant l'AJT par la VTR chronique. Dans la plupart des scénarios, le QR était < 1 (Environnement et Changement climatique Canada et Santé Canada, 2016). Cependant, un QR de 1,68 pour la loutre de rivière a été rapporté pour le scénario dans lequel de l'UV-328 est rejeté dans un petit cours d'eau par un site industriel du secteur des plastiques qui consomme 25 tonnes d'UV-328 par an (Environnement et Changement climatique Canada et Santé Canada, 2016). Des informations supplémentaires sur les différents scénarios de rejets industriels sont présentées dans le document UNEP/POPS/POPRC.17/INF/17.

2.4.3 Interactions toxicologiques faisant intervenir plusieurs produits chimiques

158. Les études sur l'interaction des substances de la classe des benzotriazoles phénoliques avec d'autres substances font défaut. Deux études récentes (décrites dans la section 2.4.2 du rapport) ont cependant permis de mesurer les effets d'une exposition simultanée de l'UV-328 et de l'UV-234 sur *Chlamydomonas reinhardtii*, *Daphnia magna* et *Oncorhynchus mykiss* (Giraud et al., 2017, 2020). Chez *C. reinhardtii*, la production d'espèces réactives de l'oxygène (ERO) a augmenté après une exposition à de l'UV-328 et la peroxydation lipidique a augmenté à la suite d'une exposition à de l'UV-234. Des effets de synergie au niveau de la transcription ont été observés après exposition à un mélange d'UV-328 et d'UV-234, avec une régulation à la hausse de la glutathion peroxydase, multipliée par un facteur de 2 à 6, suggérant un impact potentiel sur le système de défense antioxydant de *C. reinhardtii* (Giraud et al., 2017). Cependant, aucun effet nocif n'a été observé. Pour *D. magna*, aucun effet sur la croissance, la reproduction ou la transcription génétique n'a été observé après 21 jours d'exposition à 0,01 et 10 µg/L d'UV-328, d'UV-234 et d'un mélange des deux substances (Giraud et al., 2017). Pour *O. mykiss*, aucune preuve manifeste d'effets de synergie importants après exposition à un mélange d'UV-328 et d'UV-234 n'a été observé (Giraud et al., 2020).

2.4.4 Conclusion sur la toxicité

159. Les effets nocifs de l'UV-328 sur la santé ont été prouvés à l'issue d'études de toxicité sur des mammifères et pourraient potentiellement mettre en danger la santé humaine et l'environnement puisque l'UV-328 peut endommager le foie et les reins après une exposition par voie orale, prolongée ou répétée (STOT RE 2). Des preuves limitées d'effets indésirables sur l'appareil reproducteur mâle sont disponibles dans deux anciennes études non standard menées sur des rats et des chiens. Il n'existe pas d'études standard modernes des effets de l'UV-328 sur la reproduction permettant de corroborer les résultats de ces études non standard. Aucun signe d'écotoxicité aiguë n'a été observé dans les essais standard. Par ailleurs, aucun effet à long terme ne ressort des données disponibles pour les algues ou les daphnies. Toutefois, on a observé chez des poissons-zèbres adultes des effets à long terme qui indiquent un potentiel d'effets néfastes importants sur le foie de poissons. Les concentrations élevées d'UV-328 trouvées chez des oiseaux migrateurs de régions reculées sont analogues aux concentrations avec effet prévu de toxicité secondaire pour les mammifères prédateurs, ce qui indique un potentiel d'effets néfastes pour les mammifères des régions reculées, avec des conséquences inconnues pour les oiseaux eux-mêmes.

3. Synthèse des informations

160. L'UV-328 est un benzotriazole phénolique utilisé comme absorbeur d'UV dans une large gamme d'applications industrielles et de produits de consommation (peintures, revêtements, produits d'étanchéité, adhésifs, encres d'imprimerie, parfums, pesticides inertes, textiles, caoutchouc et plastiques). Il est surtout utilisé dans l'industrie automobile (peintures et revêtements) et comme additif dans les plastiques (y compris les polymères), les encres d'imprimerie et les adhésifs pour emballages alimentaires. Dans le secteur automobile, il est utilisé dans les peintures, les revêtements et les produits d'étanchéité, ainsi que dans les panneaux d'affichage à cristaux liquides et les compteurs montés sur les véhicules, et aussi dans les résines employées pour certains éléments intérieurs et extérieurs des véhicules.

161. L'UV-328 est mondialement fabriqué en grandes quantités (> 1 000 tonnes par an), mais il n'existe pas de données accessibles au public indiquant les volumes produits et les usages auxquels ils sont destinés. Depuis quelques années, il est considéré comme une substance très préoccupante dans l'Union européenne et il est maintenant inscrit sur la liste nationale des substances prioritaires en Norvège. Il fait l'objet de restrictions dans la législation du Royaume du Bahreïn.

162. De l'UV-328 est rejeté dans l'environnement au cours de sa fabrication et de son utilisation industrielles, de l'utilisation de produits qui en contiennent et de la gestion en fin de vie de ces produits. C'est pourquoi on en a détecté dans divers compartiments environnementaux, dont l'air, l'eau, les sols, les sédiments et les biotes, et chez l'homme dans différentes parties du monde.

163. L'UV-328 n'est pas facilement biodégradable et les données expérimentales et de surveillance ont démontré qu'il persiste dans les sols et les sédiments. Des études sur le terrain ont montré qu'il a une demi-vie dans le sol supérieure aux six mois stipulés dans l'Annexe D. Une lecture croisée avec un composé de structure analogue de la classe des benzotriazoles phénoliques indique que sa demi-vie de dégradation dans les sédiments dépasse le délai de six mois prévu dans l'Annexe D. Ceci est confirmé par des données de surveillance provenant de carottes sédimentaires collectées près d'une ancienne usine d'UV-328 montrant que cette substance y a persisté des décennies après l'arrêt de sa production. Les résultats de la modélisation indiquent que l'UV-328 est persistant dans l'eau, avec une demi-vie supérieure aux deux mois stipulés dans l'Annexe D.

164. L'UV-328 est aussi sujet à bioaccumulation, avec un log K_{ow} > 5. Les facteurs de bioconcentration mesurés lors des essais et les facteurs de bioaccumulation estimés dépassent le seuil de 5 000 L/kg poids frais stipulé dans l'Annexe D. Des facteurs d'accumulation sédiments-biotes (BSAF) et des valeurs estimatives du facteur d'amplification trophique > 1 ont également été rapportés. Selon des données de terrain, les concentrations relevées chez des marsouins aptères et leurs proies indiquent que l'UV-328 s'enrichit chez les prédateurs situés au sommet de la chaîne trophique.

165. L'accumulation d'UV-328 dans les biotes se fait très probablement via un transfert trophique, une exposition à des sédiments contaminés ou l'ingestion de plastiques qui en contiennent. Des essais sur le terrain pratiqués sur des oiseaux de mer ont montré que l'ingestion de tels plastiques peut conduire à une plus grande accumulation d'UV-328 dans leurs graisses abdominales, leur foie et leur glande uropygienne que l'exposition à d'autres sources environnementales.

166. De l'UV-328 a été fréquemment détecté dans le biote de régions reculées, y compris le biote arctique, et chez des oiseaux de mer migrateurs d'îles reculées, ce qui confirme son potentiel de propagation à longue distance dans l'environnement. Au nombre de ces oiseaux de mer figurent les pétrels bleus de l'île Marion, qui ne sortent généralement pas des limites de l'océan austral, au sud du Front polaire antarctique, chez lesquels se rencontrent quelques-unes des concentrations d'UV-328 les plus élevées parmi celles qui ont été mesurées jusqu'à présent. Les pétrels bleus se nourrissent essentiellement en pleine mer et plus de 90 % auraient ingéré des déchets plastiques marins, selon certains rapports. Il est donc probable que les concentrations mesurées dans leur glande uropygienne résultent du transport à longue distance d'UV-328 dans les océans, via les déchets plastiques. Les plus fortes concentrations d'UV-328 mesurées à ce jour dans les biotes l'ont été chez les puffins majeurs de l'île Gough et pourraient aussi résulter de cette propagation à longue distance. Toutefois, étant donné que les puffins majeurs sont des migrateurs transéquatoriaux, il est possible que le transport à longue distance d'UV-328 à partir des régions sources jusqu'à des îles reculées soit principalement imputable à leur parcours migratoire.

167. Compte tenu de ses propriétés physico-chimiques, l'UV-328 devrait s'adsorber sur des particules et être ainsi transporté dans l'atmosphère sur de longues distances. Les résultats de la modélisation indiquent que son potentiel de propagation à longue distance par cette voie est du même ordre que celui d'autres polluants organiques persistants.

168. Dans la population humaine, l'exposition à l'UV-328 peut se faire par ingestion ou inhalation de poussière contaminée ou par suite de la consommation de poissons ou crustacés en contenant. Compte tenu de la lenteur de sa transformation métabolique et de son excrétion par voie urinaire chez les êtres humains, ainsi que de son aptitude à se lier aux protéines sanguines, l'UV-328 possède la capacité de se bioaccumuler dans le corps humain. C'est ainsi qu'il a été détecté dans des tissus adipeux et du lait maternel dans diverses parties du monde.

169. La toxicité de l'UV-328 pour les mammifères a été démontrée par des études de toxicité à dose répétée menées sur des rats et des chiens. Compte tenu des effets nocifs importants mis en évidence par ces études, l'Union européenne lui a attribué, conformément aux critères du Système général harmonisé de classification et d'étiquetage des produits chimiques de l'ONU (SGH), la classification STOT RE 2 (toxicité spécifique pour certains organes cibles, exposition répétée, sous-catégorie 2). Le principal effet de l'UV-328 sur la santé est la toxicité pour le foie. Des effets néfastes sur les reins ont également été observés dans le cadre d'études de toxicité à dose répétée effectuées sur des rats. En outre, l'UV-328 pourrait avoir des effets nocifs importants sur la reproduction chez les mammifères, comme le montrent les modifications importantes du poids des testicules observées chez des rats, ainsi que la réduction de la spermiogenèse et les modifications du poids des organes reproducteurs observées chez des chiens. Il peut aussi conduire à des activités anti-androgéniques, comme il ressort d'une étude *in vitro*.

170. Une association entre l'exposition à l'UV-328 et des effets néfastes sur les poissons a été mise en évidence, sur la base de l'histopathologie du foie observée dans une étude d'exposition à long terme menée sur des poissons-zèbres adultes. Les prévisions des modèles indiquent que l'UV-328 est écotoxique pour les organismes aquatiques ; cependant, des études d'écotoxicité sur des organismes aquatiques menées selon les Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques n'ont pas pu mettre en évidence des concentrations avec effet.

171. Les concentrations d'UV-328 trouvées à ce jour dans l'environnement sont généralement inférieures aux niveaux produisant des effets nocifs, mais il n'est pas impensable qu'elles atteignent de tels niveaux. Dans les régions sources, pour certains scénarios de rejets industriels, un risque potentiel pour les mammifères terrestres dû à la consommation de poisson contaminé a été signalé. Au Japon, dans des cours d'eau pollués, les concentrations d'UV-

328 étaient proches de la concentration sans effet prévu (CSEP) pour les écosystèmes d'eau douce. Dans les régions reculées, les concentrations importantes relevées chez des puffins majeurs de l'île Gough et des pétrels bleus de l'île Marion étaient proches de la CSEP de toxicité secondaire pour les mammifères qui sont leurs prédateurs, avec des conséquences inconnues pour ces oiseaux, puisqu'aucune étude de toxicité aviaire n'est disponible.

4. Déclaration finale

172. L'UV-328 n'existe pas à l'état naturel dans l'environnement. Cependant, il a été détecté dans diverses matrices environnementales telles que l'air, le sol, les sédiments, l'eau et les biotes, sa présence s'expliquant par l'activité humaine. Il a pu être associé à des effets nocifs sur l'environnement sur la base d'études de toxicité effectuées sur des mammifères et des poissons et il a été détecté chez l'homme dans plusieurs régions du monde. On en a fréquemment détecté dans le biote arctique et chez des oiseaux migrateurs d'îles reculées à des concentrations s'approchant des niveaux ayant des effets néfastes pour les mammifères qui sont leurs prédateurs. Son taux de détection dans des régions reculées résulte de son potentiel de propagation à longue distance dans l'environnement via l'air, l'eau et les espèces migratrices.

173. Le Comité a conclu que, compte tenu des preuves de sa persistance, de sa bioaccumulation et de sa toxicité chez les mammifères, de son omniprésence dans tous les compartiments environnementaux et de son taux de détection dans les biotes de régions reculées, l'UV-328 peut, du fait de sa propagation à longue distance dans l'environnement, avoir des effets nocifs importants sur la santé humaine et/ou l'environnement justifiant l'adoption de mesures au niveau mondial.

Références

- Andrade, H., Glüge, J., Herzke, D., Ashta, N. M., Nayagar, S. M., & Scheringer, M. (2021). Oceanic long-range transport of organic additives present in plastic products: an overview. *Environmental Sciences Europe*, 33(1), 85. <https://doi.org/10.1186/s12302-021-00522-x>
- Annex E (2021). *Annex E information (risk profile) on UV-328. Submission of information from Parties and observers as specified in Annex E to the Stockholm Convention pursuant to Article 8 of the Convention*. <http://chm.pops.int/TheConvention/POPsReviewCommittee/Meetings/POPRC16/POPRC16Followup/UV328submission/tabid/8761/Default.aspx>
- Andrady, A. L., & Rajapakse, N. (2016). Additives and Chemicals in Plastics. In H. Takada & H. K. Karapanagioti (Eds.), *Hazardous Chemicals Associated with Plastics in the Marine Environment* (pp. 1–17). Springer. https://doi.org/10.1007/698_2016_124
- Apel, C., Joerss, H., & Ebinghaus, R. (2018b). Environmental occurrence and hazard of organic UV stabilizers and UV filters in the sediment of European North and Baltic Seas. *Chemosphere*, 212, 254–261. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.08.105>
- Apel, C., Tang, J., & Ebinghaus, R. (2018a). Environmental occurrence and distribution of organic UV stabilizers and UV filters in the sediment of Chinese Bohai and Yellow Seas. *Environmental Pollution*, 235, 85–94. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.12.051>
- Arnot, J. A., & Gobas, F. A. P. C. (2004). A food web bioaccumulation model for organic chemicals in aquatic ecosystems. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 23(10), 2343–2355. <https://doi.org/10.1897/03-438>
- Arp, H. P. H., Kühnel, D., Rummel, C., MacLeod, M., Potthoff, A., Reichelt, S., Rojo-Nieto, E., Schmitt-Jansen, M., Sonnenberg, J., Toorman, E., & Jahnke, A. (2021). Weathering Plastics as a Planetary Boundary Threat: Exposure, Fate, and Hazards. *Environmental Science & Technology*, 55(11), 7246–7255. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c01512>
- Avagyan, R., Luongo, G., Thorsén, G., & Östman, C. (2015). Benzothiazole, benzotriazole, and their derivatives in clothing textiles—a potential source of environmental pollutants and human exposure. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(8), 5842–5849. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3691-0>
- Bahrain (2021). *Comments on the draft risk profile on UV-328, submitted by the Kingdom of Bahrain*. <http://chm.pops.int/TheConvention/POPsReviewCommittee/Meetings/POPRC16/POPRC16Followup/CommentsonUV328,DechloranePlusMethoxychlor/tabid/8873/Default.aspx>
- Bidleman, T., Atlas, E. L., Knap, A. H., Atkinson, R., Miller, J., Bonsang, B., Rudolph, J., Burns, K., Tanabe, S., & Keene, W. C. (1990). The Long-Range Transport of Organic Compounds. In A. H. Knap, M.-S. Kaiser, & M.-S. Kaiser (Eds.), *The Long-Range Atmospheric Transport of Natural and Contaminant Substances* (pp. 259–302). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-009-0503-0_13
- Boethling, R. S., Howard, P. H., Beauman, J. A., & Larosch, M. E. (1995). Factors for intermedia extrapolation in biodegradability assessment. *Chemosphere*, 30(4), 741–752. [https://doi.org/10.1016/0045-6535\(94\)00439-2](https://doi.org/10.1016/0045-6535(94)00439-2)
- Bolgar, M., Hubball, J., Groeger, J., & Meronek, S. (2016). *Handbook for the chemical analysis of plastic and polymer additives*, 2nd ed. CRC Press. ISBN: 978-1-439-86074-8
- Borrelle, S. B., Ringma, J., Law, K. L., Monnahan, C. C., Lebreton, L., McGivern, A., Murphy, E., Jambeck, J., Leonard, G. H., Hilleary, M. A., Eriksen, M., Possingham, H. P., De Frond, H., Gerber, L. R., Polidoro, B., Tahir, A., Bernard, M., Mallos, N., Barnes, M., & Rochman, C. M. (2020). Predicted growth in plastic waste exceeds efforts to mitigate plastic pollution. *Science*, 369(6510), 1515–1518. <https://doi.org/10.1126/science.aba3656>
- Brandt, M., Becker, E., Jöhncke, U., Sättler, D., & Schulte, C. (2016). A weight-of-evidence approach to assess chemicals: case study on the assessment of persistence of 4,6-substituted phenolic benzotriazoles in the environment. *Environmental Sciences Europe*, 28(1), 1–14. <https://doi.org/10.1186/s12302-016-0072-y>
- Brooke, M. (2004). *Albatrosses and Petrels across the World*. Oxford University Press. ISBN: 978-0198501251
- Brorström-Lundén, E., Hansson, K., Remberger, M., Kaj, L., Magnér, J., Andersson, H., Haglund, P., Andersson, R., Liljelind, P., & Grabic, R. (2011). *Screening of benzothiazoles, benzenediamines, dicyclohexylamine and benzotriazoles, Report B2023*.
- Cantwell, M. G., Sullivan, J. C., Katz, D. R., Burgess, R. M., Bradford Hubeny, J., & King, J. (2015). Source determination of benzotriazoles in sediment cores from two urban estuaries on the Atlantic Coast of the United States. *Marine Pollution Bulletin*, 101(1), 208–218. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.10.075>

- Carpinteiro, I., Abuín, B., Rodríguez, I., Ramil, M., & Cela, R. (2010). Pressurized solvent extraction followed by gas chromatography tandem mass spectrometry for the determination of benzotriazole light stabilizers in indoor dust. *Journal of Chromatography A*, 1217(24), 3729–3735. <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2010.04.022>
- Carpinteiro, Inma, Ramil, M., Rodríguez, I., & Nogueira, J. M. F. (2012). Combining stir-bar sorptive extraction and large volume injection-gas chromatography-mass spectrometry for the determination of benzotriazole UV stabilizers in wastewater matrices. *Journal of Separation Science*, 35(3), 459–467. <https://doi.org/10.1002/jssc.201100448>
- CEPA (1999). *Canadian Environmental Protection Act, 1999*. <https://laws-lois.justice.gc.ca/eng/acts/C-15.31/>
- Chang, L., Bi, P., Liu, Y., Mu, Y., Nie, F., Luo, S., & Wei, Y. (2013). Simultaneous analysis of trace polymer additives in plastic beverage packaging by solvent sublation followed by high-performance liquid chromatography. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 61(29), 7165–7171. <https://doi.org/10.1021/jf401748a>
- Ciba-Geigy (1970). *Three months Toxicity Study. Tinuvin 328. Dietary administration - Beagle Dogs*.
- Ciba-Geigy (1978). *Acute Oral LD50 In The Rat Of TK 10046*.
- Ciba-Geigy (1988). *Test for Ready Biodegradability of Tinuvin 328 in the Modified Sturm Test, OECD-Guideline No. 301 B*.
- COSMOtherm (2020). *BIOVIA COSMOtherm, Release 2020 (Dassault Systemes)*.
- Danish EPA (2015). *Survey and health assessment of UV filters - Survey of chemical substances in consumer products No. 142, 2015*.
- De Silva, A., Muir, D., & Smyth, S. (2014). *Unpublished monitoring data submitted to Ecological Assessment Division of Environment Canada*.
- Denghel, H., Hiller, J., Leibold, E., & Göen, T. (2021). Human metabolism and kinetics of the UV absorber 2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4,6-di-tert-pentylphenol (UV 328) after oral administration. *Archives of Toxicology*. <https://doi.org/10.1007/s00204-021-03093-1>
- Disheng Technology (2017). *UV Absorber 328*. http://www.shinyangchem.com/product_detail_en/id/4.html
- Dutra, C., Freire, M. T. D. A., Nerín, C., Bentayeb, K., Rodriguez-Lafuente, A., Aznar, M., & Reyes, F. G. R. (2014). Migration of residual nonvolatile and inorganic compounds from recycled post-consumer PET and HDPE. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, 25(4), 686–696. <https://doi.org/10.5935/0103-5053.20140016>
- ECCC and Health Canada (2016). *Screening Assessment Report on Phenol, 2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4,6-bis(1,1-dimethylpropyl)- (BDTP)*.
- ECHA (2013). *Committee for Risk Assessment RAC Opinion on the specific target organ toxicity of 2-benzotriazol-2-yl-4,6-di-tert-butylphenol (UV- 320) and 2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4,6-ditertpentylphenol (UV-328)*.
- ECHA (2014). *Member State Committee Support Document for Identification of 2-(2H-Benzotriazol-2-yl)-4,6-ditertpentylphenol (UV-328) as a substance of very high concern because of its PBT/vPvB properties*.
- ECHA (2017). *Read-Across Assessment Framework*. <https://doi.org/10.2823/619212>
- ECHA (2020a). *2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4,6-ditertpentylphenol Registration Dossier*. REACH registration dossier. Retrieved 22 April 2020 from <https://echa.europa.eu/registration-dossier/-/registered-dossier/5280/1/1>
- ECHA (2020c). *Committee for Risk Assessment (RAC) Committee for Socio-economic Analysis (SEAC) Opinion on an Annex XV dossier proposing restrictions on intentionally-added microplastics*. <https://echa.europa.eu/documents/10162/a513b793-dd84-d83a-9c06-e7a11580f366>
- ECHA (2020b). *Estimating the number and types of applications for 11 substances added to the Authorisation List in February 2020*. <https://doi.org/10.2823/11134>
- ECHA (2021). *Notified classification and labelling according to CLP criteria, 2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4,6-ditertpentylphenol*. <https://echa.europa.eu/information-on-chemicals/cl-inventory-database/-/discli/details/97031>
- Endo, S., Yuyama, M., & Takada, H. (2013). Desorption kinetics of hydrophobic organic contaminants from marine plastic pellets. *Marine Pollution Bulletin*, 74(1), 125–131. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.07.018>
- Eriksen, M., Lebreton, L. C. M., Carson, H. S., Thiel, M., Moore, C. J., Borerro, J. C., Galgani, F., Ryan, P. G., & Reisser, J. (2014). Plastic Pollution in the World's Oceans: More than 5 Trillion Plastic Pieces Weighing over 250,000 Tons Afloat at Sea. *PLOS ONE*, 9(12), e111913. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0111913>

- EuPIA (2013). *EuPIA European Printing Ink Association, a sector of CEPE aisbl. INVENTORY LIST – VERSION December 2013 COMPRISING PACKAGING INK RAW MATERIALS APPLIED TO THE NON-FOOD CONTACT SURFACE OF FOOD PACKAGING.*
- European Commission Joint Research Centre (2017). *Food flavourings, food additives and food contact materials exposure tool. European Commission, Joint Research Centre (JRC) (Dataset).*
<http://data.europa.eu/89h/d3a2fee2-d6c6-4883-9b36-aa466b1d1cc8>
- Evangelidou, N., Grythe, H., Klimont, Z., Heyes, C., Eckhardt, S., Lopez-Aparicio, S., & Stohl, A. (2020). Atmospheric transport is a major pathway of microplastics to remote regions. *Nature Communications*, 11(1), 3381. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-17201-9>
- Fluegge, A. P., Waiblinger, F., Stein, M., Keck, J., Kramer, H. E. A., Fischer, P., Wood, M. G., DeBellis, A. D., Ravichandran, R., & Leppard, D. (2007). Probing the intramolecular hydrogen bond of 2-(2-hydroxyphenyl) benzotriazoles in polar environment: A photophysical study of UV absorber efficiency. *Journal of Physical Chemistry A*, 111(39), 9733–9744. <https://doi.org/10.1021/jp0721189>
- Germany (2014). *Annex XV Report: Proposal for Identification of a Substance of Very High Concern on the Basis of the Criteria set out in REACH 57: UV-328.*
- Gimeno-Monforte, S., Montesdeoca-Esponda, S., Sosa-Ferrera, Z., Santana-Rodríguez, J. J., Castro, Ó., Pocurull, E., & Borrull, F. (2020). Multiresidue Analysis of Organic UV Filters and UV Stabilizers in Fish of Common Consumption. *Foods*, 9(12), 1827. <https://doi.org/10.3390/foods9121827>
- Giraud, M., Colson, T. L. L., De Silva, A. O., Lu, Z., Gagnon, P., Brown, L., & Houde, M. (2020). Food-Borne Exposure of Juvenile Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*) to Benzotriazole Ultraviolet Stabilizers Alone and in Mixture Induces Specific Transcriptional Changes. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 39(4), 852–862. <https://doi.org/10.1002/etc.4676>
- Giraud, M., Cottin, G., Esperanza, M., Gagnon, P., Silva, A. O. D., & Houde, M. (2017). Transcriptional and cellular effects of benzotriazole UV stabilizers UV-234 and UV-328 in the freshwater invertebrates *Chlamydomonas reinhardtii* and *Daphnia magna*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 36(12), 3333–3342. <https://doi.org/10.1002/etc.3908>
- Hangzhou Sunny Chemical Corp Ltd. (2003). *UV ABSORBER: UV-328.* <http://www.sunnychemical.com/UV-328.htm>
- Hartmann, P. C., Quinn, J. G., Cairns, R. W., & King, J. W. (2005). Depositional history of organic contaminants in Narragansett Bay, Rhode Island, USA. *Marine Pollution Bulletin*, 50(4), 388–395. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.11.020>
- Heimstad, E. S., Moe, B., Nygård, T., Herzke, D., & Bohlin-Nizzetto, P. (2020). *Environmental pollutants in the terrestrial and urban environment 2019.*
<https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m1718/m1718.pdf>
- Heimstad, E. S., Nygård, T., Herzke, D., & Bohlin-Nizzetto, P. (2018). *Environmental pollutants in the terrestrial and urban environment 2017.* <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m1076/m1076.pdf>
- Hemalatha, D., Rangasamy, B., Nataraj, B., Maharajan, K., Narayanasamy, A., & Ramesh, M. (2020). Transcriptional, biochemical and histological alterations in adult zebrafish (*Danio rerio*) exposed to benzotriazole ultraviolet stabilizer-328. *Science of the Total Environment*, 739, 139851. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139851>
- Hicks, S., & Gledhill, D. (1993). *Acute Toxicity Screen of Tinuvin 328 to *Scenedesumus subspicatus*.*
- Hites, R. A., Jungclaus, G. A., Lopez-Avila, V., & Sheldon, L. S. (1979). Potentially Toxic Organic Compounds in Industrial Wastewaters and River Systems: Two Case Studies. *ACS Symposium Series*, 63–90.
- Howell, E. A., Bograd, S. J., Morishige, C., Seki, M. P., & Polovina, J. J. (2012). On North Pacific circulation and associated marine debris concentration. *Marine Pollution Bulletin*, 65(1–3), 16–22. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.04.034>
- Hunan Chemical BV (2016). *Technical Data Sheet, UV-328.*
- JAPIA (2021). *Response submitted by Japan Auto Parts Industries Association (JAPIA) to ECHA's public consultation on the draft risk profile of UV-328.*
- Jungclaus, G. A., Lopez-Avila, V., & Hites, R. A. (1978). Organic Compounds in an Industrial Wastewater: A Case Study of Their Environmental Impact. *Environmental Science and Technology*, 12(1), 88–96. <https://doi.org/10.1021/es60137a015>
- Karlsson, T., Brosche, S., Alidoust, M., & Takada, H. (2021). *Plastic pellets found on beaches all over the world contain toxic chemicals.* International Pollutants Elimination Network (IPEN)

- Karlsson, T., Miller, P., & Brosche, S. (2022). *Recent research on UV-328 further proves its potential to undergo long-range transport, bioaccumulation, and cause harm*. International Pollutants Elimination Network (IPEN)
- Kameda, Y., Kimura, K., & Miyazaki, M. (2011). Occurrence and profiles of organic sun-blocking agents in surface waters and sediments in Japanese rivers and lakes. *Environmental Pollution*, 159(6), 1570–1576. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.02.055>
- Kawamura, Y., Ogawa, Y., Nishimura, T., Kikuchi, Y., Nishikawa, J., Nishihara, T., & Tanamoto, K. (2003). Estrogenic Activities of UV Stabilizers Used in Food Contact Plastics and Benzophenone Derivatives Tested by the Yeast Two-Hybrid Assay. *Journal of Health Science*, 49(3), 205–212. <https://doi.org/10.1248/jhs.49.205>
- Kim, J. W., Chang, K. H., Prudente, M., Viet, P. H., Takahashi, S., Tanabe, S., Kunisue, T., & Isobe, T. (2019). Occurrence of benzotriazole ultraviolet stabilizers (BUVVs) in human breast milk from three Asian countries. *Science of the Total Environment*, 655, 1081–1088. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.298>
- Kim, J. W., Isobe, T., Malarvannan, G., Sudaryanto, A., Chang, K. H., Prudente, M., & Tanabe, S. (2012a). Contamination of benzotriazole ultraviolet stabilizers in house dust from the Philippines: Implications on human exposure. *Science of the Total Environment*, 424, 174–181. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.02.040>
- Kim, J. W., Isobe, T., Malarvannan, G., Sudaryanto, A., Kwang, H. C., Prudente, M., & Tanabe, S. (2012b). Analysis of Benzotriazole UV Stabilizers in House Dust Using an UHPLC-MS / MS. *Interdisciplinary Studies on Environmental Chemistry—Environmental Pollution and Ecotoxicology*, 261–267.
- Kim, J. W., Isobe, T., Ramaswamy, B. R., Chang, K. H., Amano, A., Miller, T. M., Siringan, F. P., & Tanabe, S. (2011). Contamination and bioaccumulation of benzotriazole ultraviolet stabilizers in fish from Manila Bay, the Philippines using an ultra-fast liquid chromatography-tandem mass spectrometry. *Chemosphere*, 85(5), 751–758. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.06.054>
- Lai, H. J., Ying, G. G., Ma, Y. B., Chen, Z. F., Chen, F., & Liu, Y. S. (2014a). Field dissipation and plant uptake of benzotriazole ultraviolet stabilizers in biosolid-amended soils. *Environmental Sciences: Processes and Impacts*, 16(3), 558–566. <https://doi.org/10.1039/c3em00568b>
- Lai, H. J., Ying, G. G., Ma, Y. B., Chen, Z. F., Chen, F., & Liu, Y. S. (2014b). Occurrence and dissipation of benzotriazoles and benzotriazole ultraviolet stabilizers in biosolid-amended soils. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 33(4), 761–767. <https://doi.org/10.1002/etc.2498>
- Langford, K. H., Reid, M. J., Fjeld, E., Øxnevad, S., & Thomas, K. V. (2015). Environmental occurrence and risk of organic UV filters and stabilizers in multiple matrices in Norway. *Environment International*, 80, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2015.03.012>
- Lavers, J. L., Bond, A. L., & Hutton, I. (2014). Plastic ingestion by Flesh-footed Shearwaters (*Puffinus carneipes*): implications for fledgling body condition and the accumulation of plastic-derived chemicals. *Environmental Pollution*, 187, 124–129. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.12.020>
- Lebreton, L. C. M., Greer, S. D., & Borrero, J. C. (2012). Numerical modelling of floating debris in the world's oceans. *Marine Pollution Bulletin*, 64(3), 653–661. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.10.027>
- Lee, H., Byun, D. E., Kim, J. M., & Kwon, J. H. (2018). Desorption modeling of hydrophobic organic chemicals from plastic sheets using experimentally determined diffusion coefficients in plastics. *Marine Pollution Bulletin*, 126(December 2017), 312–317. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.11.032>
- Lee, S., Kim, S., Park, J., Kim, H. J., Jae Lee, J., Choi, G., Choi, S., Kim, S., Young Kim, S., Choi, K., Kim, S., & Moon, H. B. (2015). Synthetic musk compounds and benzotriazole ultraviolet stabilizers in breast milk: Occurrence, time-course variation and infant health risk. *Environmental Research*, 140, 466–473. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2015.04.017>
- Lohmann, R. (2012). Critical Review of Low-Density Polyethylene's Partitioning and Diffusion Coefficients for Trace Organic Contaminants and Implications for Its Use As a Passive Sampler. *Environmental Science & Technology*, 46(2), 606–618. <https://doi.org/10.1021/es202702y>
- Lopez-Avila, V., & Hites, R. A. (1980). Organic Compounds in an Industrial Wastewater. Their Transport into Sediments. *Environmental Science and Technology*, 14(11), 1382–1390. <https://doi.org/10.1021/es60171a007>
- Lu, Z., De Silva, A. O., McGoldrick, D. J., Zhou, W., Peart, T. E., Cook, C., Tetreault, G. R., Martin, P. A., & De Solla, S. R. (2018). Substituted Diphenylamine Antioxidants and Benzotriazole UV Stabilizers in Aquatic Organisms in the Great Lakes of North America: Terrestrial Exposure and Biodilution. *Environmental Science and Technology*, 52(3), 1280–1289. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b05214>

- Lu, Z., De Silva, A. O., Peart, T. E., Cook, C. J., & Tetreault, G. R. (2017b). Tissue Distribution of Substituted Diphenylamine Antioxidants and Benzotriazole Ultraviolet Stabilizers in White Sucker (*Catostomus commersonii*) from an Urban Creek in Canada. *Environmental Science and Technology Letters*, 4(10), 433–438. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.7b00355>
- Lu, Z., De Silva, A. O., Peart, T. E., Cook, C. J., Tetreault, G. R., Servos, M. R., & Muir, D. C. G. (2016a). Distribution, partitioning and bioaccumulation of substituted diphenylamine antioxidants and benzotriazole UV stabilizers in an urban creek in Canada. *Environmental Science and Technology*, 50(17), 9089–9097. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b01796>
- Lu, Z., De Silva, A. O., Provencher, J. F., Mallory, M. L., Kirk, J. L., Houde, M., Stewart, C., Braune, B. M., Avery-Gomm, S., & Muir, D. C. G. (2019a). Occurrence of substituted diphenylamine antioxidants and benzotriazole UV stabilizers in Arctic seabirds and seals. *Science of the Total Environment*, 663, 950–957. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.354>
- Lu, Z., De Silva, A. O., Zhou, W., Tetreault, G. R., de Solla, S. R., Fair, P. A., Houde, M., Bossart, G., & Muir, D. C. G. (2019b). Substituted diphenylamine antioxidants and benzotriazole UV stabilizers in blood plasma of fish, turtles, birds and dolphins from North America. *Science of the Total Environment*, 647, 182–190. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.405>
- Lu, Z., Peart, T. E., Cook, C. J., & De Silva, A. O. (2016b). Simultaneous determination of substituted diphenylamine antioxidants and benzotriazole ultra violet stabilizers in blood plasma and fish homogenates by ultra high performance liquid chromatography–electrospray tandem mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, 1461, 51–58. <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2016.07.027>
- Lu, Z., Smyth, S. A., Peart, T. E., & De Silva, A. O. (2017a). Occurrence and fate of substituted diphenylamine antioxidants and benzotriazole UV stabilizers in various Canadian wastewater treatment processes. *Water Research*, 124, 158–166. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.07.055>
- Luo, H., Xiang, Y., He, D., Li, Y., Zhao, Y., Wang, S., & Pan, X. (2019). Leaching behavior of fluorescent additives from microplastics and the toxicity of leachate to *Chlorella vulgaris*. *Science of The Total Environment*, 678, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.401>
- Luongo, G., Avagyan, R., Hongyu, R., & Östman, C. (2016). The washout effect during laundry on benzothiazole, benzotriazole, quinoline, and their derivatives in clothing textiles. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(3), 2537–2548. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5405-7>
- Maceira, A., Borrull, F., & Marcé, R. M. (2019). Occurrence of plastic additives in outdoor air particulate matters from two industrial parks of Tarragona, Spain: Human inhalation intake risk assessment. *Journal of Hazardous Materials*, 373(March), 649–659. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.04.014>
- Marchant, S., & Higgins, P. (1990). *Handbook of Australian, New Zealand and Antarctic Birds, Vol. 1: Ratites to Ducks*. Oxford University Press. ISBN: 978-0195530681
- Maximenko, N., Hafner, J., & Niiler, P. (2012). Pathways of marine debris derived from trajectories of Lagrangian drifters. *Marine Pollution Bulletin*, 65(1–3), 51–62. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.04.016>
- MHLW (2020). *Positive list system for food utensils, containers and packaging, schedule 1 table 2 of the reference list (website in Japanese)*. https://www.mhlw.go.jp/stf/newpage_05148.html
- Montesdeoca-Esponda, S., Álvarez-Raya, C., Torres-Padrón, M. E., Sosa-Ferrera, Z., & Santana-Rodríguez, J. J. (2019). Monitoring and environmental risk assessment of benzotriazole UV stabilizers in the sewage and coastal environment of Gran Canaria (Canary Islands, Spain). *Journal of Environmental Management*, 233(October 2018), 567–575. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.12.079>
- Montesdeoca-Esponda, S., Torres-Padrón, M. E., Novák, M., Krchová, L., Sosa-Ferrera, Z., & Santana-Rodríguez, J. J. (2020). Occurrence of benzotriazole UV stabilizers in coastal fishes. *Journal of Environmental Management*, 269(May). <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110805>
- Montesdeoca-Esponda, S., Torres-Padrón, M. E., Sosa-Ferrera, Z., & Santana-Rodríguez, J. J. (2021). Fate and distribution of benzotriazole UV filters and stabilizers in environmental compartments from Gran Canaria Island (Spain): A comparison study. *Science of The Total Environment*, 756, 144086. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144086>
- Nakashima, E., Isobe, A., Kako, S., Itai, T., Takahashi, S., & Guo, X. (2016). The potential of oceanic transport and onshore leaching of additive-derived lead by marine macro-plastic debris. *Marine Pollution Bulletin*, 107(1), 333–339. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.03.038>
- Nakata, H. (2011). Benzotriazole UV Stabilizer (BUVs) in Human and Wildlife - Is it a POPs? *4th International Conference on Environmental Health Science - 2011*.

- Nakata, H., Murata, S., & Filatreau, J. (2009). Occurrence and concentrations of benzotriazole UV stabilizers in marine organisms and sediments from the Ariake Sea, Japan. *Environmental Science and Technology*, 43, 6920–6926. <https://doi.org/10.1021/es900939j>
- Nakata, H., Nishidome, A., & Shikata, N. (2013). Benzotriazole UV Stabilizers (BUVSs) in Road Dusts and Estimation for Their Amounts on the Surface of Road. *Journal of Environmental Chemistry*, 23(1), 37–42. <https://doi.org/10.5985/jec.23.37>
- Nakata, H., & Shinohara, R. (2010). Concentrations of Benzotriazole UV Stabilizers and Polycyclic Musks in Wastewater Treatment Plant Samples in Japan. *Interdisciplinary Studies in Environmental Chemistry-Environmental Specimen Bank, Eds.*, 51–59.
- Nakata, H., Shinohara, R. I., Murata, S., & Watanabe, M. (2010). Detection of benzotriazole UV stabilizers in the blubber of marine mammals by gas chromatography-high resolution mass spectrometry (GC-HRMS). *Journal of Environmental Monitoring*, 12(11), 2088–2092. <https://doi.org/10.1039/c0em00170h>
- Nakata, H., Shinohara, R. I., Nakazawa, Y., Isobe, T., Sudaryanto, A., Subramanian, A., Tanabe, S., Zakaria, M. P., Zheng, G. J., Lam, P. K. S., Kim, E. Y., Min, B. Y., We, S. U., Viet, P. H., Tana, T. S., Prudente, M., Frank, D., Lauenstein, G., & Kannan, K. (2012). Asia-Pacific mussel watch for emerging pollutants: Distribution of synthetic musks and benzotriazole UV stabilizers in Asian and US coastal waters. *Marine Pollution Bulletin*, 64(10), 2211–2218. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.07.049>
- Nebbio, A., & Piccolo, A. (2013). Molecular characterization of dissolved organic matter (DOM): a critical review. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 405(1), 109–124. <https://doi.org/10.1007/s00216-012-6363-2>
- Ngoc Do, A. T., Ha, Y., Kang, H.-J., Kim, J. M., & Kwon, J.-H. (2021). Equilibrium leaching of selected ultraviolet stabilizers from plastic products. *Journal of Hazardous Materials*, 427, 128144. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.128144>
- NHFPC (2016). *National Food Safety Standard: Standard for the Use of Additives in Food Contact Materials and Articles. GB 9685-2016*. www.nhc.gov.cn/
- NICNAS (2017). *Phenolic benzotriazoles: Environment tier II assessment*. [https://www.industrialchemicals.gov.au/sites/default/files/Phenolic benzotriazoles_ Environment tier II assessment.pdf](https://www.industrialchemicals.gov.au/sites/default/files/Phenolic%20benzotriazoles_%20Environment%20tier%20II%20assessment.pdf)
- Nishizawa, B., Thiebot, J.-B., Sato, F., Tomita, N., Yoda, K., Yamashita, R., Takada, H., & Watanuki, Y. (2021). Mapping marine debris encountered by albatrosses tracked over oceanic waters. *Scientific Reports*, 11(1), 10944. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-90417-x>
- NITE (2018). *2-(2H-1,2,3-Benzotriazol-2-yl)-4,6-di-tert-pentylphenol*. Japan Chemicals Collaborative Knowledge (J-CHECK) Database, National Institute of Technology and Evaluation.
- Obbard, R. W. (2018). Microplastics in Polar Regions: The role of long range transport. *Current Opinion in Environmental Science and Health*, 1, 24–29. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2017.10.004>
- OECD (2020). *Section 3 Software: Environmental Fate and Behaviour (Softwares for TG 305 and TG 318)*. <https://www.oecd.org/chemicalsafety/testing/section-3-environmental-fate-behaviour-software-tg-305.htm>
- OECD (2021). *OECD Existing Chemicals Database*. <https://hpvchemicals.oecd.org/ui/Search.aspx>
- Oman (2021). *Comments on the draft risk profile on UV-328, submitted by the Sultanate of Oman*. <http://chm.pops.int/TheConvention/POPsReviewCommittee/Meetings/POPRC16/POPRC16Followup/CommentsonUV328,DechloranePlusMethoxychlor/tabid/8873/Default.aspx>
- Oviatt, C., Quinn, J., Maughan, J., Ellis, J., Sullivan, B., Gearing, J., Gearing, P., Hunt, C., Sampou, P., & Latimer, J. (1987). Fate and effects of sewage sludge in the coastal marine environment: a mesocosm experiment. *Marine Ecology Progress Series*, 41(Brooks 1983), 187–203. <https://doi.org/10.3354/meps041187>
- Parajulee, A., Lei, Y. D., Kananathalingam, A., Mitchell, C. P. J., & Wania, F. (2018). Investigating the Sources and Transport of Benzotriazole UV Stabilizers during Rainfall and Snowmelt across an Urbanization Gradient. *Environmental Science and Technology*, 52(5), 2595–2602. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b00552>
- Peng, X., Fan, Y., Jin, J., Xiong, S., Liu, J., & Tang, C. (2017b). Bioaccumulation and biomagnification of ultraviolet absorbents in marine wildlife of the Pearl River Estuarine, South China Sea. *Environmental Pollution*, 225, 55–65. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.03.035>
- Peng, X., Xiong, S., Ou, W., Wang, Z., Tan, J., Jin, J., Tang, C., Liu, J., & Fan, Y. (2017a). Persistence, temporal and spatial profiles of ultraviolet absorbents and phenolic personal care products in riverine and estuarine sediment of the Pearl River catchment, China. *Journal of Hazardous Materials*, 323, 139–146. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.05.020>

- Peng, X., Zhu, Z., Xiong, S., Fan, Y., Chen, G., & Tang, C. (2020). Tissue Distribution, Growth Dilution, and Species-Specific Bioaccumulation of Organic Ultraviolet Absorbents in Wildlife Freshwater Fish in the Pearl River Catchment, China. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 39(2), 343–351. <https://doi.org/10.1002/etc.4616>
- Pouech, C., Lafay, F., Wiest, L., Baudot, R., Léonard, D., & Cren-Olivé, C. (2014). Monitoring the extraction of additives and additive degradation products from polymer packaging into solutions by multi-residue method including solid phase extraction and ultra-high performance liquid chromatography-tandem mass spectrometry analysis. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 406(5), 1493–1507. <https://doi.org/10.1007/s00216-013-7551-4>
- Provencher, J. F., Bond, A. L., Hedd, A., Montevecchi, W. A., Muzaffar, S. Bin, Courchesne, S. J., Gilchrist, H. G., Jamieson, S. E., Merkel, F. R., Falk, K., Durinck, J., & Mallory, M. L. (2014). Prevalence of marine debris in marine birds from the North Atlantic. *Marine Pollution Bulletin*, 84(1–2), 411–417. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.04.044>
- Provencher J., F. Malaisé, M. Mallory, B. Braune, L. Pirie-Dominix, L. Zhe. A 44-Year Retrospective Analysis of Plastic Additives in Seabird Eggs from the Canadian Arctic (1975 to 2019). Submitted for publication, 2022.
- Quillfeldt, P., Weimerskirch, H., Delord, K., & Cherel, Y. (2020). Niche switching and leapfrog foraging: Movement ecology of sympatric petrels during the early breeding season. *Movement Ecology*, 8(1), 1–14. <https://doi.org/10.1186/s40462-020-00212-y>
- Rani, M., Shim, W. J., Han, G. M., Jang, M., Al-Odaini, N. A., Song, Y. K., & Hong, S. H. (2015). Qualitative Analysis of Additives in Plastic Marine Debris and Its New Products. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 69(3), 352–366. <https://doi.org/10.1007/s00244-015-0224-x>
- Rani, M., Shim, W. J., Han, G. M., Jang, M., Song, Y. K., & Hong, S. H. (2017). Benzotriazole-type ultraviolet stabilizers and antioxidants in plastic marine debris and their new products. *Science of the Total Environment*, 579, 745–754. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.033>
- Rapp, D. C., Youngren, S. M., Hartzell, P., & David Hyrenbach, K. (2017). Community-wide patterns of plastic ingestion in seabirds breeding at French Frigate Shoals, Northwestern Hawaiian Islands. *Marine Pollution Bulletin*, 123(1–2), 269–278. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.08.047>
- Rieker, J., Lemmert-Schmitt, E., Goeller, G., Roessler, M., Stueber, G. J., Schettler, H., Kramer, H. E. A., Stezowski, J. J., Hoier, H., Henkel, S., Schmidt, A., Port, H., Wiechmann, M., Rody, J., Rytz, G., Slongo, M., & Birbaum, J. L. (1992). Ultraviolet stabilizers of the 2-(hydroxyphenyl)benzotriazole class. Influence of substituents on structure and spectra. *Journal of Physical Chemistry*, 96(25), 10225–10234. <https://doi.org/10.1021/j100204a025>
- Roman, L., Bell, E., Wilcox, C., Hardesty, B. D., & Hindell, M. (2019). Ecological drivers of marine debris ingestion in Procellariiform Seabirds. *Scientific Reports*, 9(1), 916. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-37324-w>
- Rorije, E., Verbruggen, E. M. J., Hollander, A., Traas, T. P., & Janssen, M. P. M. (2011). *Identifying potential POP and PBT substances - Development of a new Persistence/Bioaccumulation-score*. <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/601356001.html>
- Ruan, T., Liu, R., Fu, Q., Wang, T., Wang, Y., Song, S., Wang, P., Teng, M., & Jiang, G. (2012). Concentrations and composition profiles of benzotriazole UV stabilizers in municipal sewage sludge in China. *Environmental Science and Technology*, 46(4), 2071–2079. <https://doi.org/10.1021/es203376x>
- Ruus, A., Bæk, K., Rundberget, T., Allan, I., Beylich, B., Schlabach, M., Warner, N., Borgå, K., & Helberg, M. (2019). *Environmental Contaminants in an Urban Fjord, 2018*. <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m1441/m1441.pdf>
- Ruus, A., Bæk, K., Rundberget, T., Allan, I., Beylich, B., Vogelsang, C., Schlabach, M., Götsch, A., Borgå, K., & Helberg, M. (2020). *Environmental Contaminants in an Urban Fjord, 2019*. <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m1766/m1766.pdf>
- Ryan, P. G. (1987). The incidence and characteristics of plastic particles ingested by seabirds. *Marine Environmental Research*, 23(3), 175–206. [https://doi.org/10.1016/0141-1136\(87\)90028-6](https://doi.org/10.1016/0141-1136(87)90028-6)
- Ryan, P.G., Moore, C. J., van Franeker, J. A., & Moloney, C. L. (2009). Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526): p. 1999–2012. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0207>
- Scheringer, M., Stempel, S., Hukari, S., Ng, C. A., Blepp, M., & Hungerbühler, K. (2012). How many persistent organic pollutants should we expect? *Atmospheric Pollution Research*, 3(4), 383–391. <https://doi.org/10.5094/APR.2012.044>

- Schlabach, M., Halse, A. K., Kringstad, A., Nikiforov, V., Nizzetto, P. B., Pfaffhuber, K. A., Reid, M., Rostkowski, P., & Vogelsang, C. (2019). *Screening program 2018 Volatiles, Gd, BADGE, UV filters, Additives, and Medicines*. <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m1490/m1490.pdf>
- Schlabach, M., van Bavel, B., Lomba, J. A. B., Borgen, A., Gabrielsen, G. W., Götsch, A., Halse, A.-K., Hanssen, L., Krogseth, I. S., Nikiforov, V., Nygård, T., Bohlin-Nizzetto, P., Reid, M., Rostkowski, P., & Samanipour, S. (2018). *Screening Programme 2017 – AMAP Assessment Compounds*. <http://hdl.handle.net/11250/2569237>
- Schoombie, S., Dilley, B. J., Davies, D., & Ryan, P. G. (2018). The foraging range of Great Shearwaters (*Ardenna gravis*) breeding on Gough Island. *Polar Biology*, *41*(12), 2451–2458. <https://doi.org/10.1007/s00300-018-2381-7>
- Shirakihara, M., Seki, K., Takemura, A., Shirakihara, K., Yoshida, H., & Yamazaki, T. (2008). Food Habits of Finless Porpoises *Neophocaena phocaenoides* in Western Kyushu, Japan. *Journal of Mammalogy*, *89*(5), 1248–1256. <https://doi.org/10.1644/07-MAMM-A-264.1>
- Spear, L. B., & Ainley, D. G. (1998). Morphological Differences Relative to Ecological Segregation in Petrels (Family: Procellariidae) of the Southern Ocean and Tropical Pacific. *The Auk*, *115*(4), 1017–1033. <https://doi.org/10.2307/4089519>
- SPIN (2021). *Substance in Preparations in Nordic Countries, Phenol, 2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4,6-bis(1,1-dimethylpropyl)-*. <http://www.spin2000.net/spinmyphp/>
- Suhrhoff, T. J., & Scholz-Böttcher, B. M. (2016). Qualitative impact of salinity, UV radiation and turbulence on leaching of organic plastic additives from four common plastics - A lab experiment. *Marine Pollution Bulletin*, *102*(1), 84–94. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.11.054>
- Sun, B., Hu, Y., Cheng, H., & Tao, S. (2019). Releases of brominated flame retardants (BFRs) from microplastics in aqueous medium: Kinetics and molecular-size dependence of diffusion. *Water Research*, *151*, 215–225. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.12.017>
- Swiss Federal Department of Home Affairs (2020). *Ordinance of the FDHA on materials and articles intended to come into contact with foodstuffs (SR 817.023.21), Annex 10*.
- Takada, H., Tanaka, K., Yamashita, R., & Watanuki, Y. (2019). Transfer of additives from ingested plastics to seabirds and their accumulation in the tissue. *ACS Spring 2019 National Meeting & Exposition*.
- Tanaka, K., Takada, H., Ikenaka, Y., Nakayama, S. M. M., & Ishizuka, M. (2020a). Occurrence and concentrations of chemical additives in plastic fragments on a beach on the island of Kauai, Hawaii. *Marine Pollution Bulletin*, *150*(September 2019), 110732. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110732>
- Tanaka, K., Takada, H., Yamashita, R., Mizukawa, K., Fukuwaka, M. A., & Watanuki, Y. (2015). Facilitated Leaching of Additive-Derived PBDEs from Plastic by Seabirds' Stomach Oil and Accumulation in Tissues. *Environmental Science and Technology*, *49*(19), 11799–11807. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b01376>
- Tanaka, K., van Franeker, J. A., Deguchi, T., & Takada, H. (2019a). Piece-by-piece analysis of additives and manufacturing byproducts in plastics ingested by seabirds: Implication for risk of exposure to seabirds. *Marine Pollution Bulletin*, *145*, 36–41. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.05.028>
- Tanaka, K., Watanuki, Y., Takada, H., Ishizuka, M., Yamashita, R., Kazama, M., Hiki, N., Kashiwada, F., Mizukawa, K., Mizukawa, H., Hyrenbach, D., Hester, M., Ikenaka, Y., & Nakayama, S. M. M. (2020b). In Vivo Accumulation of Plastic-Derived Chemicals into Seabird Tissues. *Current Biology*, *30*(4), 723-728.e3. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2019.12.037>
- Tanaka, K., Yamashita, R., & Takada, H. (2019b). *Transfer of Hazardous Chemicals from Ingested Plastics to Higher-Trophic-Level Organisms* (H. Takada & H. K. Karapanagioti (eds.); pp. 267–280). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/698_2018_255
- Tashiro, Y., & Kameda, Y. (2013). Concentration of organic sun-blocking agents in seawater of beaches and coral reefs of Okinawa Island, Japan. *Marine Pollution Bulletin*, *77*(1–2), 333–340. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.09.013>
- Teuten, E. L., Saquing, M. J., Knappe, U. D. R., Barlaz, A. M., Jonsson, S., Björn, A., Rowland, J. S., Thompson, C. R., Galloway, S. T., Yamashita, R., Ochi, D., Watanuki, Y., Moore, C., Viet, H. P., Tana, S. T., Prudente, M., Boonyatumanond, R., Zakaria, P. M., Akkavong, K., ... Takada, H. (2009). Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, *364*(1526), 2027–2045. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0284>

- Thomas, K., Schlabach, M., Langford, K. H., Fjeld, E., Øxnevad, S., Rundberget, T., Bæk, K., Rostkowski, P., & Harju, M. (2014). *Screening program 2013: New bisphenols, organic peroxides, fluorinated siloxanes, organic UV filters and selected PBT substances*.
<https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/M176/M176.pdf>
- Til, H., van der Meulen, H., Huismans, J., & de Groot, A. (1968). *Short-term (49 day) and sub-chronic (90 day) toxicity studies with "BY 1137" in rats*.
- Tonnellier, A., Coecke, S., & Zaldívar, J.-M. (2012). Screening of chemicals for human bioaccumulative potential with a physiologically based toxicokinetic model. *Archives of Toxicology*, 86(3), 393–403.
<https://doi.org/10.1007/s00204-011-0768-0>
- Towns, D. R., Byrd, G. V., Jones, H. P., Rauzon, M. J., Russell, J. C., & Wilcox, C. (2011). Impacts of Introduced Predators on Seabirds. In *Seabird Islands* (pp. 56–90). Oxford University Press.
<https://doi.org/10.1093/acprof:osobl/9780199735693.003.0003>
- US EPA (2012). *Estimation Programs Interface Suite for Microsoft Windows*.
- US EPA (2021). *Toxic Substances Control Act, Chemical Data Reporting on Phenol, 2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4,6-bis(1,1-dimethylpropyl)-*. <https://chemview.epa.gov/chemview/>
- US Food and Drug Administration (2021). *Inventory of Food Contact Substances Listed in 21 CFR*.
<https://www.cfsanappsexternal.fda.gov/scripts/fdcc/index.cfm?set=IndirectAdditives>
- van Franeker, J. A., Blaize, C., Danielsen, J., Fairclough, K., Gollan, J., Guse, N., Hansen, P.-L., Heubeck, M., Jensen, J.-K., Le Guillou, G., Olsen, B., Olsen, K.-O., Pedersen, J., Stienen, E. W. M., & Turner, D. M. (2011). Monitoring plastic ingestion by the northern fulmar *Fulmarus glacialis* in the North Sea. *Environmental Pollution*, 159(10), 2609–2615. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.06.008>
- van Franeker, J. A., & Law, K. L. (2015). Seabirds, gyres and global trends in plastic pollution. *Environmental Pollution*, 203, 89–96. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.02.034>
- Van Sebille, E., Aliani, S., Law, K. L., Maximenko, N., Alsina, J. M., Bagaev, A., Bergmann, M., Chapron, B., Chubarenko, I., Cózar, A., Delandmeter, P., Egger, M., Fox-Kemper, B., Garaba, S. P., Goddijn-Murphy, L., Hardesty, B. D., Hoffman, M. J., Isobe, A., Jongedijk, C. E., ... Wichmann, D. (2020). The physical oceanography of the transport of floating marine debris. *Environmental Research Letters*, 15(2), 23003.
<https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab6d7d>
- van Sebille, E., England, M. H., & Froyland, G. (2012). Origin, dynamics and evolution of ocean garbage patches from observed surface drifters. *Environmental Research Letters*, 7(4), 044040. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/7/4/044040>
- Wick, A., Jacobs, B., Kunkel, U., Heininger, P., & Ternes, T. A. (2016). Benzotriazole UV stabilizers in sediments, suspended particulate matter and fish of German rivers: New insights into occurrence, time trends and persistency. *Environmental Pollution*, 212, 401–412. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.01.024>
- Wilcox, C., Van Sebille, E., & Hardesty, B. D. (2015). Threat of plastic pollution to seabirds is global, pervasive, and increasing. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(38), 11899–11904.
<https://doi.org/10.1073/pnas.1502108112>
- Wu, Y., Venier, M., & Hites, R. A. (2020). Broad Exposure of the North American Environment to Phenolic and Amino Antioxidants and to Ultraviolet Filters. *Environmental Science & Technology*, 54(15), 9345–9355.
<https://doi.org/10.1021/acs.est.0c04114>
- Xu, Z., Xiong, X., Zhao, Y., Xiang, W., & Wu, C. (2020). Pollutants delivered every day: Phthalates in plastic express packaging bags and their leaching potential. *Journal of Hazardous Materials*, 384, 121282.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121282>
- Yamashita, R., Hiki, N., Kashiwada, F., Takada, H., Mizukawa, K., Hardesty, B. D., Roman, L., Hyrenbach, D., Ryan, P. G., Dilley, B., Muñoz-Pérez, J. P., Valle, C. A., Pham, C. K., Frias, J., Nishizawa, B., Takahashi, A., Thiebot, J., Will, A., Kokubun, N., Watanabe, Y. Y., Yamamoto, T., Shiomi, K., Shimabukuro, U., & Watanuki, Y. (2021). Plastic additives and legacy persistent organic pollutants (POPs) in preen gland oil from seabirds sampled across the globe. *Environmental Monitoring and Contaminants Research*, 1, 97–112. <https://doi.org/10.5985/emcr.20210009>
- Yamashita, R., Takada, H., Murakami, M., Fukuwaka, M. A., & Watanuki, Y. (2007). Evaluation of noninvasive approach for monitoring PCB pollution of seabirds using preen gland oil. *Environmental Science and Technology*, 41(14), 4901–4906. <https://doi.org/10.1021/es0701863>

- Yanagimoto, H., & et al. (2011). Poster: Occurrence of Benzotriazole UV Stabilizers and Synthetic Musks in Human Adipose Tissues Collected from Japan, South Korea, China, Spain and the USA. *32nd SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) North America 257*.
- Zhang, D., Liu, C., & Yang, Y. (2016). Determination of UV Absorbers and Light Stabilizers in Food Packing Bags by Magnetic Solid Phase Extraction Followed by High Performance Liquid Chromatography. *Chromatographia*, 79(1–2), 45–52. <https://doi.org/10.1007/s10337-015-2988-6>
- Zhang, Z., Ren, N., Li, Y. F., Kunisue, T., Gao, D., & Kannan, K. (2011). Determination of benzotriazole and benzophenone UV filters in sediment and sewage sludge. *Environmental Science and Technology*, 45(9), 3909–3916. <https://doi.org/10.1021/es2004057>
- Zhuang, S., Lv, X., Pan, L., Lu, L., Ge, Z., Wang, J., Wang, J., Liu, J., Liu, W., & Zhang, C. (2017). Benzotriazole UV 328 and UV-P showed distinct antiandrogenic activity upon human CYP3A4-mediated biotransformation. *Environmental Pollution*, 220, 616–624. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.10.011>
- Zhuang, S., Wang, H., Ding, K., Wang, J., Pan, L., Lu, Y., Liu, Q., & Zhang, C. (2016). Interactions of benzotriazole UV stabilizers with human serum albumin: Atomic insights revealed by biosensors, spectroscopies and molecular dynamics simulations. *Chemosphere*, 144, 1050–1059. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.09.085>
-