Perspectives mondiales des plastiques

DÉTERMINANTS ÉCONOMIQUES, RÉPERCUSSIONS ENVIRONNEMENTALES ET POSSIBILITÉS D'ACTION



OCDE

Perspectives mondiales des plastiques

DÉTERMINANTS ÉCONOMIQUES, RÉPERCUSSIONS ENVIRONNEMENTALES ET POSSIBILITÉS D'ACTION

OCDE
DES POLITIQUES MEILLEURES POUR UNE VIE MEILLEURE

Cet ouvrage est publié sous la responsabilité du Secrétaire général de l'OCDE. Les opinions et les arguments exprimés ici ne reflètent pas nécessairement les vues officielles des pays Membres de l'OCDE.

Ce document, ainsi que les données et cartes qu'il peut comprendre, sont sans préjudice du statut de tout territoire, de la souveraineté s'exerçant sur ce dernier, du tracé des frontières et limites internationales, et du nom de tout territoire, ville ou région.

Les données statistiques concernant Israël sont fournies par et sous la responsabilité des autorités israéliennes compétentes. L'utilisation de ces données par l'OCDE est sans préjudice du statut des hauteurs du Golan, de Jérusalem-Est et des colonies de peuplement israéliennes en Cisjordanie aux termes du droit international.

Note de la République de Türkiye
Les informations figurant dans ce document qui font référence à « Chypre » concernent la partie méridionale de l'Ile. Il n'y a pas d'autorité unique représentant à la fois les Chypriotes turcs et grecs sur l'Ile. La Türkiye reconnaît la République Turque de Chypre Nord (RTCN). Jusqu'à ce qu'une solution durable et équitable soit trouvée dans le cadre des Nations Unies, la Türkiye maintiendra sa position sur la « question chypriote ».

Note de tous les États de l'Union européenne membres de l'OCDE et de l'Union européenne
La République de Chypre est reconnue par tous les membres des Nations Unies sauf la Türkiye. Les informations figurant dans ce document concernent la zone sous le contrôle effectif du gouvernement de la République de Chypre.

Merci de citer cet ouvrage comme suit :
OCDE (2023), *Perspectives mondiales des plastiques : Déterminants économiques, répercussions environnementales et possibilités d'action*, Éditions OCDE, Paris, https://doi.org/10.1787/5c7bba57-fr.

ISBN 978-92-64-97960-4 (imprimé)
ISBN 978-92-64-43962-7 (pdf)
ISBN 978-92-64-48623-2 (HTML)
ISBN 978-92-64-35452-4 (epub)

Crédits photo : Couverture réalisée par Chantal Rivière/grafiklab.fr à partir d'images © JasminkaM, Liubovart/Shutterstock.com.

Les corrigenda des publications sont disponibles sur : www.oecd.org/fr/apropos/editionsocde/corrigendadepublicationsdelocde.htm.

© OCDE 2023

L'utilisation de ce contenu, qu'il soit numérique ou imprimé, est régie par les conditions d'utilisation suivantes : https://www.oecd.org/fr/conditionsdutilisation.

Préface

La production mondiale de plastiques est en forte augmentation depuis plusieurs décennies. Légères, abordables et très polyvalentes, les matières plastiques sont présentes dans d'innombrables applications industrielles et s'avèrent d'une grande utilité dans les sociétés modernes. On s'en sert pour conserver les aliments, isoler les bâtiments, faire fonctionner l'électronique et réduire la consommation de carburant des véhicules, et elles remplissent bien d'autres fonctions encore. De par son envergure, la consommation de plastiques de nos sociétés a cependant d'importants inconvénients. Elle s'accompagne d'une forte empreinte carbone liée à leur production, engendre de grandes quantités de déchets, provoque des pollutions persistantes et nuit aux écosystèmes et à la vie sauvage lorsque ces matières sont rejetées dans l'environnement, et induit des coûts socioéconomiques considérables en raison des répercussions des déchets plastiques sauvages sur le tourisme et la pêche.

Ces dernières années, la prise de conscience grandissante de la pollution plastique dans l'opinion publique a ouvert la voie à des interventions publiques plus rigoureuses pour lutter contre ce problème. Beaucoup de pays de l'OCDE et d'économies émergentes ont pris des mesures visant précisément à réduire les répercussions dommageables des plastiques sur l'environnement aux différents stades de leur cycle de vie. En outre, des instances mondiales comme le G7, le G20 et l'Assemblée des Nations Unies pour l'environnement portent une attention croissante aux déchets marins et à la pollution plastique. Le présent ouvrage, *Perspectives mondiales des plastiques : déterminants économiques, répercussions environnementales et possibilités d'action*, vise à éclairer et à appuyer ces efforts.

Ceci est le premier rapport à proposer un état des lieux complet de la production de plastiques, de leur utilisation et de la production de déchets plastiques, à mettre en évidence les facteurs économiques sous-jacents et à établir une cartographie des incidences environnementales connexes au niveau mondial. Il présente également quatre leviers essentiels pour inverser la courbe : les marchés des plastiques recyclés (secondaires), l'innovation technologique dans le domaine des plastiques, les mesures nationales et la coopération internationale, y compris le financement international. Le rapport montre la nécessité d'une approche axée sur l'ensemble du cycle de vie, avec des panoplies de mesures qui, pour être efficaces, doivent cibler aussi bien l'aval de la chaîne de valeur, comme la gestion en fin de vie, que l'amont, comme la conception des produits.

Ces Perspectives aideront les décideurs à comprendre où nous mène la trajectoire d'évolution actuelle, et à évaluer quelles politiques peuvent favoriser une gestion plus durable et circulaire des matières plastiques. L'OCDE est à la disposition des gouvernements pour les aider à opérer cette transition en concevant, en élaborant et en mettant en œuvre des politiques meilleures pour lutter contre les effets délétères de la production plastique sur l'environnement et, à terme, libérer les mers et les cours d'eau des plastiques pour les générations futures. Les problèmes liés à la production de plastiques que sont l'augmentation des rejets et la hausse des émissions de gaz à effet de serre ignorent les frontières, et c'est pourquoi il sera primordial que les pays y répondent par des solutions mondiales et coordonnées.

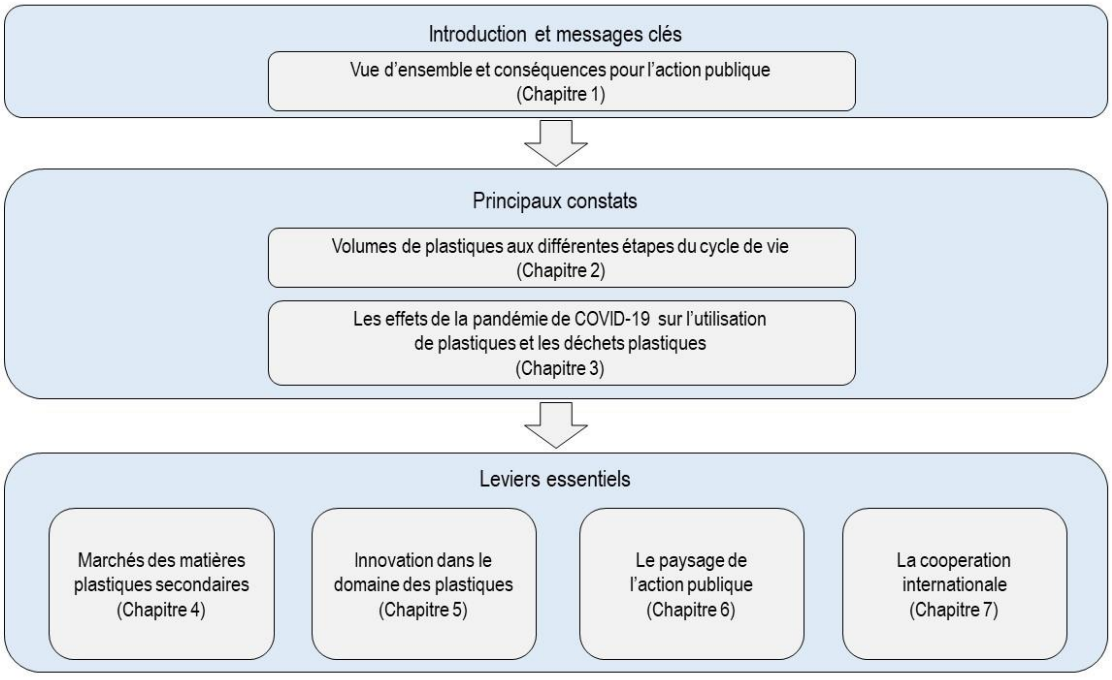


Mathias Cormann
Secrétaire général de l'OCDE

Avant-propos

Le présent ouvrage, *Perspectives mondiales des plastiques : déterminants économiques, répercussions environnementales et possibilités d'action*, propose aux responsables de l'action publique un tour d'horizon complet des défis à relever et des solutions envisageables. Il est structuré comme indiqué ci-dessous. Ces Perspectives font appel à des modélisations environnement-économie de pointe pour mettre en lumière les facteurs économiques sous l'effet desquels l'utilisation de plastique et la production de déchets plastiques ont atteint des niveaux sans précédent. En outre, elles recensent et quantifient les principales répercussions environnementales de cette évolution, à commencer par les rejets de plastiques dans l'environnement et les émissions de gaz à effet de serre. Quatre leviers essentiels à actionner pour réduire ces répercussions sont ensuite décrits : les marchés des plastiques (recyclés), l'innovation technologique, l'action au niveau national et la coopération internationale.

Structure du rapport



Remerciements

Ce rapport a été conçu par Shardul Agrawala, Chef de la Division de l'intégration de l'environnement et de l'économie de la Direction de l'environnement de l'OCDE, qui en a également dirigé l'élaboration. Maarten Dubois a dirigé la coordination transversale, Elisa Lanzi, l'équipe de modélisation, et Peter Börkey, l'équipe travaillant sur l'économie circulaire (tous trois appartiennent à la Direction de l'environnement de l'OCDE). Le rapport est publié sous la direction de Shardul Agrawala, Maarten Dubois, Peter Börkey et Elisa Lanzi.

Les auteurs des chapitres sont : Shardul Agrawala et Norbert Monti (chapitre 1) ; Maarten Dubois, Elisa Lanzi, Ruben Bibas, Eleonora Mavroeidi, Jean Fouré, Rob Dellink, Daniel Ostalé Valriberas, Elena Buzzi et Linda Livingstone (chapitre 2) ; Rob Dellink et Linda Livingstone (chapitre 3) ; Andrew Brown, Frithjof Laubinger et Peter Börkey (chapitre 4) ; Damien Dussaux et Shardul Agrawala (chapitre 5) ; Maarten Dubois, Peter Börkey, Andrew Brown et Frithjof Laubinger (chapitre 6) ; Frithjof Laubinger, Peter Börkey, Maarten Dubois et Shunta Yamaguchi (chapitre 7) (tous appartiennent à la Direction de l'environnement de l'OCDE). Le chapitre 7 a en outre bénéficié du concours d'Ivan Haščič (Direction de l'environnement) et de Pierra Tortora et Daniel Prosi (Direction de la coopération pour le développement). Les estimations relatives à l'utilisation de plastiques et aux déchets plastiques présentées dans ce rapport et contenues dans la base de données des Perspectives mondiales des plastiques ont été établies par Ruben Bibas, Eleonora Mavroeidi, Rob Dellink, Daniel Ostalé Valriberas, Elisa Lanzi et Maarten Dubois.

Les modélisations concernant les rejets mondiaux de plastiques ont bénéficié du concours des experts extérieurs à l'OCDE suivants : Morten Ryberg, Teddy Serrano et Alexis Laurent (Université technique du Danemark), Costas A. Velis, Ed Cook et Josh Cottom (Université de Leeds), Laurent Lebreton (The Ocean Cleanup) et Nikolaos Evangeliou (Norwegian Institute for Air Research). Roland Geyer (Université de Californie, Santa Barbara) a prodigué des conseils au sujet de la stratégie de modélisation de l'OCDE et transmis de précieux commentaires concernant le rapport. Trinomics B.V., l'Institute for Global Environmental Strategies ainsi que Prasad Modak, Louis Tronel, Flavio Ribeiro et Darina Petrova (tous des experts indépendants) ont communiqué différentes synthèses par pays qui ont permis d'enrichir l'analyse.

Le rapport a bénéficié des commentaires éclairés de Rodolfo Lacy (Directeur), Ingrid Barnsley (Directrice adjointe), Bob Diderich et Eeva Leinala (appartenant tous à la Direction de l'environnement), ainsi que de Jens Sedemund (Direction de la coopération pour le développement). Des avis autorisés ont également été communiqués par Stephanie B. Borrelle (Université de Toronto), Johan Eyckmans (Université catholique de Louvain), Costas A. Velis (Université de Leeds) et la Fondation Ellen MacArthur. Par ailleurs, les versions préliminaires du rapport ont bénéficié des travaux de l'atelier d'experts techniques consacré aux méthodes de modélisation de l'utilisation de plastiques, organisé par l'OCDE les 22 et 23 juin 2020.

Aziza Perrière et Illias Mousse Iye (Direction de l'environnement de l'OCDE) ont contribué aux travaux administratifs. Elizabeth Del Bourgo, William Foster, Stéphanie Simonin-Edwards et Norbert Monti (Direction de l'environnement de l'OCDE), ainsi que Catherine Bremer (Direction des relations extérieures et de la communication de l'OCDE) ont apporté leur concours aux activités de communication. Linda Livingstone et Elena Buzzi (Direction de l'environnement de l'OCDE), Chantal Rivière (graphiste indépendante) et l'équipe de WeDoData ont aidé à concevoir la synthèse, la couverture et les graphiques qui émaillent le rapport. La version anglaise a été révisée avec le concours de Janine Treves (Direction

des relations extérieures et de la communication de l'OCDE), Fiona Hinchcliffe et Annette Hardcastle (toutes deux rédactrices indépendantes).

Le Comité des politiques d'environnement (EPOC) de l'OCDE a supervisé l'élaboration du rapport. En outre, les versions préliminaires ont été examinées par le Groupe de travail sur la productivité des ressources et les déchets (GTPRD) et par le Groupe de travail sur l'intégration des politiques environnementales et économiques (GTIPEE).

Table des matières

Préface 3

Avant-propos 4

Remerciements 5

Abréviations et sigles 14

Résumé 16

1 Vue d'ensemble et synthèse 19
1.1. Introduction 20
1.2. Pourquoi publier les *Perspectives mondiales des plastiques* et que contiennent-elles ? 21
1.3. Principaux constats 22
1.3.1. Le cycle de vie des plastiques est aujourd'hui loin d'être circulaire 23
1.3.2. La mauvaise gestion des déchets plastiques est la principale cause de rejets de macroplastiques 23
1.3.3. Les 30 Mt de plastiques accumulés dans les océans et les 109 Mt accumulés dans les cours d'eau vont polluer les milieux aquatiques pendant des décennies 24
1.3.4. Le cycle de vie des plastiques a une empreinte carbone non négligeable 25
1.4. Leviers essentiels pour réduire l'impact environnemental des plastiques 27
1.4.1. Stimuler à la fois l'offre et la demande pour développer les marchés des plastiques recyclés 27
1.4.2. Stimuler davantage l'innovation pour rendre les plastiques plus circulaires 29
1.4.3. Relever le niveau d'ambition de l'action publique au niveau national 29
1.4.4. Renforcer la coopération internationale pour rendre les chaînes de valeur des matières plastiques plus circulaires et ramener à zéro les rejets nets de plastiques 31
Références 33
Notes 35

2 Les flux de plastiques et leurs retombées sur l'environnement 36
2.1. Méthode utilisée pour constituer la Base de données des Perspectives des plastiques de l'OCDE 38
2.2. L'utilisation des plastiques dans le monde connaît une forte croissance 40
2.3. La production de déchets plastiques est déterminée par l'utilisation des plastiques et la durée de vie des produits 46
2.4. La gestion des déchets plastiques est de qualité variable d'un pays à l'autre 48
2.5. Le volume de plastiques rejetés est non négligeable 53
2.5.1. Les plastiques pénètrent et s'accumulent dans les milieux aquatiques par des voies complexes 57
2.5.2. Les microplastiques issus du transport routier peuvent polluer l'air sur de vastes zones 59
2.6. Les rejets de plastiques ont de multiples conséquences sur les plans environnemental, sanitaire et économique 61
Références 62
Notes 67

3 Les effets de la pandémie de COVID-19 sur l'utilisation de plastiques et les déchets plastiques 69
3.1. Le COVID-19 a perturbé l'économie et l'utilisation des plastiques. 71
3.2. L'impact de la pandémie sur la production de plastiques varie selon l'utilisation et le secteur. 71
3.2.1. La production de plastiques a été temporairement perturbée 71
3.2.2. L'utilisation des plastiques dans le secteur de la santé s'est considérablement accrue. 72
3.2.3. L'utilisation des plastiques pour les emballages a évolué d'un secteur à l'autre. 74
3.2.4. L'arrêt temporaire dans le secteur du bâtiment a eu un effet non négligeable sur la demande de plastiques. 76
3.2.5. La baisse de la demande de véhicules a également entraîné une diminution de la demande de plastiques. 76
3.2.6. Les secteurs des fibres synthétiques et du textile ont été perturbés. 76
3.3. Les effets sur les déchets plastiques et leur recyclage ne sont pas clairs. 77
3.3.1. L'abandon sauvage de plastiques s'est aggravé. 78
3.3.2. Le recyclage des plastiques a été perturbé 79
3.3.3. Les politiques de gestion et de recyclage des déchets ont changé temporairement. 80
3.4. La modélisation de l'OCDE tend à montrer que, dans l'ensemble, le COVID-19 a fait diminuer l'utilisation des plastiques en 2020. 81
3.4.1. L'utilisation des plastiques a diminué en 2020, mais moins que l'activité économique. 82
3.4.2. Les déchets plastiques pourraient être restés stables à court terme malgré le passage aux plastiques à usage unique. 85
3.5. Les conséquences à plus long terme de la pandémie de COVID-19 restent floues. 86
Références 87
Notes 94

4 Tendances des marchés des matières plastiques secondaires 95
4.1. Les marchés des plastiques secondaires contribuent à une utilisation plus circulaire des plastiques 96
4.2. Les flux de déchets plastiques et les méthodes de collecte, de séparation et de recyclage déterminent la valeur des plastiques secondaires 97
4.3. Les marchés des plastiques secondaires restent petits et vulnérables malgré une croissance récente 100
4.4. Depuis peu, les signes sont encourageants en ce qui concerne les marchés secondaires 102
4.4.1. Les cadres d'action sont renforcés 102
4.4.2. Les prix de certaines qualités de plastiques secondaires semblent se découpler de ceux des équivalents primaires 104
4.4.3. L'innovation dans le recyclage est en hausse 104
4.4.4. Le commerce des déchets plastiques devrait continuer à baisser dans un avenir proche 105
Références 110
Notes 114

5 Innovation dans le domaine des plastiques 115
5.1. Quelles sont les tendances relatives aux innovations pertinentes pour l'environnement dans le domaine des plastiques ? 117
5.1.1. L'innovation pertinente pour l'environnement dans le domaine des plastiques se développe mais reste relativement petite 118
5.1.2. Une innovation dans la prévention des déchets et le recyclage concentrée dans quelques pays seulement 120
5.2. Quel est le rôle des politiques publiques en matière d'innovation dans la circularité des plastiques ? 122
5.3. Quels sont les derniers défis à relever en matière d'innovation ? 123

5.3.1. L'innovation dans le domaine des plastiques biodégradables ralentit après des décennies de croissance continue 123
5.3.2. Les débuts du recyclage chimique : des défis considérables 125
5.3.3. De nombreuses innovations apparaissent tout au long de la chaîne de valeur des plastiques 127
5.4. Comment passer de l'innovation au déploiement massif ? 127
Références 128
Notes 131

6 Le paysage de l'action publique 133
6.1. Il faut déployer un vaste éventail d'instruments pour lutter contre les effets négatifs de l'utilisation des plastiques 135
6.2. L'utilisation actuelle des instruments économiques et réglementaires est fragmentée et pourrait être améliorée. 138
6.2.1. Les interdictions et les taxes sur les articles à usage unique ne suffisent pas à restreindre la demande. 139
6.2.2. Des politiques innovantes sont nécessaires afin d'encourager la conception pour la circularité 140
6.2.3. Il est possible de renforcer le recyclage et le tri en les rendant rentables. 143
6.2.4. Il est possible de fermer les voies de rejet en investissant dans les infrastructures élémentaires de gestion des déchets 146
6.2.5. Le nettoyage des plastiques rejetés coûte cher et reste une mesure de dernier recours 147
6.3. Une panoplie de mesures bien dosées est un élément crucial pour le changement structurel. 148
6.4. Une feuille de route pour une utilisation plus circulaire des plastiques 151
Références 153
Notes 159

7 Coopération internationale en faveur de la circularité des chaînes de valeur des plastiques 160
7.1. La lutte contre les conséquences environnementales des chaînes de valeur mondiales des plastiques nécessite une coopération internationale 161
7.2. Une approche mondiale plus exhaustive de la pollution plastique est indispensable 161
7.3. L'élimination de la pollution plastique sera coûteuse pour les pays à revenu faible et intermédiaire 167
7.4. L'Aide publique au développement (APD) consacrée à la gestion des déchets augmente, mais reste insuffisante 168
Références 173
Notes 176

Annexe A. Méthodes de modélisation utilisées pour constituer la Base de données des Perspectives mondiales des plastiques de l'OCDE 177
Notes 221

Annexe B. Modélisation des effets économiques de la pandémie de COVID-19 et des mesures prises par les pouvoirs publics pour y faire face 222
Note 225

Glossaire 226

Tableaux

Tableau 2.1. La base de données des Perspectives mondiales des plastiques de l'OCDE couvre un large éventail de sources et de méthodologies. 39
Tableau 2.2. La large gamme de polymères permet une multitude d'applications des plastiques. 43
Tableau 2.3. Les bioplastiques pourraient réduire les émissions de GES liées à la production de plastiques, à condition d'éviter les effets négatifs des modifications indirectes de l'affectation des terres. 44
Tableau 2.4. Le PIB est un facteur clé de l'utilisation de plastiques dans le monde. 45
Tableau 2.5. La production de déchets plastiques par habitant est très variable dans le monde 48
Tableau 2.6. Il est nécessaire d'adopter une approche complémentaire pour mieux appréhender les différents aspects des rejets de plastiques. 55
Tableau 2.7. Les volumes de rejets de plastiques sont conséquents malgré des estimations très incertaines. 56
Tableau 4.1. Les processus de collecte et de tri diffèrent en fonction du niveau de revenu des pays. 97
Tableau 4.2. La valeur et la prise en charge des flux de déchets post-industriels et post-consommation sont différentes. 99
Tableau 4.3. Il existe des différences non négligeables entre l'économie des plastiques primaires et celle des plastiques secondaires. 101
Tableau 4.4. Les restrictions commerciales créent à la fois des opportunités et des risques. 108
Tableau 6.1. L'utilisation d'instruments d'action clés pour faire progresser le recyclage est disparate à l'échelle mondiale 145
Tableau 6.2. Les coûts élevés du nettoyage des détritus abandonnés sur les plages mettent en évidence la rentabilité de la prévention. 147
Tableau 7.1. Le caractère morcelé des accords mondiaux sur les plastiques entrave la protection de l'environnement 162
Tableau 7.2. Les ODD soulignent les ambitions internationales de réduction des impacts environnementaux et sanitaires des déchets 163
Tableau 7.3. Les organisations régionales participent à la coordination des politiques et des actions de leurs membres 164

Tableau A A.1. Agrégation sectorielle du modèle ENV-Linkages 181
Tableau A A.2. Agrégation régionale du modèle ENV-Linkages 182
Tableau A A.3. Part de la technologie de production secondaire 184
Tableau A A.4. Cartographie de l'utilisation de plastiques par application en fonction des secteurs économiques 185
Tableau A A.5. Sources de données pour les taux de recyclage des plastiques dans l'année de référence 187
Tableau A A.6. Hypothèses utilisées pour déterminer les taux de perte pour les déchets d'emballages plastiques collectés pour être recyclés 190
Tableau A A.7. Taux de perte moyens par type de plastiques et par application pour les pays à revenu élevé et les pays à faible revenu et à revenu intermédiaire (hors DMS) 191
Tableau A A.8. Taux de perte moyens par type de plastiques et par région pour les DMS et les autres déchets, considérés conjointement 192
Tableau A A.9. Correspondance entre les séries relatives aux déchets plastiques de la base de données Comtrade de l'ONU et les polymères du modèle ENV-Linkages 193
Tableau A A.10. Part des déchets sauvages perdus dans l'environnement en fonction des niveaux de revenu régionaux 194
Tableau A A.11. Sources pour les pertes liées aux poussières microplastiques 197
Tableau A A.12. Taux de retrait des microplastiques pour les différents niveaux de traitement des eaux usées 199
Tableau A A.13. Fractions des rejets de macroplastiques qui pénètrent dans les milieux aquatiques et atteignent l'océan 201
Tableau A A.14. Paramètres relatifs au destin des plastiques dans les milieux aquatiques, par type de polymères 203
Tableau A A.15. Validation des données sur l'incinération 206
Tableau A A.16. Données utilisées pour modéliser les activités du secteur du recyclage informel 207
Tableau A A.17. Déversement délibéré dans l'eau 207
Tableau A A.18. Taux de transfert des déchets plastiques des milieux terrestres vers les milieux aquatiques (% wt. y^{-1}) 208

Graphiques

Graphique 1.1. Seulement 33 Mt, soit 9 % des 353 millions de tonnes de déchets plastiques, ont été recyclés en 2019 23
Graphique 1.2. La quantité de macroplastiques et de microplastiques rejetés dans l'environnement dans le monde est estimée à 22 Mt 25
Graphique 1.3. La production secondaire progresse mais ne représente que 6 % de la production totale de plastiques 27
Graphique 1.4. Une feuille de route en plusieurs étapes pour accroître la circularité des plastiques 31
Graphique 1.5. Les engagements bruts d'APD ciblés sur les plastiques ont augmenté régulièrement mais demeurent minimes 32
Graphique 2.1. La base de données des Perspectives mondiales des plastiques de l'OCDE 39
Graphique 2.2. L'utilisation de plastiques dans le monde a quadruplé en 30 ans, les économies émergentes constituant les principaux foyers de croissance 41
Graphique 2.3. L'empreinte carbone d'une bouteille en verre non consignée est supérieure à celle d'une bouteille en plastique équivalente. 42
Graphique 2.4. Utilisation mondiale des plastiques par application et par polymère 43
Graphique 2.5. La durée de vie moyenne globale d'un produit en plastique va de six mois à 35 ans. 46
Graphique 2.6. Près de deux tiers des déchets plastiques proviennent de produits à durée de vie relativement courte tels que les emballages, les produits de consommation et les textiles 47
Graphique 2.7. Il y a davantage de déchets plastiques mal gérés que collectés pour être recyclés. 49
Graphique 2.8. Les volumes et les pertes en matière de recyclage formel et informel varient d'une région à l'autre. 50
Graphique 2.9. À l'échelle mondiale, les rejets de macro- et microplastiques dans l'environnement sont estimés à 22 Mt 54
Graphique 2.10. Les rejets dans l'environnement sont élevés dans les pays émergents, en particulier les rejets de macroplastiques. 56
Graphique 2.11. Les plastiques rejetés dans l'environnement s'accumulent dans les cours d'eau et rejoignent in fine l'océan. 58
Graphique 2.12. C'est dans les zones densément urbanisées que la pollution de l'air par les microplastiques issus du transport routier est la plus élevée 60
Graphique 3.1. La production d'emballages plastiques au sein de l'Union européenne a temporairement fléchi 75
Graphique 3.2. L'utilisation mondiale des plastiques a diminué de plus de 10 Mt en 2020, affectant la quasi-totalité des régions. 83
Graphique 3.3. L'utilisation mondiale des plastiques a diminué de plus de 10 Mt en 2020, affectant la quasi-totalité des secteurs. 84
Graphique 4.1. La production secondaire progresse mais ne représente que 6 % de la production totale de plastiques 100
Graphique 4.2. En raison de la baisse des exportations de déchets plastiques vers la Chine, les échanges commerciaux mondiaux ont subi un ralentissement significatif. 106
Graphique 4.3. La part des déchets plastiques exportés a fortement baissé dans certaines régions de l'OCDE. 107
Graphique 4.4. Les exportations mondiales de déchets plastiques se sont déplacées vers d'autres pays. 109
Graphique 5.1. Classification des innovations intéressantes pour l'environnement dans le domaine des plastiques 118
Graphique 5.2. L'innovation en matière de prévention des plastiques et de recyclage des déchets plastiques a connu la plus forte croissance 119
Graphique 5.3. Les pays de l'OCDE et la Chine sont en tête de l'innovation en matière de circularité des plastiques 120
Graphique 5.4. Certains pays sont spécialisés dans l'innovation en matière d'utilisation circulaire des plastiques 121
Graphique 5.5. Le décret allemand sur les emballages a donné lieu à des innovations dans le domaine du recyclage des plastiques 123
Graphique 5.6. Le recyclage chimique : des procédés très divers 125
Graphique 6.1. Lignes d'action pour réduire les rejets de plastiques 136
Graphique 6.2. L'éventail des politiques ayant une incidence sur la gestion des plastiques est large. 137
Graphique 6.3. Une panoplie complète de mesures nécessite un mélange de politiques de pilotage et de politiques habilitantes 138
Graphique 6.4. La responsabilité élargie des producteurs 142
Graphique 6.5. La gestion des déchets solides au Brésil s'est considérablement améliorée entre 2000 et 2010. 146
Graphique 6.6. Les instruments ont un impact potentiel variable sur les déchets sauvages et le recyclage 149
Graphique 6.7. Feuille de route pour une utilisation plus circulaire des plastiques 152
Graphique 7.1. Le G7 et le G20 ont initié plusieurs initiatives de lutte contre la pollution plastique 164
Graphique 7.2. Le coût de la prévention de la pollution plastique varie en fonction des ambitions, de la rigueur des politiques et des besoins 168

Graphique 7.3. Les engagements bruts d'APD liée aux plastiques ont augmenté régulièrement mais restent modestes 169
Graphique 7.4. Les pays asiatiques sont ceux qui bénéficient le plus de l'APD liée aux plastiques 170

Graphique A A.1. Étapes méthodologiques 178
Graphique A A.2. Destin des microplastiques dans les eaux usées 198
Graphique A A.3. Probabilité pondérée que les rejets de plastiques pénètrent dans les milieux aquatiques 200
Graphique A A.4. Modèle de bilan massique des plastiques dans les milieux aquatiques à l'échelle mondiale 203
Graphique A A.5. Structure du module d'extension ENV-Linkages – SPOT 205
Graphique A A.6. Coefficients d'émission de gaz à effet de serre pour le cycle de vie des plastiques dans le modèle ENV-Linkages en 2015 212
Graphique A A.1. La pandémie de COVID-19 et les mesures de confinement ont entraîné un recul du PIB partout dans le monde et une réduction de la production dans la plupart des secteurs 224

Encadrés

Encadré 1.1. Qu'apportent de nouveau les *Perspectives mondiales des plastiques* de l'OCDE ? 22
Encadré 1.2. Quelles conséquences la pandémie de COVID-19 a-t-elle eues sur l'utilisation de plastiques ? 26
Encadré 2.1. Les plastiques émettent une grande quantité de gaz à effet de serre tout au long de leur cycle de vie. 42
Encadré 2.2. Les plastiques biosourcés offrent un potentiel, à condition de gérer les effets sur l'utilisation des sols. 44
Encadré 2.3. Les effets de l'incinération sur l'environnement sont mitigés. 51
Encadré 2.4. État actuel des estimations de l'ampleur du problème des rejets de plastiques 55
Encadré 3.1. Quels polymères sont utilisés pour les équipements de protection individuelle, les dispositifs médicaux et les tests COVID-19 ? 72
Encadré 3.2. Des dizaines de milliards de masques auraient été produits en 2020. 74
Encadré 4.1. La formalisation du recyclage informel reste un défi. 98
Encadré 4.2. Les exigences de conception peuvent restreindre ou favoriser l'utilisation des plastiques secondaires. 103
Encadré 4.3. L'attrait économique en faveur de l'investissement dans le recyclage est-il en progression ? 104
Encadré 4.4. Les restrictions à l'importation ont réduit la part des déchets plastiques qui font l'objet d'échanges internationnaux 107
Encadré 5.1. Les plastiques dits biodégradables sont sujets à controverse. 124
Encadré 6.1. La cartographie et l'étalonnage des instruments d'action internationaux s'avèrent complexes 139
Encadré 6.2. Le ciblage des sacs de caisse en plastique n'est que la partie émergée de l'iceberg. 140
Encadré 6.3. L'harmonisation de la réglementation relative aux substances chimiques et des méthodes de conception entre les pays peut réduire les risques pour la santé et améliorer la circularité. 141
Encadré 6.4. La responsabilité élargie des producteurs a démontré son intérêt, mais des problèmes subsistent 142
Encadré 6.5. Les taxes peuvent être de puissants leviers pour changer les comportements, comme on le constate dans plusieurs pays de l'OCDE. 144
Encadré 6.6. Le combat du Brésil contre l'abandon de déchets. 146
Encadré 6.7. La directive de l'UE sur les plastiques à usage unique décourage l'utilisation de produits qui finissent souvent en déchets sauvages. 148
Encadré 7.1. Le traitement des problèmes rencontrés dans les chaînes de valeur mondiales des plastiques nécessite une coopération internationale 166
Encadré 7.2. Les infrastructures de gestion des déchets nécessitent des investissements, mais aussi des cadres réglementaires et des mécanismes de gouvernance solides 172

Suivez les publications de l'OCDE sur :



https://twitter.com/OECD

https://www.facebook.com/theOECD

https://www.linkedin.com/company/organisation-eco-cooperation-development-organisation-cooperation-developpement-eco/

https://www.youtube.com/user/OECDiLibrary

https://www.oecd.org/newsletters/

Ce livre contient des...

StatLinks

Accédez aux fichiers Excel® à partir des livres imprimés !

Vous trouverez un StatLink sous chaque tableau ou graphique de cet ouvrage. Pour télécharger le fichier Excel® correspondant, il vous suffit de copier le lien dans votre navigateur internet ou de cliquer dessus depuis la version électronique de l'ouvrage.

Abréviations et sigles

ABS	acrylonitrile butadiène styrène
ACV	analyse du cycle de vie
AEE	Agence européenne pour l'environnement
ANUE	Assemblée des Nations Unies pour l'environnement
APD	aide publique au développement
ASA	acrylonitrile styrène acrylate
BPA	bisphénol A
CE	Commission européenne
CO_2	dioxyde de carbone
DDE	dichlorodiphényldichloroéthylène
DDT	dichlorodiphényltrichloréthane
DEEE	déchets d'équipements électriques et électroniques
DTU	Université technique du Danemark
ECHA	Agence européenne des produits chimiques
EPA	Agence pour la protection de l'environnement des États-Unis
EPI	équipement de protection individuelle
éq. CO_2	équivalent dioxyde de carbone
EUR	euro
FLEXPART	FLEXible PARTicle (modèle)
GAINS	Greenhouse gas – air pollution Interactions and synergies (modèle)
GES	gaz à effet de serre
Gt	gigatonne (milliard de tonnes)
GTAP	Projet d'analyse des échanges mondiaux
ha	hectare
HAP	hydrocarbure aromatique polycyclique
ISO	Organisation internationale de normalisation
kt	kilotonne

Mt	million de tonnes
NOx	oxyde d’azote
ODD	Objectif de développement durable
ONU	Organisation des Nations Unies
PBT	polytéréphtalate de butylène
PC	polycarbonate
PCB	polychlorobiphényle
PEBD	polyéthylène basse densité
PEHD	polyéthylène haute densité
PET	polyéthylène téréphtalate
PIB	produit intérieur brut
PM	particules
$PM_{2.5}$	particules fines
PNUE	Programme des Nations Unies pour l’environnement
PP	polypropylène
PPA	parités de pouvoir d’achat
PS	polystyrène
PUF	particules issues de l’usure des freins
PUP	particules issues de l’usure des pneus
PUR	polyuréthane
PVC	polychlorure de vinyle
REP	responsabilité élargie des producteurs
SOx	oxyde de soufre
UE	Union européenne
UNCLOS	Convention des Nations Unies sur le droit de la mer
USD	dollar des États-Unis
UV	ultraviolet

Résumé

Le présent ouvrage, *Perspectives mondiales des plastiques : déterminants économiques, répercussions environnementales et possibilités d'action*, est le premier à décrire et à quantifier l'intégralité du cycle de vie des plastiques dans le monde, dont la production, la consommation, les déchets, le recyclage, l'élimination, les rejets et les émissions de gaz à effet de serre. Il présente cinq constats fondamentaux qui résument les défis actuels et met en avant quatre leviers essentiels à actionner pour rendre ce cycle de vie plus circulaire.

Principaux constats

- ***Le cycle de vie des plastiques est loin d'être circulaire aujourd'hui.*** La production annuelle mondiale de plastiques a quasiment doublé entre 2000 et 2019, passant de 234 à 460 millions de tonnes (Mt). La production de déchets plastiques a quant à elle plus que doublé pour s'établir à 353 Mt en 2019, contre 156 Mt en 2000. Compte tenu des pertes au recyclage, seuls 9 % des déchets plastiques ont été en fin de compte recyclés, tandis que 19 % ont été incinérés et près de 50 % ont abouti dans des décharges contrôlées. Les 22 % restants ont été abandonnés dans des décharges sauvages, brûlés à ciel ouvert ou rejetés dans l'environnement.
- ***Le COVID-19 a accru les déchets de plastiques à usage unique, même si la consommation totale de plastiques a diminué.*** En 2020, les confinements et le recul de l'activité économique ont fait baisser l'utilisation de plastiques de 2.2 % par rapport à l'année précédente. Le recours accru aux équipements de protection individuelle et aux plastiques à usage unique a toutefois aggravé le problème des déchets plastiques sauvages. Avec le rebond de l'économie, la consommation de plastiques devrait repartir à la hausse et entraîner une nouvelle augmentation des déchets plastiques et des pressions environnementales qui en découlent.
- ***La mauvaise gestion des déchets plastiques est la principale cause de rejets de macroplastiques.*** Au cours de la seule année 2019, 22 Mt de matières plastiques ont été rejetés dans l'environnement. Il s'agit à 88 % de macroplastiques, dont le rejet est le plus souvent la conséquence d'une collecte et d'une élimination inadaptées. Les 12 % restants sont constitués de microplastiques, c'est-à-dire de polymères de diamètre inférieur à 5 mm provenant de diverses sources, dont l'abrasion des pneus, l'usure des freins ou le lavage des textiles. Leur présence attestée dans l'eau douce et les milieux terrestres, mais aussi dans une série d'aliments et de boissons, permet de penser que les microplastiques contribuent grandement à l'exposition des écosystèmes et des populations aux plastiques et aux risques qui en découlent.
- ***De grandes quantités de plastiques se sont déjà accumulées dans les milieux aquatiques : 109 Mt dans les cours d'eau et 30 Mt dans les océans.*** Au cours de la seule année 2019, 6.1 Mt de ces matières ont été rejetés dans les cours d'eau, les lacs et les océans. Les plastiques aujourd'hui accumulés dans les cours d'eau continueront de se déverser dans la mer pendant des décennies, même si nous parvenons à réduire sensiblement la mauvaise gestion des déchets plastiques. De plus,

le nettoyage de cette pollution plastique devient plus difficile et plus coûteux, car elle ne cesse de se morceler en particules toujours plus petites.

- ***Le cycle de vie des plastiques a une empreinte carbone non négligeable.*** Les plastiques ont une empreinte carbone significative et sont responsables de 3.4 % des émissions mondiales de gaz à effet de serre au cours de leur cycle de vie. En 2019, ils ont causé l'émission de 1.8 milliard de tonnes de gaz à effet de serre, qui provenaient à 90 % de la production et de la transformation des combustibles fossiles. Il serait possible de réduire nettement cette empreinte en « bouclant la boucle des matières ».

Leviers essentiels pour réduire l'impact environnemental des plastiques

- ***Développer les marchés des plastiques recyclés par une action conjuguée sur l'offre et sur la demande.*** Bien que leur production mondiale ait plus que quadruplé en vingt ans, les plastiques recyclés ne représentent toujours que 6 % des matières plastiques utilisées. Ils sont considérés surtout comme des substituts des matières plastiques primaires, et non comme une ressource de valeur à part entière, de sorte que leurs marchés demeurent restreints et fragiles. Certains pays ont réussi à renforcer ces marchés en stimulant à la fois l'offre de plastiques recyclés – au moyen de mécanismes de responsabilité élargie des producteurs, par exemple – et leur demande par des objectifs d'incorporation de matières recyclées. Une telle action conjuguée donne des résultats, comme en témoignent le récent découplage des prix du polyéthylène téréphtalate (PET) neuf et recyclé en Europe et la progression de l'innovation dans les technologies de recyclage.
- ***Stimuler l'innovation au service d'un cycle de vie plus circulaire des plastiques.*** L'innovation peut être très bénéfique pour l'environnement en réduisant les besoins en matières plastiques primaires, en prolongeant la vie utile des produits et en facilitant le recyclage. Le rapport montre que le nombre de technologies utiles à l'environnement brevetées dans le domaine des plastiques a plus que triplé entre 1990 et 2017. Néanmoins, seulement 1.2 % des innovations en rapport avec les plastiques portaient sur la prévention et le recyclage des déchets. L'action publique doit être plus ambitieuse, en conjuguant des investissements dans l'innovation et des interventions destinées à faire progresser la demande de solutions circulaires et à contenir parallèlement la consommation globale de plastiques.
- ***Relever le niveau d'ambition de l'action publique au niveau national.*** Comme l'indique le recensement, réalisé pour ce rapport, des principaux instruments réglementaires et économiques en place dans 50 pays membres de l'OCDE, émergents et en développement, l'action publique à l'égard des plastiques est aujourd'hui parcellaire et largement perfectible. Dans 11 de ces pays seulement, il existe des instruments qui encouragent le tri des déchets plastiques à la source par des incitations financières directes sur l'ensemble du territoire. Seuls 25 des 50 pays étudiés appliquent concrètement des instruments dont on sait qu'ils encouragent le recyclage, tels que des taxes nationales de mise en décharge et d'incinération. Au niveau mondial, plus de 120 pays interdisent ou taxent certains plastiques à usage unique, mais en se limitant le plus souvent aux sacs plastiques et à d'autres articles qui représentent un faible volume. Ces instruments sont donc surtout efficaces pour réduire les déchets sauvages, mais moins pour restreindre la consommation globale de plastiques. Une feuille de route est proposée aux pays pour faire baisser les rejets de macroplastiques. Elle prévoit trois phases de plus en plus ambitieuses :
  - **Fermer les voies de rejet.** Construire des infrastructures contrôlées de gestion des déchets, organiser la collecte des déchets et faire baisser structurellement les déchets plastiques sauvages en élargissant la portée des mesures en place à cet effet (interdiction ou taxation d'objets qui finissent souvent en déchets sauvages) et en améliorant l'application de la législation.
  - **Créer des incitations au recyclage et améliorer le tri à la source.** Les mesures requises sont notamment des dispositifs de responsabilité élargie des producteurs (REP), des taxes de mise en décharge et d'incinération, ainsi que des systèmes de consigne et de tarification incitative.

- **Freiner la demande et optimiser la conception pour rendre les chaînes de valeur des matières plastiques plus circulaires, et les prix des plastiques recyclés plus compétitifs.** Les instruments comme les taxes sur le plastique et les objectifs d'incorporation de matières recyclées peuvent créer des incitations financières à réduire la consommation et à renforcer la circularité. Ils auraient nettement plus d'impact s'ils étaient appliqués à davantage de types de produits et par plus de pays.

- ***Renforcer la coopération internationale pour rendre les chaînes de valeur des matières plastiques plus circulaires et ramener à zéro les rejets nets de plastiques.*** Sachant que les plastiques entrent dans les chaînes de valeur mondiales et font l'objet d'échanges internationaux, un alignement des approches en matière de conception et des réglementations relatives aux substances chimiques des différents pays sera fondamental pour améliorer la circularité des plastiques à l'échelle planétaire. En outre, comme la mauvaise gestion des déchets est un problème très répandu, en particulier dans les pays en développement, il faut investir massivement dans les infrastructures élémentaires de gestion des déchets. Pour en financer le coût, estimé à 25 milliards EUR par an dans les pays à revenu faible et intermédiaire, toutes les sources de financement disponibles devront être mobilisées, y compris l'aide publique au développement, qui couvre actuellement seulement 2% des besoins en financement. Afin que ces investissements soient rentables, des cadres juridiques efficaces devront en outre être en place pour faire respecter les obligations en matière d'élimination des déchets.

1 Vue d'ensemble et synthèse

Ce chapitre expose les raisons motivant la publication des *Perspectives mondiales des plastiques* et l'approche adoptée, ainsi que les principaux constats qui ressortent du rapport et leurs conséquences pour l'action publique.

1.1. Introduction

La première matière plastique artificielle a été inventée au milieu du XIX^{e} siècle. Fabriquée à partir de cellulose, cette *Parkesine* trouve alors son emploi comme imperméabilisant pour textiles et comme ivoire synthétique. Près d'un demi-siècle plus tard, la *Bakelite* devient le premier véritable plastique de synthèse. Mais il faudra attendre 1950 pour que la production mondiale de plastiques entame sa fulgurante ascension, elle a été multipliée par 230 depuis.

L'essor rapide des plastiques s'explique par leurs propriétés uniques : rapport résistance/poids élevé, caractère hautement moulable, imperméabilité aux liquides, résistance à la dégradation physique et chimique, et faible coût. Les plastiques peuvent ainsi facilement remplacer d'autres matériaux (comme le verre, le métal, le bois et les fibres naturelles) dans une large gamme d'applications. Néanmoins, certaines des qualités que l'on recherche dans les plastiques sont aussi leurs principaux inconvénients. C'est parce que les plastiques résistent si bien à la dégradation physique et chimique que les déchets qui en dérivent peuvent persister dans l'environnement pendant des décennies, voire des siècles.

Les externalités environnementales des matières plastiques ont commencé à inquiéter dès les années 1970 avec la mise en évidence par les scientifiques de la présence de plastiques dans le milieu aquatique. De nombreuses initiatives de nettoyage de plages et de science participative ont vu le jour pour éliminer ces déchets considérés comme une menace pour la faune et la flore marines. Un rapport publié en 1987 sur la pollution marine par les plastiques – *Plastics in the Ocean: More than a Litter Problem* – relève ainsi : « De plus en plus d'éléments indiquent que les débris plastiques rejetés, perdus ou abandonnés dans le milieu marin ont, de multiples façons, des effets néfastes sur les océans et leurs habitants » (Center for Environmental Education, 1987[1]). Depuis, la multiplication des preuves scientifiques sur la présence de plastiques dans la chaîne alimentaire, les sources d'eau et l'air que nous respirons a fait craindre que les plastiques puissent avoir aussi des conséquences négatives sur la santé humaine.

Malgré ces alertes, les inquiétudes suscitées aux quatre coins du monde par les rejets de plastique dans l'environnement n'ont pris une réelle ampleur qu'à partir des années 2010. La publication d'études majeures et la mise en avant par les médias du problème des déchets plastiques sur terre et dans les océans ont propulsé les plastiques au centre de l'attention et des préoccupations du public en matière d'environnement. En 2018, le « mot de l'année » du dictionnaire anglais Collins est « à usage unique »(Collins Dictionary, 2018[2]), tandis que la « statistique de l'année » de la Royal Statistical Society est 90,5% – le pourcentage de plastique n'ayant jamais été recyclé (Royal Statistics Society, 2018[3]).

Cette soudaine prise de conscience de l'opinion publique a également coïncidé avec un foisonnement d'actions engagées aux niveaux local, national et international. Plus d'une centaine de pays ont imposé des restrictions sur certains plastiques à usage unique ou les ont même interdits. Des initiatives internationales ciblées sur les déchets marins ou les déchets plastiques ont été lancées sous l'égide des Nations Unies, du G7 et du G20 au cours de la dernière décennie (PNUE, 2020[4] ; G7, 2018[5] ; G20, 2019[6]) Dans le cadre du G20 notamment, la Vision d'Osaka pour les océans fixe pour objectif d'arrêter l'accroissement des déchets plastiques marins d'ici à 2050. Des partenariats public-privé et des dispositifs volontaires ont été mis en place, les entreprises s'engageant à s'attaquer aux rejets de plastiques (voir le Glossaire) dans l'environnement. Citons par exemple la Global Plastics Alliance et l'Alliance to End Plastic Waste (Global Plastics Alliance, 2020[7] ; Alliance to End Plastic Waste, 2020[8]).

1.2. Pourquoi publier les *Perspectives mondiales des plastiques* et que contiennent-elles ?

Un rapport sur les perspectives mondiales en matière de plastiques peut aider les responsables politiques à comprendre la nécessité d'agir et l'ampleur du défi à relever. Les plastiques ne sont pas un produit uniforme : ils regroupent différents types de polymères et d'applications, allant des bouteilles pour boisson jusqu'aux gaines électriques isolantes, aux emballages alimentaires et aux pièces automobiles. Tous ces plastiques ne présentent pas les mêmes caractéristiques en termes de durée de vie, de recyclabilité et de risques pour l'environnement et la santé humaine, d'où la nécessité d'une analyse plus fine. Pour pouvoir élaborer un plan d'action, il est dans l'intérêt des pouvoirs publics de disposer d'un état des lieux sur ces questions, en particulier au moment où les pays se remettent de la pandémie de COVID-19.

Bien que quelques inventaires et projections mondiaux des plastiques tout le long de la chaîne de valeur aient déjà été publiés dans la littérature,[1] la plupart reposent sur des modèles techniques qui décrivent en détail le cycle de vie des biens en plastique mais n'intègrent pas ces détails dans un cadre macroéconomique mondial cohérent. Par ailleurs, les études existantes sont antérieures à la pandémie de COVID-19 et ne prennent donc pas en compte les perturbations que celle-ci a entraînées dans l'utilisation des plastiques et la production de déchets plastiques, ni leurs éventuels effets à plus long terme. Enfin, les études déjà existantes ne contiennent généralement pas d'analyse systématique de l'efficacité des leviers d'action essentiels dont disposent les responsables publics pour diminuer l'utilisation de plastiques.

Les *Perspectives mondiales des plastiques* de l'OCDE passent au crible les flux de matières et les déterminants économiques à l'œuvre à tous les stades du cycle de vie des plastiques, avec une dimension régionale et sectorielle. Elles offrent un panorama cohérent et complet de la production, des échanges internationaux et de l'utilisation de matières plastiques, de la gestion des déchets plastiques, et des rejets de plastiques dans l'environnement. Cette analyse se fonde sur le modèle d'équilibre général calculable (EGC) dynamique multirégional et multisectoriel de l'OCDE, ENV-Linkages (Château, Dellink et Lanzi, 2014[9]), qui a été enrichi pour inclure les plastiques, répartis en 14 catégories de polymères, et calculer les flux de déchets plastiques[2]. Le cadre de modélisation a également été amélioré de manière à englober à la fois la production des plastiques primaires et celle des plastiques secondaires (recyclés – voir le Glossaire). L'intérêt des modèles EGC tels que ENV-Linkages tient dans leur capacité à intégrer les déterminants des changements structurels – par exemple, l'évolution de la demande, des modes de production (notamment le développement des activités de recyclage) et de la spécialisation commerciale – dans un cadre cohérent. Ce cadre permet également d'avoir une vision plus détaillée des conséquences des mesures prises, puisqu'il relie l'utilisation de plastiques aux facteurs de production dans chaque secteur. L'Annexe A décrit plus en détail la méthode de modélisation employée.

Les *Perspectives mondiales des plastiques* sont composées de deux volumes. Ce premier volume quantifie la situation actuelle s'agissant de la production, de l'utilisation et de l'élimination des plastiques, ainsi que de leurs principaux impacts sur l'environnement tout au long de leur cycle de vie. Les répercussions de la pandémie de COVID-19 sur l'utilisation de plastiques et la production de déchets plastiques sont également examinées. Ce volume apporte en outre une analyse inédite de quatre leviers essentiels pour améliorer la soutenabilité et la circularité à chaque étape de la chaîne de valeur des plastiques : les marchés des plastiques recyclés, l'innovation technologique, l'action publique au niveau national et la coopération internationale en matière de réduction de l'utilisation de plastiques et de la production de déchets plastiques (Encadré 1.1).

Pour compléter l'analyse transversale exposée dans ce premier volume, une modélisation économique et environnementale détaillée sera présentée dans un second volume distinct, comprenant des projections sur l'utilisation de plastiques, les déchets plastiques et les principaux impacts environnementaux associés jusqu'en 2060 dans différents scénarios (OECD, 2022[10]). L'analyse de scénarios quantifiera les effets

positifs sur l'environnement et les conséquences économiques d'interventions publiques ambitieuses dans le domaine des plastiques, en étudiant comment les impacts sur l'environnement varient en fonction du niveau de contrainte des mesures prises.

Ensemble, les deux volumes des *Perspectives mondiales des plastiques* tracent une feuille de route pour améliorer la circularité du cycle de vie des plastiques et atteindre l'objectif de ramener à zéro les rejets nets de plastique.

Encadré 1.1. Qu'apportent de nouveau les *Perspectives mondiales des plastiques* de l'OCDE ?

Ce rapport dresse pour la première fois un état des lieux précis des flux de matières et des déterminants économiques des plastiques, avec une dimension régionale et sectorielle. Il propose cela tout en adoptant une visions cohérente et complète de la production, des échanges internationaux et de l'utilisation de matières plastiques, de la gestion des déchets plastiques et des rejets de plastiques dans l'environnement.

- Le cadre de modélisation offre un niveau élevé de granularité en incluant la production des plastiques primaires et secondaires, 14 catégories de polymères et diverses applications.
- Les volumes et les processus impliqués dans les rejets de plastiques dans les milieux aquatique et terrestre (pour les macroplastiques comme pour les microplastiques) sont estimés, de même que les émissions de gaz à effet de serre.
- Il s'agit du premier rapport à explorer les répercussions de la pandémie de COVID-19 sur l'utilisation de plastiques et sur les déchets plastiques, par secteur et région, et ses éventuelles conséquences pour les années à venir.
- Il propose une analyse empirique inédite des innovations présentant un intérêt pour l'environnement dans le domaine des plastiques, et ce, tout le long de la chaîne de valeur. L'analyse utilise des méthodes d'analyse textuelle sur des données de brevets et de marques déposées pour déduire des tendances et des dynamiques en matière d'innovations écologiquement intéressantes dans le domaine des plastiques, en s'attardant sur les producteurs d'innovation les plus prolifiques.
- Il présente un tableau de l'action publique à l'égard des plastiques dans le monde à partir d'une étude approfondie des instruments économiques et des réglementations en place dans 50 pays différents (membres et non membres de l'OCDE). Ce recensement répertorie et classe de façon systématique les interventions publiques, permettant de recueillir des informations utiles sur leur capacité potentielle à réduire les déchets plastiques.
- Il évalue les coûts financiers globaux à prévoir pour mener des actions de grande envergure dans les pays à revenu faible et intermédiaire, et les compare aux financements disponibles au titre de l'aide publique au développement afin de faciliter le déploiement des investissements et politiques publiques nécessaires.

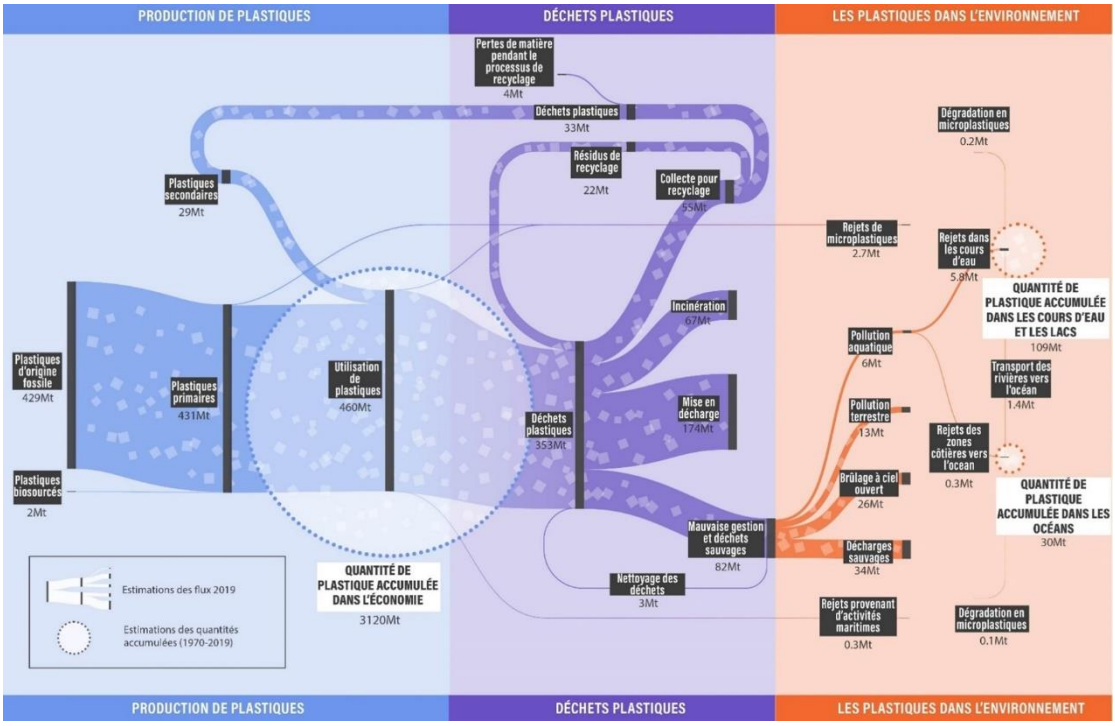
1.3. Principaux constats

Cette section présente les principaux constats qui ressortent du rapport pour l'ensemble du cycle de vie des plastiques en 2019, depuis leur production et leur accumulation dans l'économie, jusqu'à leur fin de vie et leur rejet dans l'environnement. Le Graphique 1.1 aide à visualiser les interactions complexes auxquelles les plastiques sont soumis pendant leur cycle de vie et replace les chiffres présentés ci-dessous dans leur contexte

1.3.1. Le cycle de vie des plastiques est aujourd'hui loin d'être circulaire

Sous l'effet de l'accroissement démographique et de l'élévation des revenus, la production mondiale de plastiques a plus que doublé entre 2000 et 2019 pour atteindre 460 millions de tonnes (Mt). Au cours de cette période, la hausse de la quantité de matières plastiques produites a été supérieure de près de 40 % à la croissance économique. Cette hausse a été temporairement freinée par la pandémie de COVID-19 mais il est probable qu'elle reparte de plus belle, avec toutefois de légères modifications concernant l'utilisation des plastiques et les déchets plastiques (Encadré 1.2).

Graphique 1.1. Seulement 33 Mt, soit 9 % des 353 millions de tonnes de déchets plastiques, ont été recyclés en 2019



Source : Base de données des Perspectives mondiales des plastiques de l'OCDE, https://doi.org/10.1787/34b0a3b7-fr.

La production mondiale annuelle de déchets plastiques a quasiment doublé entre 2000 et 2019, passant de 156 Mt à 353 Mt. Ces déchets proviennent pour près de deux tiers d'applications dont la durée de vie est inférieure à cinq ans : emballages (40 %), produits de consommation (12 %) et textiles (11 %). Seulement 55 Mt de ces déchets ont été collectés pour être recyclés, mais 22 Mt ont fini comme résidus de recyclage devant être à nouveau éliminés. Au bout du compte, 9 % des déchets plastiques ont été recyclés, 19 % ont été incinérés et près de 50 % ont fini dans des décharges contrôlées. Les 22 % restants ont été abandonnés dans des décharges sauvages, brûlés à ciel ouvert ou rejetés dans l'environnement.

1.3.2. La mauvaise gestion des déchets plastiques est la principale cause de rejets de macroplastiques

Conséquence de l'omniprésence des plastiques et de leur élimination inappropriée en fin de vie, 22 Mt de ces matières ont été rejetées dans l'environnement en 2019 (Graphique 1.2) et sont venues alimenter une pollution plastique persistante. Dans leur immense majorité (19,4 Mt), il s'agit de macroplastiques (voir le Glossaire), et la plupart (82 %) ont fini dans l'environnement faute d'une collecte et d'une élimination appropriées. Les déchets sauvages (5 %) et les activités maritimes (1 %) constituent d'autres sources de

rejets. Les microplastiques (voir le Glossaire) représentent aussi une part non négligeable du total des rejets (12 %), provenant principalement de l'usure des pneus et des marquages routiers, ainsi que de la perte accidentelle de granulés de plastique et du lavage des fibres textiles synthétiques.

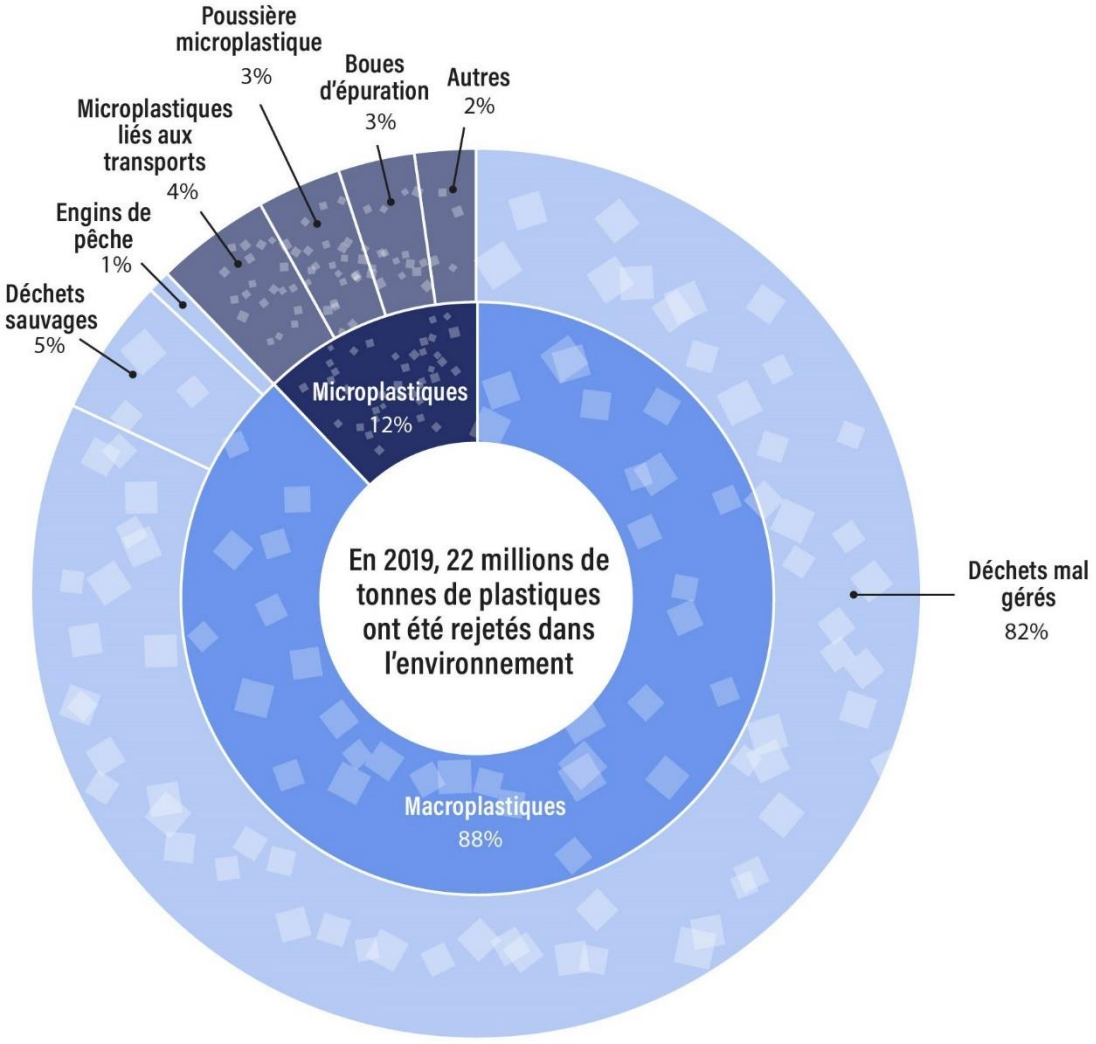
Les rejets ont lieu partout, mais leurs déterminants sont très différents selon les régions du monde. Les pays de l'OCDE contribuent pour 14 % aux rejets mondiaux, mais pour 36 % aux rejets de microplastiques. Les pays non membres de l'OCDE représentent 86 % des rejets de plastiques, principalement en raison de la grande quantité de déchets mal gérés qui finissent dans l'environnement. Le problème s'aggrave, les rejets dus à une mauvaise gestion des déchets ayant plus que doublé depuis 2000. Ces chiffres montrent qu'il est urgent de faire progresser les pratiques de gestion des déchets dans les économies ayant une forte croissance, tout en s'attaquant au problème des déchets sauvages et à celui des rejets de microplastiques, qui ne cessent d'augmenter dans le monde entier.

1.3.3. Les 30 Mt de plastiques accumulés dans les océans et les 109 Mt accumulés dans les cours d'eau vont polluer les milieux aquatiques pendant des décennies

Les rejets de plastiques altèrent fondamentalement les écosystèmes marins et terrestres et constituent en outre une menace majeure pour toutes les personnes qui vivent d'activités dépendant de l'intégrité de ces environnements, telles que le tourisme et la pêche. Les plastiques sont également une source d'inquiétudes pour la santé humaine du fait de la lixiviation ou de l'adsorption de produits chimiques dangereux, ainsi que de leur bioaccumulation dans des substances et des organismes consommés par les êtres humains. Au cours de la seule année 2019, 6,1 Mt de déchets plastiques ont été rejetés dans les cours d'eau, les lacs et les océans. Sachant que la plus grande partie des plastiques rejetés dans les cours d'eau atteignent les océans à l'issue d'un long processus pouvant prendre des années, voire des décennies, on estime que 109 Mt de plastiques se sont accumulés à ce jour dans les cours d'eau de la planète, et que 1,7 Mt se sont déversés dans les océans en 2019 (Graphique 1.1). Extraire ces plastiques de la nature devient plus difficile et coûteux à mesure que les débris se fragmentent en particules toujours plus petites.

Graphique 1.2. La quantité de macroplastiques et de microplastiques rejetés dans l'environnement dans le monde est estimée à 22 Mt

Part des rejets totaux de plastiques dans l'environnement, 2019



Source : Base de données des Perspectives mondiales des plastiques de l'OCDE, https://doi.org/10.1787/34b0a3b7-fr.

1.3.4. Le cycle de vie des plastiques a une empreinte carbone non négligeable

Au-delà des dangers qu'ils représentent pour les milieux marin et terrestre, ainsi que pour les êtres humains, les plastiques contribuent aussi de façon non négligeable aux émissions mondiales de gaz à effet de serre (GES). En 2019, ils ont causé l'émission de 1,8 gigatonne (Gt) de GES – soit 3,4 % des émissions mondiales –, dont 90 % provenaient de la production et de la transformation des combustibles fossiles. Il serait possible de réduire nettement l'empreinte carbone des plastiques en « bouclant la boucle des matières ». L'emploi de plastiques biosourcés issus de la biomasse, par exemple du maïs, de la canne à sucre, du blé ou d'autres résidus de production, pourrait également réduire les émissions de GES dues à la fabrication de plastiques. Néanmoins, les répercussions indirectes sur l'environnement de la production des matières premières agricoles nécéssaires pour fabriquer les plastiques biosourcés constituent une importante source de préoccupation.

Encadré 1.2. Quelles conséquences la pandémie de COVID-19 a-t-elle eues sur l'utilisation de plastiques ?

La pandémie a eu des retombées très diverses sur l'utilisation de plastiques, mais deux effets principaux, et opposés, sont à retenir :

- D'une part, la demande mondiale pour certaines applications des plastiques est montée en flèche. On l'a vu en particulier dans le secteur de la santé, en partie suite à la demande massive d'équipements de protection individuelle. La consommation de plastiques pour la production de masques est estimée à 300 000 tonnes environ en 2020. De même, la pandémie de COVID-19 a fortement modifié l'activité économique et la demande, avec une forte poussée de la vente alimentaire à emporter et du commerce en ligne – deux secteurs très gourmands en plastiques à usage unique et en emballages plastiques.
- D'autre part, le tassement de l'activité économique globale pendant la pandémie a fait chuter la consommation de la plupart des plastiques, particulièrement dans le commerce de gros et de détail, l'industrie automobile et la construction. À eux seuls, ces trois secteurs seraient responsables d'une réduction de 8,2 Mt de la consommation de plastiques en 2020.

Au total, la somme de ces deux tendances opposées a entraîné une baisse de la consommation de plastiques en 2020 par rapport à 2019 estimée à 2,2 %, bien que les sources de données ne soient pas encore très fiables. Cependant, ce recul ayant été moins marqué que celui de l'activité économique mondiale, l'intensité d'utilisation de plastiques de l'économie a augmenté en moyenne en 2020.

La pandémie de COVID-19 a également bouleversé les efforts déployés dans le monde pour aller vers une économie circulaire et économe en ressources. De nombreuses municipalités ont suspendu temporairement le recyclage par crainte de contamination, les filières de recyclage ont été désorganisées, et certaines études montrent aussi que les ménages ont moins trié leurs déchets pendant la pandémie. À court terme, il est probable que les déchets aient augmenté pour certaines applications, par exemple les déchets de plastiques à usage médical et les déchets plastiques ménagers. Mais cette hausse a sans doute été tempérée par l'effondrement de l'activité commerciale, qui s'est traduit par une moindre utilisation d'emballages. Malgré cela, le recours massif aux plastiques à usage unique a vraisemblablement augmenté les rejets de plastiques et l'on estime que 1,6 milliard de masques ont fini dans les océans pour la seule année 2020 (Bondaroff et Cooke, 2020[11]).

Plusieurs effets de la pandémie sur les déchets plastiques pourraient perdurer. La diminution de la consommation de plastiques dans des secteurs comme la construction et l'industrie automobile pourrait se répercuter sur la composition des déchets plastiques pendant des dizaines d'années compte tenu de la longue durée de vie de nombreux plastiques utilisés dans ces secteurs. À l'inverse, le PPE abandonné dans l'environnement, par exemple celui des masques à usage unique, pourrait y rester encore longtemps du fait de sa résistance à la dégradation. Dans le cas où les changements induits par la pandémie dans les comportements humains persisteraient, les effets pourraient se faire sentir encore très longtemps après la fin de la pandémie. S'il est possible que la pandémie de COVID-19 laisse une marque indélébile sur les volumes cumulés de plastiques, la consommation de plastiques et la production et le rejet de déchets plastiques repartiront certainement à la hausse lorsque les économies seront en phase de reprise et que l'activité économique redémarrera franchement.

1.4. Leviers essentiels pour réduire l'impact environnemental des plastiques

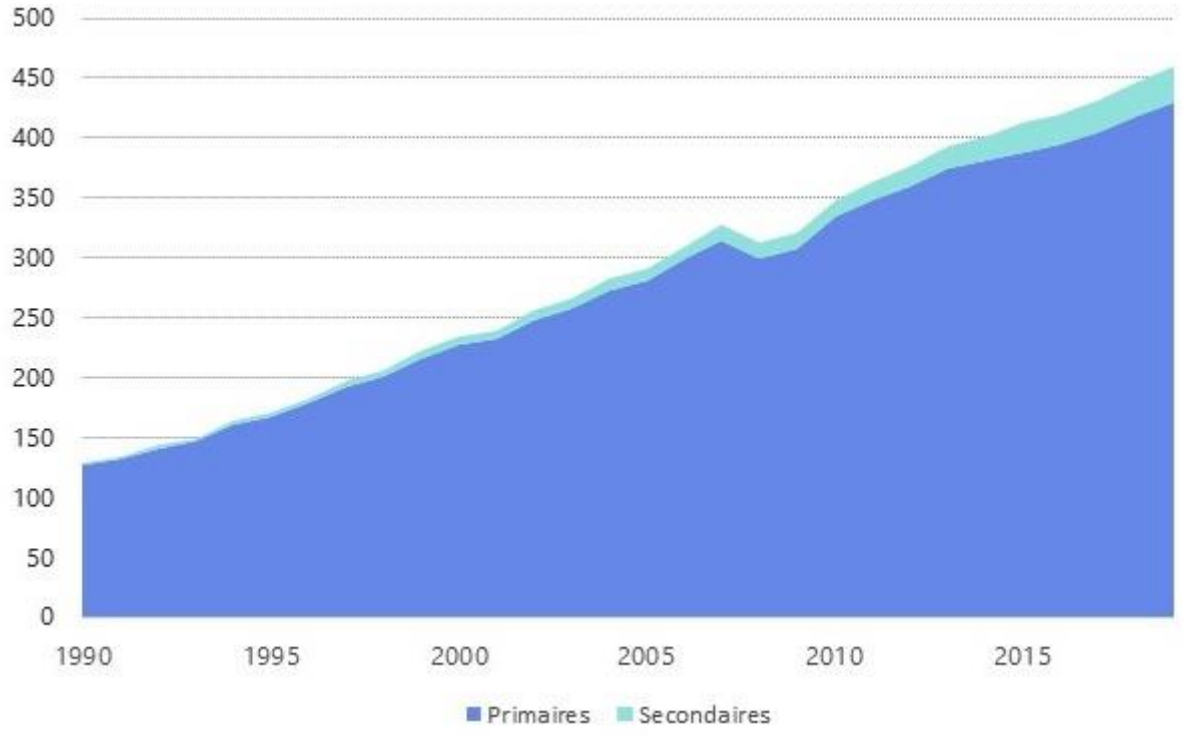
Alors que les pays cherchent à rebondir après la pandémie de COVID-19 et à engager leurs économies sur une trajectoire plus durable, quels sont les leviers actionnables pour faire reculer l'utilisation de plastiques et réduire les problèmes environnementaux associés ? Les *Perspectives mondiales des plastiques* mettent en avant quatre leviers essentiels pour infléchir la courbe des matières plastiques : les marchés des plastiques recyclés (secondaires), l'innovation technologique dans le domaine de la circularité des plastiques, une action publique plus cohérente et plus ambitieuse au niveau national, et une plus grande coopération internationale.

1.4.1. Stimuler à la fois l'offre et la demande pour développer les marchés des plastiques recyclés

Le recyclage peut contribuer largement à réduire l'empreinte environnementale des plastiques, à éviter que des matières ne fassent l'objet de pratiques de gestion des déchets plus néfastes que celles qui les conernent déjà, et à diminuer la demande de matières primaires équivalentes. Or, les plastiques secondaires, c'est-à-dire les plastiques fabriqués à partir d'articles plastiques en fin de vie, ne représentent aujourd'hui que 6 % des matières premières utilisées dans le monde pour produire de nouveaux plastiques, et ce, malgré le fait que la production mondiale de plastiques secondaires ait été multipliée par plus de quatre en deux décennies, passant de 6,8 Mt en 2000 à 29,1 Mt en 2019 (Graphique 1.3).

Graphique 1.3. La production secondaire progresse mais ne représente que 6 % de la production totale de plastiques

En millions de tonnes (Mt), 1990-2019



Source : Base de données des Perspectives mondiales des plastiques de l'OCDE , https://doi.org/10.1787/34b0a3b7-fr.

StatLink https://stat.link/esjy5k

Les marchés du recyclage rassemblent les nombreux acteurs intervenant aux différentes étapes de la chaîne d'approvisionnement dont, entre autres, le secteur public, les entreprises, les négociants (exportateurs et importateurs), les courtiers, et enfin les fabricants. Les marchés affectent les plastiques recyclés à l'usage le plus valorisé, et ils créent des perspectives de profit qui encouragent à accroître les taux de recyclage. Plus grandes sont l'étendue et la profondeur des marchés, plus les matières secondaires sont à même de concurrencer les matières primaires équivalentes et de générer ainsi les bénéfices environnementaux attendus du recyclage. Pourtant, bien que la production mondiale de plastiques secondaires (recyclés) ait plus que quadruplé, ils sont encore considérés surtout comme des substituts des matières plastiques primaires, et non comme une ressource de valeur à part entière. De plus, les fluctuations du prix de la matière primaire, que les plastiques secondaires suivent de près, peuvent remettre fortement en question la viabilité économique du recyclage en raison du découplage entre le prix de la matière secondaire et les coûts de la production secondaire (par exemple, la collecte, le tri et le traitement). Les marchés des matières plastiques secondaires demeurent donc restreints et fragiles.

Le développement des plastiques secondaires se heurte à un autre obstacle, à savoir la qualité des déchets plastiques collectés. Parce que de nombreux polymères et additifs (dont certains sont des produits chimiques dangereux) entrent dans la fabrication des plastiques, les polymères contenus dans les déchets plastiques sont souvent mélangés et contaminés. En outre, des déchets plastiques mal triés sont peu exploitables pour produire des matières secondaires du fait de la difficulté à extraire les impuretés et de la gamme limitée d'applications potentielles.

La réglementation a des répercussions majeures sur l'intérêt économique du recyclage et sur le marché des plastiques secondaires. Les plastiques ne sont recyclés à grande échelle que si l'opération est rentable. Des instruments économiques et réglementaires peuvent garantir l'intérêt économique de la collecte et du recyclage des déchets plastiques. Les incitations au tri à la source jouent en outre un rôle décisif car la qualité du tri détermine la pureté et la valeur des matières recyclées, et par conséquent la rentabilité des opérations de recyclage. Des taxes sur l'incinération et sur la mise en décharge élevées encouragent fortement le recyclage, de même que les interdictions de mise en décharge. En revanche, des normes environnementales peu ambitieuses ou peu appliquées réduiront les taux de recyclage et pourront se traduire par une mauvaise gestion des déchets (OCDE, 2018[12]).

Afin de favoriser les marchés des matières plastiques secondaires, plusieurs pays ont redoublé d'efforts dernièrement pour stimuler à la fois l'offre (au moyen de filières à responsabilité élargie des producteurs, par exemple) et la demande (par des taux minimaux d'incorporation de matières recyclées, notamment). Ces actions contribuent effectivement à renforcer les marchés secondaires, comme en témoignent le récent découplage des prix du polyéthylène téréphtalate (PET) neuf et recyclé (destiné principalement à des applications alimentaires) en Europe et la progression de l'innovation dans les technologies de recyclage.

De plus, les environnements réglementaires régissant les marchés des plastiques secondaires ont subi d'importantes transformations depuis 2017, année où la République populaire de Chine (ci-après la Chine) a introduit sa politique de l'« Épée nationale » interdisant la plupart des importations de déchets plastiques. Ces restrictions à l'importation, et d'autres instaurées depuis, ont redirigé des flux commerciaux vers de nouveaux marchés tout en diminuant les volumes des échanges internationaux et en augmentant le besoin de capacités de recyclage nationales. Des modifications du droit international, comme les amendements à la Convention de Bâle[3] et à la Décision de l'OCDE relative aux mouvements transfrontières de déchets[4], devraient renforcer ces tendances et amener les économies avancées à relocaliser davantage chez elles le recyclage des déchets plastiques.

1.4.2. Stimuler davantage l'innovation pour rendre les plastiques plus circulaires

Le deuxième levier, l'innovation, peut être très bénéfique pour l'environnement à tous les stades du cycle de vie des plastiques, par exemple en réduisant les besoins en matières premières vierges, en prolongeant la durée de vie utile des matériaux et en facilitant le recyclage. Dans le cadre des *Perspectives mondiales des plastiques*, une nouvelle méthode a été élaborée pour mettre en lumière les dynamiques qui régissent l'innovation dans les technologies de plastiques utiles à l'environnement. L'analyse des tendances en matière d'innovation peut permettre de mettre en évidence la répartition des innovations à tous les stades du cycle de vie des plastiques, les foyers géographiques d'innovation dans le domaine des plastiques, ainsi que les éventuels contextes réglementaires propices à une activité d'innovation plus intense. Les données sur les brevets montrent une hausse des innovations utiles à l'environnement dans le domaines des plastiques : le nombre de technologies brevetées a été multiplié par 3,4 entre 1990 et 2017. Sachant que 80 % de ces innovations sont le fait des pays de l'OCDE et de la Chine, il est nécessaire d'accélérer le transfert de ces technologies vers les autres pays.

Par ailleurs, l'activité d'innovation est focalisée aujourd'hui moins sur la prévention des déchets et plus sur le recyclage des plastiques, peut-être parce que les pouvoirs publics font de cette seconde activité une priorité et parce que le consentement à payer des consommateurs pour des produits fabriqués à partir de plastiques recyclés est plus fort que par le passé. La moitié environ des innovations pertinentes pour l'environnement brevetées en 2017 était axée sur la circularité, c'est-à-dire sur la prévention et le recyclage des déchets plastiques. Un tiers portait sur les matières premières biosourcées, et la part restante concernait l'élimination des déchets, ainsi que le rammassage et la récupération des plastiques échappés dans l'environnement. Les innovations concernant les plastiques biodégradables ont progressé rapidement au cours des dix dernières années avant de ralentir récemment, sans doute en raison d'interrogations sur le degré de biodégradation effective dans les milieux naturels. Quant au recyclage chimique, qui vise à recycler les déchets ne se prêtant pas à un recyclage mécanique, il n'en est qu'à ses débuts et doit surmonter d'importantes difficultés.

Malgré leur nombre croissant, les innovations technologiques pertinentes pour l'environnement ne représentent encore qu'une faible part des innovations dans le domaine des plastiques. De fait, en 2017, seulement 1,2 % de l'ensemble des innovations dans les plastiques a porté sur la prévention et le recyclage des déchets. Les données quantitatives sur le recyclage des plastiques indiquent que les mesures favorisant l'économie circulaire (filières à responsabilité élargie des producteurs, par exemple) peuvent être efficaces pour encourager l'innovation. Néanmoins, des politiques plus ambitieuses s'imposent pour orienter les nouvelles technologies vers le bouclage de la boucle des plastiques et la réduction des rejets dans l'environnement. Ces efforts devraient conjuguer des investissements dans l'innovation et des politiques publiques destinées à faire progresser la demande de solutions circulaires et à contenir parallèlement la consommation globale de plastiques.

1.4.3. Relever le niveau d'ambition de l'action publique au niveau national

Les politiques publiques sont un levier essentiel pour réduire les conséquences de la production et de l'utilisation de plastiques sur l'environnement. L'OCDE a procédé récemment à un recensement des politiques publiques afin d'analyser les instruments économiques et réglementaires ciblant exclusivement les plastiques, ainsi que les instruments plus larges visant les produits et les flux de déchets, comme les déchets municipaux solides, qui contiennent des pourcentages importants de plastiques. Ce recensement couvre 50 pays : les 38 États membres de l'OCDE, et 12 pays non membres de l'OCDE, choisis pour la taille de leur population et leur étendue géographique (Afrique du Sud, Brésil, Chine, Inde, Indonésie et Russie, ainsi que plusieurs pays très peuplés d'Asie du Sud-Est et d'Afrique[5]). Au total, ce recensement couvre 69 % de la population de la planète et 84 % du produit intérieur brut (PIB) mondial.

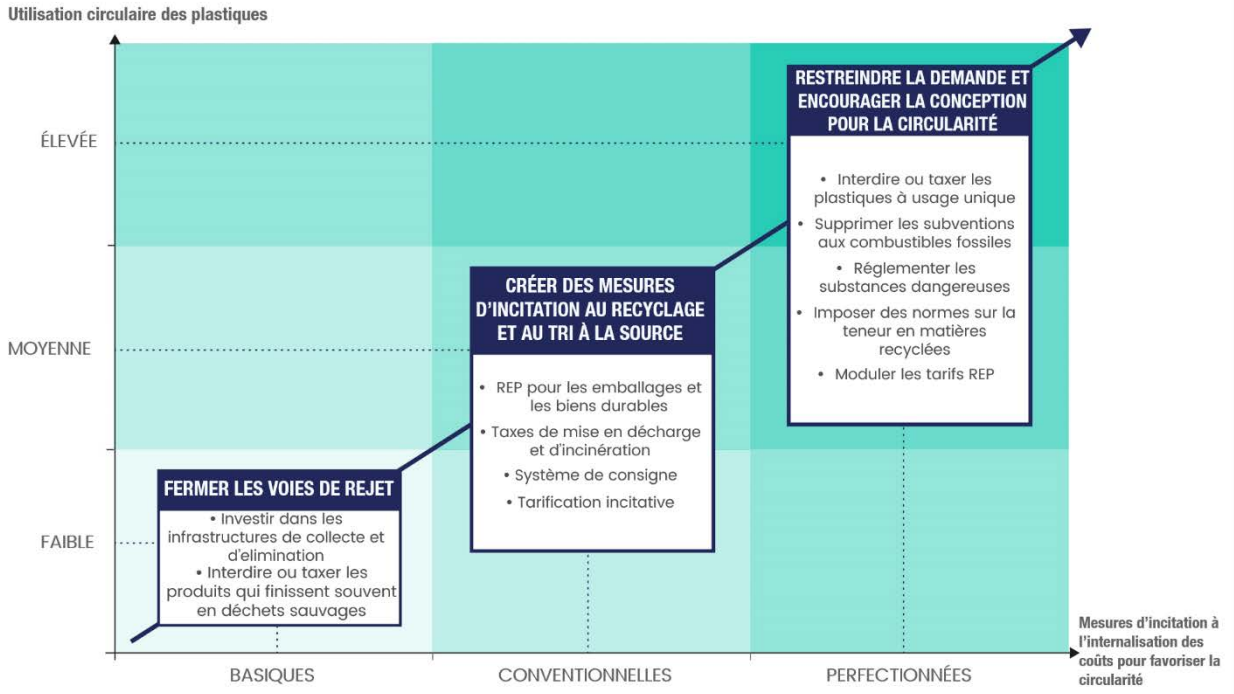
L'analyse de ce recensement indique que l'action publique à l'égard des plastiques est aujourd'hui parcellaire et largement perfectible. Dans 11 de ces pays seulement (représentant 4 % de la population

couverte par le recensement), il existe des instruments qui encouragent le tri des déchets plastiques à la source par des incitations financières directes sur l'ensemble du territoire. De même, seuls 25 pays (représentant 11 % de la population couverte par l'inventaire) parmi les 50 étudiés appliquent des instruments qui encouragent le recyclage, tels que des taxes nationales sur la mise en décharge et sur l'incinération. Au niveau mondial, plus de 120 pays interdisent ou taxent certains plastiques à usage unique, mais l'efficacité de ces mesures pourrait être améliorée en termes de réduction des rejets de plastique. La plupart des réglementations se limitent aux sacs plastiques à usage unique ou à d'autres flux représentant un faible volume. Ces instruments sont donc surtout efficaces pour réduire les déchets sauvages, mais moins efficaces pour restreindre la consommation globale de plastiques. En outre, ils n'ont pas toujours autant d'effets qu'ils le pourraient, à cause d'une mise en œuvre laissant à désirer, ou parce que les matières utilisées pour remplacer les plastiques ont une empreinte environnementale encore plus importante.

À partir de cette évaluation, une feuille de route est proposée aux pays (Graphique 1.4). Elle prévoit trois phases de plus en plus ambitieuses :

1. **Fermer les voies de rejet**. Quel que soit le pays, il est primordial de commencer par investir dans des infrastructures élémentaires de gestion des déchets et par mettre en place des cadres juridiques incitant les acteurs économiques à adopter une gestion écologique des déchets plastiques. Pour empêcher les plastiques d'être rejetés dans l'environnement, il est également essentiel d'organiser la collecte des déchets, de faire baisser structurellement les dépôts sauvages de déchets plastiques en élargissant la portée des mesures en place à cet effet (interdiction ou taxation de produits qui finissent souvent dans des dépôts sauvages) pour couvrir une plus grande palette d'objets, et d'améliorer l'application de la législation.
2. **Créer des incitations au recyclage et améliorer le tri à la source**. Les plastiques ne sont recyclés à grande échelle que si l'opération est rentable. Les pouvoirs publics peuvent appliquer des taxes sur la mise en décharge et sur l'incinération pour accroître la compétitivité du recyclage. En imposant également des filières à responsabilité élargie des producteurs (REP), ils peuvent rendre les producteurs responsables du recyclage des emballages et des biens d'équipement tels que voitures, piles, pneus ou appareils électroniques. Sachant que la faisabilité et la rentabilité du recyclage dépendent de la qualité des flux de déchets collectés, les pays peuvent augmenter fortement le taux de circularité en renforçant les incitations financières au tri des déchets à la source. Les systèmes de consigne sont très efficaces pour récupérer les bouteilles utilisées pour les boissons, tandis que la tarification incitative des services de ramassage des ordures dissuade les ménages de jeter leurs déchets en vrac : la facturation au sac ou au kilo de déchets mélangés est un bon moyen d'encourager le tri à la source, à condition que des mesures soient prises simultanément pour empêcher les dépôts sauvages et la contamination des autres flux de déchets.
3. **Freiner la demande et optimiser la conception pour rendre les chaînes de valeur des matières plastiques plus circulaires, et les prix des plastiques recyclés plus compétitifs**. C'est en diminuant la consommation de matières vierges et en améliorant la conception des produits que l'on pourra obtenir les gains les plus importants sur le plan environnemental (Watkins et al., 2019[13]). La suppression des mécanismes favorisant les plastiques d'origine fossile, comme les subventions au gaz de schiste (OCDE, 2016[14]), rendra les chaînes de valeur des plastiques plus circulaires en limitant la consommation et en augmentant la compétitivité des prix des plastiques recyclés. Il est possible d'éviter les risques chimiques et d'accroître les taux de recyclage en prévoyant d'exclure dès le stade de la conception des plastiques les substances dangereuses et celles qui empêchent le recyclage. Les instruments d'action en amont comme les taxes sur le plastique, les taux minimaux d'incorporation de matières recyclées et les filières à responsabilité élargie des producteurs (REP) avec contributions modulées peuvent créer des incitations financières à réduire la consommation et à renforcer la circularité. Ils auraient nettement plus d'impact s'ils étaient appliqués à davantage de types de produits et par plus de pays.

Graphique 1.4. Une feuille de route en plusieurs étapes pour accroître la circularité des plastiques



1.4.4. Renforcer la coopération internationale pour rendre les chaînes de valeur des matières plastiques plus circulaires et ramener à zéro les rejets nets de plastiques

Les mesures prises au niveau national pour s'attaquer aux problèmes liés à l'utilisation de plastiques devront être complétées par des initiatives de coopération internationale, et ce pour plusieurs raisons :

Les conséquences écologiques de la pollution des milieux aquatiques par les plastiques dépassent souvent les frontières et menacent le patrimoine commun de l'humanité, notamment les océans.

Parce que les plastiques voyagent aux quatre coins du globe sous la forme de matières, de produits et de déchets, et que les chaînes d'approvisionnement ont des ramifications dans le monde entier, les actions menées produiront plus d'effets si elles sont coordonnées au plan international.

Les réponses aux défis environnementaux posés par les plastiques en amont et en aval nécessiteront des innovations et des investissements à grande échelle que la coopération internationale peut accélérer.

La communauté internationale a annoncé des objectifs ambitieux de limitation des rejets de plastiques dans l'environnement, et une dynamique s'est mise en marche pour renforcer la coopération internationale face aux conséquences environnementales et sanitaires des plastiques à tous les stades de leur cycle de vie. Améliorer la gestion des déchets pour réduire les sources terrestres des plastiques présents dans le milieu marin est, de l'avis général, l'un des axes de travail prioritaires, parallèlement à des mesures en amont visant à freiner la consommation excessive de plastiques, à encourager la conception circulaire et à promouvoir le réemploi. Par exemple, compte tenu du caractère mondial des chaînes de valeur des plastiques, un alignement des approches en matière de conception et des réglementations relatives aux substances chimiques entre les pays peut diminuer les risques sanitaires et améliorer la circularité.

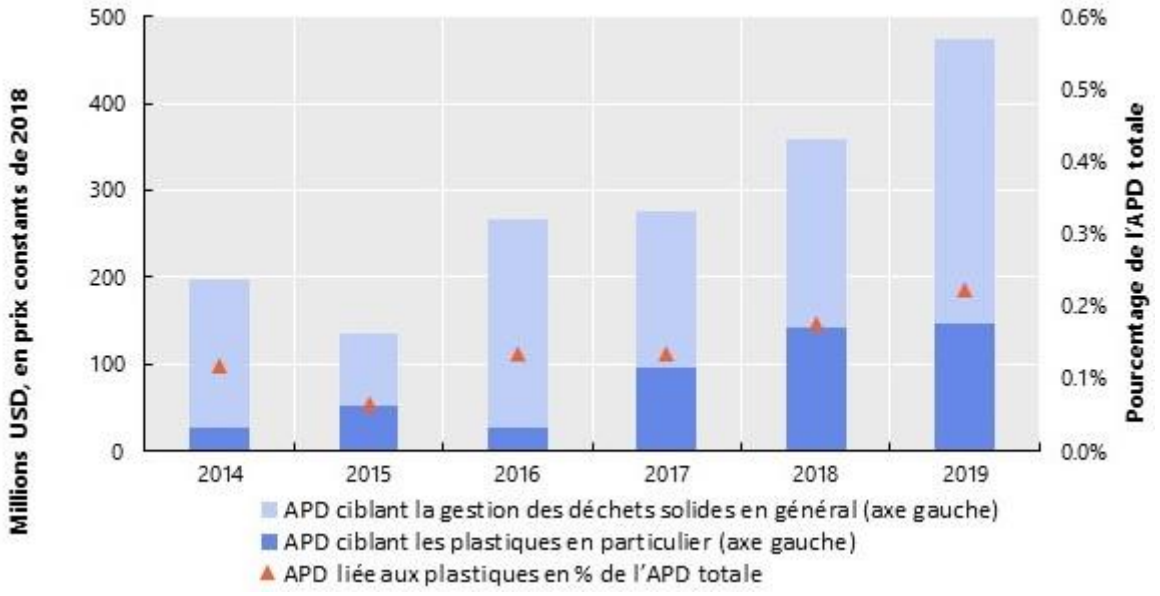
La mauvaise gestion des déchets constitue de loin la plus importante cause de rejets de plastiques dans l'environnement. Les macroplastiques représentent près de 90 % du total des rejets, et les rejets terrestres dus à des pratiques inappropriées de gestion des déchets représentent 93 % de l'ensemble des

macroplastiques. Dans la mesure où la grande majorité des déchets macroplastiques mal gérés sont localisés dans des pays à revenu faible ou intermédiaire, la taille des investissements nécessaires dans ces pays est particulièrement importante. D'après les estimations du présent rapport, une baisse radicale des rejets de plastiques dans ces pays aurait un coût dépassant les 25 milliards d'euros par an. Ces coûts annuels représentent 0,3 % du PIB des pays à revenu faible revenu et à revenu intermédiaire de la tranche inférieure et pèseraient lourdement sur leurs finances publiques, en particulier pour le groupe des pays les moins avancés.

Le soutien international apporté sera décisif pour accélérer les investissements requis dans les infrastructures et l'évolution des pratiques, des politiques publiques et de la gouvernance en matière de gestion de déchets. L'aide publique au développement (APD) pourrait en constituer l'une des sources. La part de l'APD ciblant expressément les plastiques dans le total des dépenses d'APD reste cependant marginale, puisqu'elle a représenté seulement 0,2 % des engagements bruts d'APD durant la période 2017-19 (Graphique 1.5).

En dehors de l'APD, d'autres sources de financement devront être mobilisées pour assurer des moyens financiers adéquats et pérennes, notamment les recettes perçues auprès des ménages et entreprises bénéficiaires des services publics de gestion des déchets, mais également les subventions publiques et les investissements privés. Des cadres d'action propices et des mécanismes de gouvernance devront être en place pour assurer un usage efficace de ces ressources. Le soutien international et l'impulsion politique donnée au niveau local seront essentiels pour faciliter les investissements et les structures de gouvernance qu'exigent des infrastructures de qualité.

Graphique 1.5. Les engagements bruts d'APD ciblés sur les plastiques ont augmenté régulièrement mais demeurent minimes



Source : Calculs des auteurs basés sur (OCDE, 2021[15]), la *plateforme de données de l'OCDE sur le financement du développement au service d'une économie maritime durable* et le Système de notification des pays créanciers de l'OCDE,

StatLink https://stat.link/2rmogl

Références

Aguiar, A. et al. (2019), « The GTAP Data Base: Version 10 », *Journal of Global Economic Analysis*, vol. 4/1, pp. 1-27, https://doi.org/10.21642/jgea.040101af. [22]

Alliance to End Plastic Waste (2020), *Alliance to End Plastic Waste*, https://endplasticwaste.org/fr/about (consulté le 1 novembre 2020). [8]

Benavides, P. et al. (2018), « Exploring Comparative Energy and Environmental Benefits of Virgin, Recycled, and Bio-Derived PET Bottles », *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, vol. 6/8, pp. 9725-9733, https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.8b00750. [21]

Bondaroff, T. et S. Cooke (2020), *Masks on the Beach: The Impact of COVID-19 on Marine Plastic Pollution*, OceansAsia, https://oceansasia.org/wp-content/uploads/2020/12/Marine-Plastic-Pollution-FINAL.pdf. [11]

Borrelle, S. et al. (2020), « Predicted growth in plastic waste exceeds efforts to mitigate plastic pollution », *Science*, vol. 369/6510, https://doi.org/10.1126/science.aba3656. [20]

Center for Environmental Education (1987), *Plastics in the Ocean: More Than a Litter Problem*, Center for Environmental Education, Washington D.C. [1]

Château, J., R. Dellink et E. Lanzi (2014), « An Overview of the OECD ENV-Linkages Model: Version 3 »*, Documents de travail de l'OCDE sur l'environnement*, n° 65, Éditions OCDE, Paris, https://doi.org/10.1787/5jz2qck2b2vd-en. [9]

Collins Dictionary (2018), « Collins 2018 Word of the Year Shortlist », https://blog.collinsdictionary.com/language-lovers/collins-2018-word-of-the-year-shortlist/ (consulté le 22 octobre 2021). [2]

Fondation Ellen MacArthur (2017), « The New Plastics Economy: Rethinking the Future of Plastics & Catalysing Action », https://ellenmacarthurfoundation.org/the-new-plastics-economy-rethinking-the-future-of-plastics-and-catalysing. [25]

G20 (2019), *G20 Implementation Framework for Actions on Marine Plastic Litter*, https://www.mofa.go.jp/policy/economy/g20_summit/osaka19/pdf/documents/en/annex_14.pdf (consulté le 1 novembre 2021). [6]

G7 (2018), *Charte sur les plastiques dans les océans*, https://docplayer.fr/177634122-Charte-sur-les-plastiques-dans-les-oceans.html (consulté le 1 novembre 2021). [5]

Geyer, R., J. Jambeck et K. Law (2017), « Production, use, and fate of all plastics ever made », *Science Advances*, vol. 3/7, p. e1700782, https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782. [19]

Global Plastics Alliance (2020), *Marine Litter Solutions - 5th Progress Report*, https://www.marinelittersolutions.com/wp-content/uploads/2020/08/ACC_12376_2020-Marine-Litter-Solutions_V5_Pages_NoCropsBleeds.pdf (consulté le 1 novembre 2020). [7]

Jambeck, J. et al. (2015), « Plastic waste inputs from land into the ocean », *Science*, vol. 347/6223, pp. 768-771, https://doi.org/10.1126/science.1260352. [18]

Lebreton, L. et A. Andrady (2019), « Future scenarios of global plastic waste generation and disposal », *Palgrave Communications*, vol. 5/1, p. 6, https://doi.org/10.1057/s41599-018-0212-7. [17]

OCDE (2021), *Trends of ODA for a sustainable ocean economy*, OCDE, Paris, https://oecd-main.shinyapps.io/ocean/. [15]

OCDE (2018), *Improving Markets for Recycled Plastics: Trends, Prospects and Policy Responses*, Éditions OCDE, Paris, https://doi.org/10.1787/9789264301016-en. [12]

OCDE (2016), *Policy Guidance on Resource Efficiency*, Éditions OCDE, Paris, https://doi.org/10.1787/9789264257344-en. [14]

OECD (2022), *Global Plastics Outlook : Policy Scenarios to 2060*, OECD Publishing, Paris, https://doi.org/10.1787/aa1edf33-en. [10]

PNUE (2020), *Partenariat mondial sur les déchets marins*, https://www.unenvironment.org/explore-topics/oceans-seas/what-we-do/addressing-land-based-pollution/global-partnership-marine (consulté le 1 novembre 2020). [4]

Royal Statistics Society (2018), « Statistics of the Year 2018: Winners announced », https://rss.org.uk/news-publication/news-publications/2018/general-news/statistics-of-the-year-2018-winners-announced/ (consulté le 22 octobre 2021). [3]

Ryberg, M., A. Laurent et H. Michael (2018), « Mapping of global plastics value chain and plastics losses to the environment: with a particular focus on marine environment », *PNUE*, https://wedocs.unep.org/handle/20.500.11822/26745;jsessionid=D8C5F81802D8CA15C7338B8C28D5E813. [23]

Stefanini, R. et al. (2020), « Plastic or glass: a new environmental assessment with a marine litter indicator for the comparison of pasteurized milk bottles », *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 26/4, pp. 767-784, https://doi.org/10.1007/s11367-020-01804-x. [16]

The Pew Charitable Trust ; SYSTEMIQ (2020), « Breaking The Plastic Wave: A Comprehensive Assessment of Pathways Towards Stopping Ocean Plastic Pollution », https://www.systemiq.earth/wp-content/uploads/2020/07/BreakingThePlasticWave_MainReport.pdf. [24]

Watkins, E. et al. (2019), « Policy approaches to incentivise sustainable plastic design », *Documents de travail de l'OCDE sur l'environnement*, n° 149, Éditions OCDE, Paris, https://doi.org/10.1787/233ac351-en. [13]

Notes

[1] Notamment (Geyer, Jambeck et Law, 2017[19] ; Jambeck et al., 2015[18] ; Lebreton et Andrady, 2019[17] ; Ryberg, Laurent et Michael, 2018[23] ; The Pew Charitable Trust ; SYSTEMIQ, 2020[24] ; Borrelle et al., 2020[20] ; Fondation Ellen MacArthur, 2017[25]).

[2] L'annexe A donne plus de détails sur la structure de la production, ainsi que sur l'agrégation sectorielle et régionale du modèle.

[3] Les amendements aux annexes II, VIII et IX à la Convention de Bâle sur le contrôle des mouvements transfrontières de déchets dangereux et de leur élimination sont entrés en vigueur le 1er janvier 2021.

[4] Les modifications des appendices 3 et 4 de la Décision du Conseil de l'OCDE sur le contrôle des mouvements transfrontières de déchets destinés à des opérations de valorisation (OECD/LEGAL/0266) sont entrées en vigueur le 1er janvier 2021.

[5] Ces autres pays sont l'Égypte, le Ghana, le Maroc, le Nigéria, les Philippines et la Thaïlande.

2 Les flux de plastiques et leurs retombées sur l'environnement

De leur production à leur élimination, en passant par leur consommation, les plastiques interagissent avec l'économie et l'environnement de manière complexe à maints égards. Il est essentiel d'appréhender ces interactions complexes pour mettre en évidence les difficultés qu'elles engendrent et formuler des politiques efficaces. L'objectif de ce chapitre est de quantifier les flux de plastiques circulant dans l'économie et leurs retombées sur l'environnement. La première partie est un exposé de la méthodologie employée, et la deuxième partie une présentation des estimations et une analyse des grandes étapes et des principales retombées tout au long du cycle de vie des plastiques.

MESSAGES CLÉS

- Le volume des plastiques utilisés chaque année dans le monde, fibres et additifs compris, n'a cessé d'augmenter pour atteindre 460 millions de tonnes (Mt) en 2019. Plus de 60 % des plastiques sont employés pour l'emballage ainsi que dans le secteur du bâtiment et des transports.
- L'économie des plastiques est loin d'être circulaire aujourd'hui. Sur les 353 Mt de déchets plastiques générés dans le monde en 2019, seulement 55 Mt auraient été collectés pour être recyclés selon les estimations, dont 22 Mt ont été éliminés. Les plastiques secondaires représentaient à peine 6 % du volume total de plastiques utilisés en 2019. Au total, 67 Mt de déchets et résidus plastiques produits dans le monde ont été incinérés dans des installations industrielles, et 174 Mt ont été enfouis dans des décharges sanitaires. La quantité de déchets plastiques sauvages ou mal gérés est en hausse. Elle a atteint 82 Mt par an, dont seulement 3 Mt ont été récupérés pour être éliminés dans des conditions appropriées grâce à des mesures de ramassage des déchets sauvages.
- L'omniprésence des plastiques et l'insuffisance des mesures de prévention ont abouti à une pollution plastique persistante. Au cours de la seule année 2019, 22 Mt de matières plastiques auraient été rejetés dans l'environnement selon les estimations. La majorité (82 %) est imputable à une mauvaise gestion des déchets, c'est-à-dire à leur élimination par le biais de procédés inadéquats. La part restante est due à l'abrasion et aux pertes de microplastiques (12 %), aux déchets sauvages (5 %) et aux activités maritimes (1 %).
- Les cours d'eau sont la principale voie par laquelle les plastiques arrivent dans l'océan, mais ce processus peut prendre des années, voire des décennies. Pour la seule année 2019, 6,1 Mt de déchets plastiques auraient été déversés dans les milieux aquatiques, dont 1,7 Mt dans l'océan, selon les estimations. Cela porte la quantité totale de plastiques déjà accumulée dans les milieux aquatiques en 2019 à 139 Mt. Ces déversements sont moins importants que ceux estimés dans des études antérieures qui n'avaient pas pris en compte le temps de séjour des plastiques rejetés dans les cours d'eau, mais ils n'en restent pas moins alarmants.
- Les microplastiques libérés sous forme de particules par l'usure des pneus et des freins aggravent la pollution atmosphérique dans les régions très urbanisées, mais sont également transportés dans des endroits reculés comme l'Arctique, où ils ont des répercussions sur le changement climatique.
- Les émissions de gaz à effet de serre issues du cycle de vie des plastiques s'élevaient à 1,8 milliard de tonnes en 2019 selon les estimations, soit 3.4 % des émissions mondiales, et provenaient à 90 % de la production et de la transformation des plastiques à partir de matières premières fossiles.
- Ces chiffres et le début de compréhension des retombées environnementales, sanitaires et économiques causées montrent la nécessité de recourir à une large panoplie de mesures et de coopérer au niveau international pour renforcer la circularité des plastiques sur l'ensemble de la chaîne de valeur.

2.1. Méthode utilisée pour constituer la Base de données des Perspectives des plastiques de l'OCDE

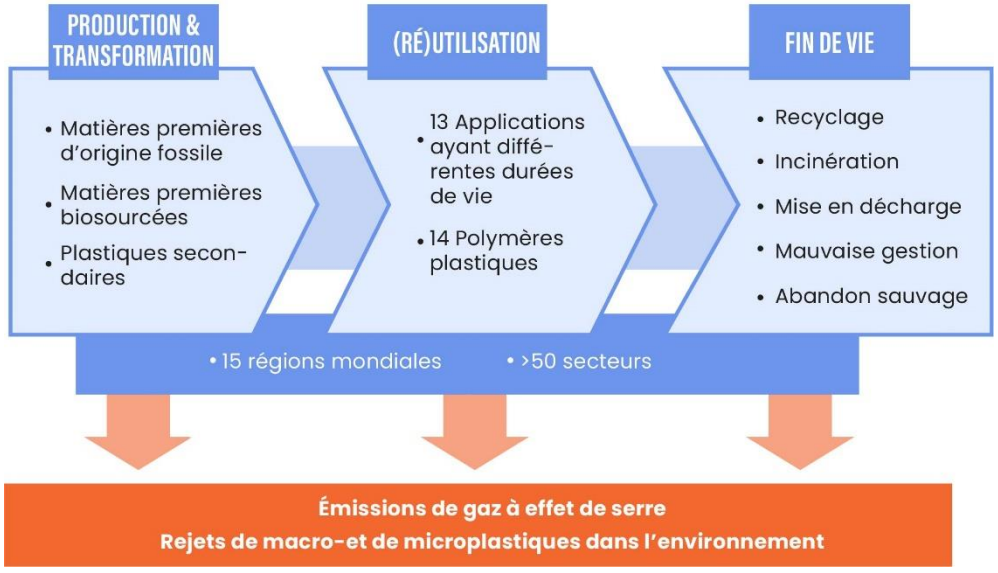
Il existe des études approfondies sur l'utilisation des plastiques et des déchets plastiques, mais un certain nombre de lacunes empêchent l'analyse de la situation actuelle et entravent la prise de décision au niveau politique. Les publications existantes offrent des informations partielles sur ces questions, dont la portée se limite au niveau mondial (Geyer, Jambeck et Law, 2017[1]), à la production des plastiques (AIE, 2018[2]), à une année déterminée sur un ensemble de régions pour telle ou telle application ou tel ou tel secteur (Ryberg et al., 2019[3]) ou à une région particulière (Plastics Europe, 2020[4]). Le manque d'informations sur les flux de matières plastiques secondaires constitue une lacune importante. En outre, la portée et les volumes couverts sont variables selon les études. Par exemple, certaines sources excluent les fibres, qui représentent pourtant une part non négligeable des plastiques.

Il existe peu d'informations sur la gestion des déchets dans le monde, et encore moins sur la gestion de flux de déchets spécifiques tels que les déchets plastiques. Les définitions, les données disponibles, les méthodes de mesure et les conditions cadres sont extrêmement variables d'un pays à l'autre, même entre les membres de l'OCDE. Bien souvent, les taux de recyclage ne sont pas déclarés de manière cohérente : par exemple, les statistiques nationales et municipales se réfèrent, en général, au poids des ordures ménagères collectées, et incluent parfois les déchets commerciaux lorsque ceux-ci sont collectés par les communes. Les statistiques sur les déchets industriels peuvent inclure les déchets « pré-consommation » et font souvent appel à des techniques d'échantillonnage et d'extrapolation propres à chaque pays. Le recyclage peut également désigner différents concepts : quantités collectées en vue de leur recyclage, matières envoyées pour retraitement, ou matières disponibles in fine pour être utilisées comme plastiques secondaires. À cela s'ajoute que les taux de recyclage déclarés peuvent donner une image exagérément optimiste de la situation actuelle, dans la mesure où ils se concentrent sur les polymères comme les PET et les applications comme les emballages, pour lesquels les filières de recyclage sont déjà établies. A contrario, les taux de recyclage des plastiques difficiles à recycler, tels que les fibres, sont rarement indiqués. Les pays dont les infrastructures de gestion des déchets laissent à désirer sont aussi ceux qui publient le moins de données, d'où la difficulté d'évaluer la quantité de déchets mal gérés. Pour cette raison, on ne dispose pas d'une vue complète de la gestion internationale actuelle des déchets plastiques.

Les Perspectives mondiales des plastiques visent à comprendre les déterminants de l'utilisation des plastiques et leurs effets sur l'environnement pour déterminer le meilleur moyen de réduire les pressions qu'exercent la production des plastiques ainsi que la production et la gestion des déchets sur l'environnement. Dans un premier temps, l'OCDE a mis au point la base de données des Perspectives mondiales des plastiques[1] afin de combler les lacunes en matière d'information et de fournir un panorama complet de l'ensemble du cycle de vie des plastiques. Cette base de données collecte et rapproche les diverses données portant sur l'ensemble du cycle de vie des plastiques à l'échelle mondiale : production, utilisation, production et gestion des déchets, y compris les déchets mal gérés ou rejetés dans l'environnement (Graphique 2.1).

La valeur ajoutée de la base de données consiste à regrouper les indicateurs des plastiques dans un cadre cohérent. La base de données a été élaborée grâce à la collecte et au rapprochement de bases de données connues, à un tour d'horizon des études publiées et à la contribution d'experts. Ces informations ont ensuite été intégrées dans un cadre de modélisation économique, ce qui garantit la cohérence de toutes les sources de données et permet d'analyser les déterminants économiques et les effets des plastiques sur l'environnement. Pour ce faire, le modèle ENV-Linkages de l'OCDE (Château, Dellink et Lanzi, 2014[5]), fondé sur la base de données *Global Trade Analysis Project (GTAP)*[2] (Aguiar et al., 2019[6]), a été révisé et élargi, l'objectif étant de coupler les données sur les plastiques exprimées en volumes avec les flux économiques représentés dans le modèle. ENV-Linkages distingue deux technologies, l'une produisant des plastiques primaires alors que l'autre produit des plastiques secondaires, et cartographie l'utilisation des plastiques par polymère et par application aux secteurs représentés dans le modèle.

Graphique 2.1. La base de données des Perspectives mondiales des plastiques de l'OCDE



Le Tableau 2.1 résume les sources de données et la méthodologie utilisées pour chaque étape, avec de plus amples informations dans l'annexe A. La base de données retrace l'histoire de la production industrielle à grande échelle des plastiques de 1950 à nos jours. La base de données utilise l'année 2019 comme année de référence, sachant que l'année 2020 a été marquée par la pandémie de COVID-19 et que les indicateurs économiques ainsi que les données sur les matériaux sont encore incertains pour l'année 2021 qui vient de s'achever.

Tableau 2.1. La base de données des Perspectives mondiales des plastiques de l'OCDE couvre un large éventail de sources et de méthodologies.

Catégorie	Variable	Source es et hypothèses
Production	Matières plastiques primaires	Modèle ENV-Linkages de l'OCDE, fondé sur la version 10 de la base de données GTAP (Aguiar et al., 2019[6]).
	Matières plastiques secondaires	Modèle ENV-Linkages de l'OCDE, avec utilisation de la base de données Exiobase (Stadler et al., 2018[7]) et de Grand View Research (2020[8]) pour la structure des coûts ; parts du recyclage (voir ci-après) et pertes au recyclage tirées de Cottom, Cook et Velis (2020[9]), Chruszcz et Reeve (2018[10]), Roosen et al. (2020[11]) et VinylPlus (2019[12]).
Utilisation	Utilisation de plastiques par région, application et polymère	Volumes de plastiques par polymère et application fondés sur (Ryberg et al., 2019[3]) associés aux différents secteurs et régions dans le modèle ENV-Linkages de l'OCDE.
Déchets	Déchets plastiques par région, application et polymère	Modèle ENV-Linkages de l'OCDE, d'après la consommation historique et la durée de vie des produits figurant dans Geyer, Jambeck et Law (2017[1]) .
Gestion des déchets, devenir en fin de vie	Part du recyclage	Sources nationales (tableau A.A.5), Geyer, Jambeck et Law (2017[1]), et Kaza et al. (2018[13]) pour les déchets municipaux solides ; les taux pour les déchets non municipaux solides sont supposés correspondre aux taux pour les déchets municipaux solides.
	Part des déchets sauvages	Jambeck et al. (2015[14]) pour la part dans les déchets municipaux solides ; zéro pour les déchets non municipaux solides.
	Part des autres types de devenir	Régression multi-pays fondée sur Kaza et al. (2018[13]) [3]; les taux pour les déchets non municipaux solides sont supposés correspondre aux taux pour les déchets municipaux solides.
	Rejets totaux de macroplastiques	D'après les projections du modèle ENV-Linkages de l'OCDE pour la consommation de plastiques, les déchets et la gestion des déchets, adapté de la méthodologie de

Impacts sur l'environnement	et de microplastiques dans l'environnement par catégorie	Ryberg et al. (2019[3])
	Rejets et accumulation de plastiques dans les milieux aquatiques	D'après les projections du modèle ENV-Linkages de l'OCDE pour la gestion des déchets, adapté de la méthodologie de Lebreton et Andrady (2019[15]) .
	Émissions de GES sur le cycle de vie des plastiques	D'après les projections du modèle ENV-Linkages de l'OCDE pour la consommation de plastiques, les déchets et la gestion des déchets, fondées sur Zheng et Suh (2019[16]).

2.2. L'utilisation des plastiques dans le monde connaît une forte croissance

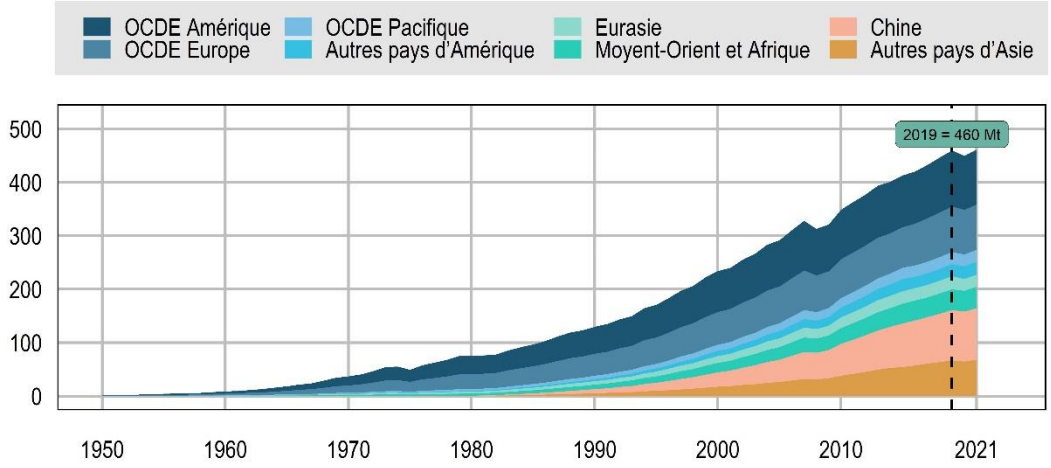
Sous l'effet de la croissance de la population et de la hausse du revenu par habitant, le volume de plastiques utilisés dans le monde – additifs et fibres compris – a atteint 460 Mt en 2019 (Graphique 2.2). Les volumes utilisés de ces polymères synthétiques n'ont cessé d'augmenter[4], progressant plus rapidement que ceux de tous les autres produits de base, notamment l'acier, l'aluminium et le ciment (AIE, 2018[2]).

En 2020, la pandémie de COVID-19 a eu des effets majeurs sur l'utilisation des plastiques. D'une part, la demande de plastiques destinés à la production d'équipements de protection individuelle (dont les masques) a bondi, les repas à emporter ont augmenté au détriment de ceux pris au restaurant, et les achats ont été réalisés plus souvent en ligne et moins dans des commerces physiques. Cependant, les mesures de confinement auxquelles ont été confrontées les entreprises ont fait baisser l'utilisation de plastiques dans l'industrie et le secteur tertiaire. Au final, l'utilisation de plastiques a décliné en 2020 mais a fortement rebondi en 2021. Le chapitre 3 reviendra en détail sur ces incidences.

Si l'on produit et consomme des plastiques partout, les volumes totaux de la demande de plastiques varient sensiblement d'une région à une autre. Actuellement, les pays de l'OCDE et la République populaire de Chine (ci-après appelée « la Chine ») comptent pour deux tiers de l'utilisation (Graphique 2.2). La Chine représente de l'ordre de 20 % de la demande mondiale de plastiques, les États-Unis à peu près 18 %, les pays européens de l'OCDE environ 18 % et le reste des pays de l'OCDE environ 9 %. Néanmoins, le poids relatif de chaque région dans l'utilisation globale des plastiques a évolué, reflétant le dynamisme économique de certaines régions et certains pays. Ainsi la part de l'OCDE dans la consommation totale a-t-elle régulièrement perdu du terrain, passant de 87 % en 1980 à 46 % en 2019. Compte tenu de la dimension mondiale de la pandémie de COVID-19, cette part est restée relativement stable depuis 2019. Toutefois, les parts des États-Unis et de la Chine pourraient avoir légèrement augmenté en 2021, portées par une reprise économique relativement rapide.

Graphique 2.2. L'utilisation de plastiques dans le monde a quadruplé en 30 ans, les économies émergentes constituant les principaux foyers de croissance

En millions de tonnes (Mt), 1950-2021



Note : Voir Annexe A pour une répartition régionale détaillée selon les régions du modèle ENV-Linkages de l'OCDE.
Source : Base de données des Perspectives mondiales des plastiques de l'OCDE, https://doi.org/10.1787/34b0a3b7-fr.

StatLink https://stat.link/a8kewt

Les plastiques utilisés actuellement sont en majorité des plastiques vierges, fabriqués à partir de pétrole brut ou de gaz. Compte tenu de l'origine fossile des matières premières utilisées et de la forte consommation d'énergie des opérations de raffinage, la majeure partie des émissions de gaz à effet de serre (GES) dues aux plastiques correspond à la phase de production (Encadré 2.1). Les plastiques biosourcés composent un groupe assez restreint de plastiques qui présentent des caractéristiques similaires à celles des plastiques d'origine fossile, mais proviennent de la biomasse (Encadré 2.2). Ensemble, les plastiques d'origine fossile et les plastiques biosourcés forment ce que l'on appelle les plastiques primaires. Les plastiques fabriqués à partir de matières recyclées sont appelés plastiques secondaires. Les plastiques secondaires contribuent moins aux émissions de GES que les plastiques primaires, mais ne représentaient que 6 % de l'utilisation mondiale de plastiques en 2019 (chapitre 4).

Encadré 2.1. Les plastiques émettent une grande quantité de gaz à effet de serre tout au long de leur cycle de vie.

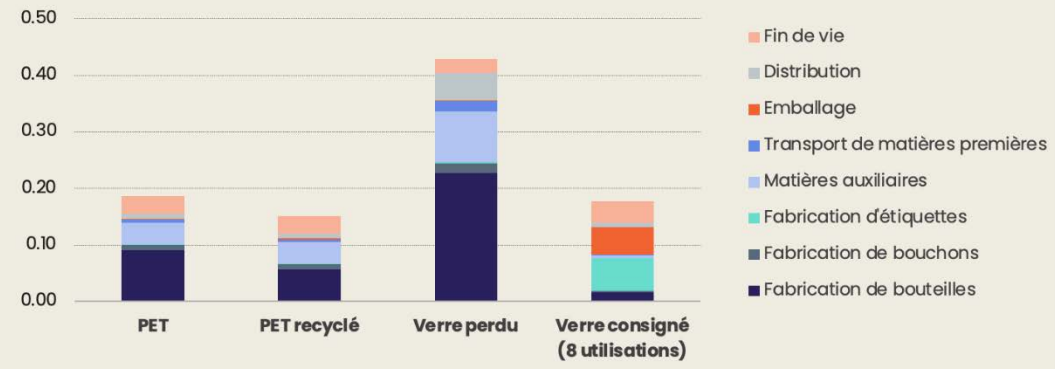
Le mode de production traditionnel des plastiques consiste à transformer des matières premières d'origine fossile en monomères, processus très gourmand en énergie. Le modèle ENV-Linkages de l'OCDE s'appuie sur l'intensité énergétique et l'intensité de facteurs des différents secteurs économiques, combinées à l'intensité d'émissions de leurs procédés, pour estimer les émissions de GES dans l'économie. De plus, pour quantifier les émissions liées aux plastiques, cette approche est complétée par des facteurs d'émissions liés au cycle de vie des plastiques. Sur la base de ces calculs, les émissions de GES des plastiques d'origine fossile en 2019 ont été estimées à 1.8 gigatonnes d'équivalent dioxyde de carbone (Gt éq. CO_2), soit 3.4 % des émissions totales[5]. Pour pouvoir atteindre les objectifs de l'Accord de Paris, il faudra réduire les émissions liées aux plastiques.

La production et la transformation en produits représentent environ 90 % des émissions des plastiques d'origine fossile tout au long de leur cycle de vie. Les émissions de GES associées à la production de polymères et à leur transformation en produits dépendent du polymère considéré (variant entre 2.7 et 6.3 t éq. CO_2 par tonne de plastiques). Les émissions en fin de vie diffèrent sensiblement selon le mode d'élimination, l'incinération étant le mode qui émet le plus de GES (2.3 t éq. CO_2 par tonne de plastiques). Cependant, certaines émissions peuvent être compensées lorsque l'énergie est récupérée par valorisation énergétique des déchets (Gómez-Sanabria et al., 2018[17]). Le recyclage émet directement 0.9 t éq. CO_2 par tonne de plastiques, mais l'utilisation de plastiques secondaires permet d'éviter une partie des émissions associées à la production de plastiques primaires. L'enfouissement en décharge contrôlée est le mode d'élimination le moins émissif s'agissant des émissions directes, puisqu'il dégage moins de 0.1 t éq. CO_2 par tonne de plastiques, mais il ne génère pas d'énergie qui puisse servir ailleurs. L'impact des rejets de plastiques sur les GES n'est pas pris en compte dans les calculs, mais dans des recherches récentes fondées sur les données expérimentales de Royer et al. (2018[18]), Shen et al. (2020[19]) estiment les émissions annuelles de méthane à environ 2 Mt éq. CO_2.

Le remplacement du plastique par d'autres matériaux peut-il donc réduire l'empreinte carbone de la consommation (Franklin Associates, 2018[20]) ? La réponse demeure ambiguë, notamment à cause de la composante comportementale de l'utilisation d'un produit ainsi que de la gestion du produit en fin de vie. Par exemple, comme l'illustre le Graphique 2.3, l'empreinte carbone d'une bouteille en plastique n'est pas nécessairement plus élevée que celle d'une bouteille en verre.

Graphique 2.3. L'empreinte carbone d'une bouteille en verre non consignée est supérieure à celle d'une bouteille en plastique équivalente.

Comparaison de bouteilles de lait d'un litre, en kg éq. CO_2



Note : R-PET= 100 % polyéthylène téréphtalate (PET) recyclé.
Source : Stefanini et al. (2020[21]).

Les plastiques doivent leur polyvalence à la diversité des polymères que l'on peut produire (Tableau 2.2). Le Graphique 2.4 donne un aperçu des polymères les plus couramment employés et de leurs applications. Différents polymères ont différentes propriétés. Par exemple, les thermoplastiques peuvent être refondus et remoulés, tandis que les thermodurcissables sont durcis de façon irréversible. Les élastomères ont des propriétés élastiques et les fibres peuvent être constituées de différents polymères mais sont définies par leur forme. Les plastiques biosourcés sont fabriqués à partir de biomasse et non pas de combustibles fossiles (Encadré 2.2). Les polymères sont en outre fréquemment mélangés ou utilisés en « composés » avec une large gamme d'additifs, ce qui permet de personnaliser un peu plus les plastiques et d'améliorer leurs performances. Les additifs servent principalement à prévenir le vieillissement, à colorer le plastique, à rendre flexibles des matériaux rigides, à faire fonction de lubrifiant, à modifier la résistance aux chocs, à réduire l'inflammabilité et à produire de la mousse utilisée comme agent d'expansion.

Tableau 2.2. La large gamme de polymères permet une multitude d'applications des plastiques.

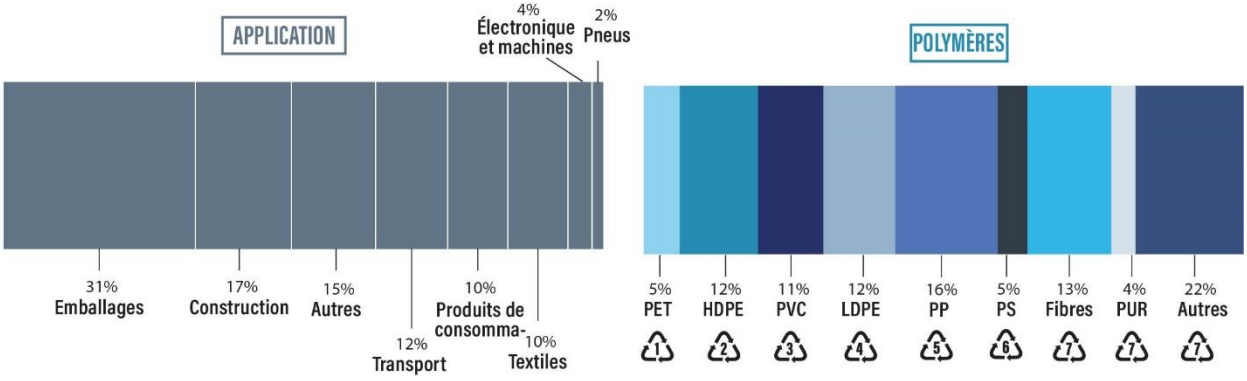
Polymère	Abréviation	Exemples d'utilisation
Polypropylène	PP	Emballage alimentaire, pièces automobiles
Polyéthylène basse densité	PEBD	Sacs réutilisables, film d'emballage alimentaire
Polyéthylène haute densité	PEHD	Jouets, flacons de shampooing, tuyaux
Polychlorure de vinyle	PVC	Châssis de fenêtre, revêtements de sol, tuyaux, isolation de câbles
Polystyrène	PS	Emballage alimentaire, isolation, matériel électronique
Téréphtalate de polyéthylène	PET	Bouteilles pour boisson
Polyuréthane	PUR	Isolation, matelas
ABS, élastomères, plastiques biosourcés, PBT, PC, PMMA, PTFE…	Autres	Pneus, emballage, électronique, automobile…
Fibres constituées de différents polymères	Fibres	Utilisées pour les textiles, mais aussi dans de nombreux autres secteurs

Note : « ABS » désigne l'acrylonitrile butadiène styrène, « PBT » le polytéréphtalate de butylène, « PC » le polycarbonate, « PMMA » le polyméthacrylate de méthyle (également connu sous le nom de plexiglas) et « PFTE » le polytétrafluoroéthylène.

Les applications d'emballage, de bâtiment et de transport représentent à elles toutes plus de 60 % de l'utilisation totale de plastiques[6]. Les autres principales applications des plastiques sont les textiles, les produits de consommation ménagers et les produits non ménagers ou institutionnels, l'électronique, les machines et les pneus (Graphique 2.4).

Graphique 2.4. Utilisation mondiale des plastiques par application et par polymère

Part des plastiques par application et par polymère, 2019



Source : Base de données des Perspectives mondiales des plastiques de l'OCDE, https://doi.org/10.1787/34b0a3b7-fr.

Encadré 2.2. Les plastiques biosourcés offrent un potentiel, à condition de gérer les effets sur l'utilisation des sols.

Les plastiques biosourcés sont fabriqués à partir de biomasse telle que le maïs, la canne à sucre, le blé ou les résidus d'autres procédés. Leur production génère moins d'émissions de gaz à effet de serre que celle des plastiques d'origine fossile. Certains sont conçus comme des résines de substitution (en remplacement des plastiques d'origine fossile), tandis que d'autres sont des résines de type différent aux propriétés différentes. La majorité de ces plastiques sont destinés à la fabrication d'emballages (53 %) et de textiles (11 %). L'Asie demeure la région qui possède la plus grande capacité de production de plastiques biosourcés (45 %), suivie par l'Europe (25 %), l'Amérique du Nord (18 %) et l'Amérique du Sud (12 %) (European Bioplastics, 2019[22]). En 2019, les plastiques biosourcés représentaient environ 2 Mt, ou 0.6 % de l'ensemble des plastiques. Leur volume augmente, mais pas plus rapidement que celui des autres types de plastiques (base de données des Perspectives mondiales des plastiques de l'OCDE).

Le Tableau 2.3 compare les émissions de GES « from cradle to gate », « de l'extraction au départ de l'usine », (phases d'extraction, raffinage et production) associées aux matières premières fossiles et biosourcées. Une valeur négative correspond aux cas où la quantité de carbone incorporée dans le produit est supérieure à la quantité de carbone émise pendant le raffinage et la transformation. Cela étant, même si les plastiques biosourcés présentent un tableau favorable sur le plan des émissions de GES, leur impact environnemental est sujet à controverse en raison de possibles modifications indirectes de l'affectation des terres comme la déforestation, qui pourraient entraîner d'importantes émissions de GES. En outre, si la forêt tropicale ou d'autres milieux naturels sont sacrifiés pour faire de la place à des surfaces agricoles supplémentaires, s'ensuivront un déclin de la biodiversité et des émissions de carbone ponctuelles (Brizga, Hubacek et Feng, 2020[23]). Quant à savoir si le bilan carbone global est ou non positif, cela dépend, entre autres, des hypothèses retenues concernant la surface de zones naturelles qui serait réaffectée (directement pour les matières premières destinées à la fabrication de plastiques biosourcés ou indirectement pour les activités agricoles qui doivent concurrencer les matières premières destinées à la fabrication de plastiques biosourcés pour les terres arables) et de la méthode utilisée pour mettre en balance les pertes ponctuelles et les bénéfices annuels récurrents (Liptow et Tillman, 2012[24] ; Walker et Rothman, 2020[25]).

À l'heure actuelle, seulement 0.7 million d'hectares, soit 0.02 % des terres agricoles mondiales, sont utilisés pour la culture de matières premières destinées à la fabrication de plastiques biosourcés (European Bioplastics, 2019[22]). Par conséquent, la pression supplémentaire qui s'exerce sur les terres agricoles est actuellement négligeable et le restera dans les années à venir, même si les taux de croissance atteignent des niveaux élevés.

Tableau 2.3. Les bioplastiques pourraient réduire les émissions de GES liées à la production de plastiques, à condition d'éviter les effets négatifs des modifications indirectes de l'affectation des terres.

Matière	Polymère d'origine fossile (kg éq. CO_2/kg)	Polymère biosourcé (kg éq. CO_2/kg)
PEHD	1.9 – 2[a]	-0.55 – -0.88[b]
PET	2.2 – 3[c]	1 – 2.4[d]
PP	1.8 – 2[e]	-0.2 – -0.3[f]

Note : Seules les évaluations « from cradle to gate » (de l'extraction au départ de l'usine) sont présentées dans le tableau. Cela signifie que l'extraction, le raffinage et la production du produit sont les seuls éléments pris en compte, pas son utilisation ni sa fin de vie. Une valeur négative correspond aux cas où la quantité de carbone incorporée dans le produit est supérieure à la quantité de carbone émise pendant le raffinage et la transformation. PEHD = polyéthylène haute densité ; PET = polyéthylène téréphtalate ; PP = polypropylène
Source : (a) Vanderreydt et al. (à paraître[26]), (b) Tsiropoulos et al. (2015[27]), (c) Akanuma, Selke et Auras (2014[28]), Semba et al. (2018[29]), (d) Tsiropoulos et al. (2015[27]), (e) Broeren et al. (2017[30]), (f) Chen et Patel (2011[31]).

Les indicateurs normalisés, tels que l'intensité d'utilisation de plastiques rapportée au PIB et l'utilisation de plastiques par habitant, permettent de comparer l'utilisation de plastiques entre les régions (Tableau 2.4). L'utilisation de plastiques par habitant est hétérogène selon les régions : un habitant des États-Unis utilise 255 kg de nouveaux plastiques en moyenne chaque année, quand une personne habitant en Afrique subsaharienne en utilise en moyenne moins d'un dixième. En revanche, l'intensité d'utilisation de plastiques rapportée au PIB dans le monde se situe dans une fourchette plus étroite allant de 2.5 à 4.5 tonnes par million USD (t/M$). L'intensité d'utilisation de plastiques des pays de l'OCDE s'élève à 3.7 tonnes par million USD, tandis que celle des pays non membres de l'OCDE est de 3.4 tonnes. Cette corrélation s'observe également dans l'utilisation des plastiques par habitant – 156 kg par habitant dans les pays membres de l'OCDE et 39 kg par habitant dans les pays non membres. Le seul cas particulier du tableau concerne l'Afrique subsaharienne, qui affiche l'utilisation de plastiques par habitant la plus faible (16 kg/habitant) mais l'intensité d'utilisation de plastiques la plus élevée (4.5 tonnes par million USD). Cette intensité élevée s'explique par le niveau très faible du PIB par habitant de l'Afrique subsaharienne en 2019 (environ cinq fois inférieur à celui du Moyen-Orient et de l'Afrique du Nord et deux fois inférieur à celui de l'Inde).

Tableau 2.4. Le PIB est un facteur clé de l'utilisation de plastiques dans le monde.

2019

			Utilisation de plastiques par habitant (kg/habitant)	Intensité d'utilisation de plastiques rapportée au PIB (t/million USD en PPA)
Monde			60.1	3.5
OCDE			155.8	3.7
Non-OCDE			39.3	3.4
OCDE	OCDE Amérique	États-Unis	255.2	4.3
		Canada	202.2	4.3
		Autres pays d'Amérique membres de l'OCDE	65.4	3.6
	OCDE Europe	Pays de l'UE membres de l'OCDE	152.9	3.6
		Pays de l'OCDE non membres de l'UE	124.3	3.5
	OCDE Pacifique	OCDE Asie	102.4	2.6
		OCDE Océanie	143.9	3.1
Non-OCDE	Autres pays d'Amérique	Amérique latine	50.9	3.5
	Eurasie	Autres pays de l'UE	103.0	4.1
		Autres pays d'Eurasie	66.7	3.7
	Moyen-Orient et Afrique	Moyen Orient et Afrique du Nord	47.1	2.5
		Autres pays d'Afrique	15.9	4.5
	Autres pays d'Asie	Chine	69.0	3.7
		Inde	22.1	14.6
		Autres pays d'Asie non membres de l'OCDE	31.7	3.2

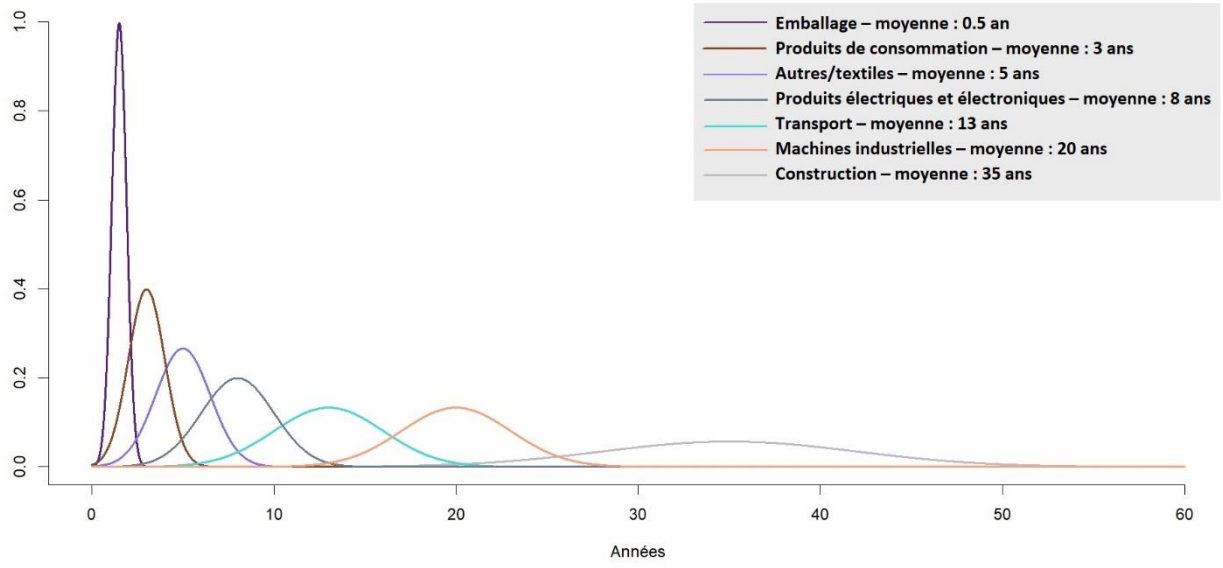
Source : base de données de l'OCDE pour les Perspectives mondiales des plastiques, https://doi.org/10.1787/34b0a3b7-fr.

2.3. La production de déchets plastiques est déterminée par l'utilisation des plastiques et la durée de vie des produits

La production de déchets plastiques est étroitement liée à la manière dont les plastiques sont utilisés. La durée de vie moyenne globale d'un produit en plastique est de près de dix ans, mais dépend de l'usage qui en est fait (Graphique 2.5). Les emballages ont une durée de vie moyenne extrêmement courte, tandis que les plastiques employés dans le secteur de la construction peuvent être utilisés pendant plusieurs décennies. Par conséquent, les déchets d'emballages représentent une part importante (42 %) de la production totale de déchets plastiques.

Graphique 2.5. La durée de vie moyenne globale d'un produit en plastique va de six mois à 35 ans.

Distribution de la durée de vie des produits



Source : Geyer, Jambeck et Law (2017[1]).

La production mondiale de déchets plastiques peut être estimée à partir de la quantité de plastiques utilisée au cours des dernières décennies, des échanges internationaux de plastiques et de produits en plastique et de la durée de vie moyenne des applications plastiques (voir Annexe A pour de plus amples précisions méthodologiques). D'après la base de données des Perspectives mondiales des plastiques de l'OCDE, 353 Mt de déchets plastiques ont été produits en 2019.

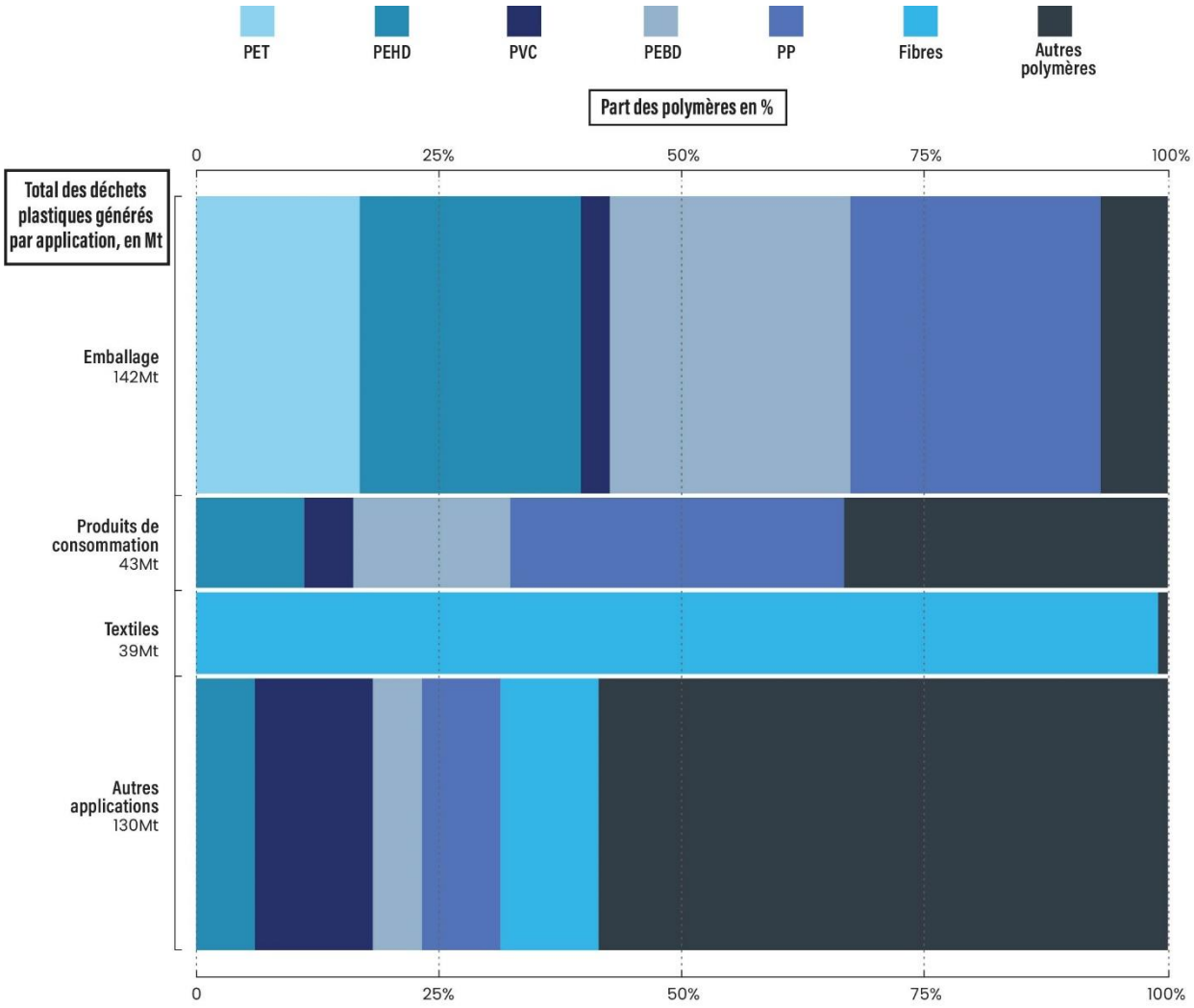
Au stade des déchets, la facilité de recyclage et la mobilité potentielle en cas de rejet dans l'environnement dépendent de la nature du polymère, de la forme dimensionnelle et de la taille de l'objet, du mélange d'additifs et des éléments et matériaux ajoutés lors de l'assemblage. Le Graphique 2.6 montre que l'on ne rencontre pas les mêmes applications et polymères aux stades « déchets » et « consommation ». La prédominance du PP, du PEBD et du PEHD s'accentue encore au stade des déchets, ces matières étant souvent utilisées dans des emballages à durée de vie courte. De même, comme il sert principalement à la fabrication d'emballages, le PET se transforme en déchet rapidement après son utilisation initiale. À l'inverse, le PVC et le PUR sont destinés principalement à des applications à longue durée de vie. Ils ne deviennent des déchets qu'au bout d'un grand nombre d'années. Ces longs cycles de vie, combinés à des taux élevés de croissance de l'utilisation, expliquent que ces polymères soient relativement moins présents au stade des déchets qu'à celui de l'utilisation des produits. En revanche, les polymères à long cycle de vie représentent une part relativement élevée du stock de plastiques présent dans l'économie.

La base de données des Perspectives mondiales des plastiques de l'OCDE indique que l'OCDE génère près de la moitié de l'ensemble des déchets plastiques : les États-Unis en produisent 21 %, les pays européens de l'OCDE 19 % et les autres pays de l'OCDE 9 %. En dehors de la zone OCDE, la Chine produit 19 % des déchets plastiques mondiaux, l'Inde 5 % et le reste du monde 27 %.

En termes de déchets par habitant, la situation dans le monde est très hétérogène (Tableau 2.5). En 2019, les États-Unis affichaient l'empreinte de déchets plastiques la plus élevée, avec 221 kg par habitant, tandis que les pays européens de l'OCDE produisaient 114 kg de déchets plastiques par habitant. La Corée et le Japon produisent relativement peu de déchets plastiques en comparaison des autres pays industrialisés : 69 kg en moyenne par habitant. Enfin, la Chine a produit en 2019 47 kg de déchets plastiques par habitant et l'Inde seulement 14.

Graphique 2.6. Près de deux tiers des déchets plastiques proviennent de produits à durée de vie relativement courte tels que les emballages, les produits de consommation et les textiles

Déchets plastiques générés (Mt), 2019



Note : PEHD = polyéthylène haute densité ; PET = polyéthylène téréphtalate ; polyéthylène haute densité ; PVC = polychlorure de vinyle ; PEBD = polyéthylène basse densité ; PP = polypropylène.
Source : Base de données des Perspectives mondiales des plastiques de l'OCDE, https://doi.org/10.1787/34b0a3b7-fr.

StatLink https://stat.link/68l1nf

Tableau 2.5. La production de déchets plastiques par habitant est très variable dans le monde

Kg/habitant, 2019

			Déchets plastiques par habitant (kg/habitant)
OCDE	OCDE Amérique	États-Unis	220.5
		Canada	177.9
		Autres pays d'Amérique membres de l'OCDE	57.9
	OCDE Europe	Pays de l'UE membres de l'OCDE	121.6
		Pays de l'OCDE non membres de l'UE	94.4
	OCDE Pacifique	OCDE Asie	68.9
		OCDE Océanie	62.1
Non-OCDE	Autres pays d'Amérique	Amérique latine	43.4
	Eurasie	Autres pays de l'UE	75.5
		Autres pays d'Eurasie	53.0
	Moyen-Orient et Afrique	Moyen Orient et Afrique du Nord	37.6
		Autres pays d'Afrique	14
	Autres pays d'Asie	Chine	46.6
		Inde	14.0
		Autres pays d'Asie non membres de l'OCDE	21.4

Source : base de données de l'OCDE pour les Perspectives mondiales des plastiques, https://doi.org/10.1787/34b0a3b7-fr.

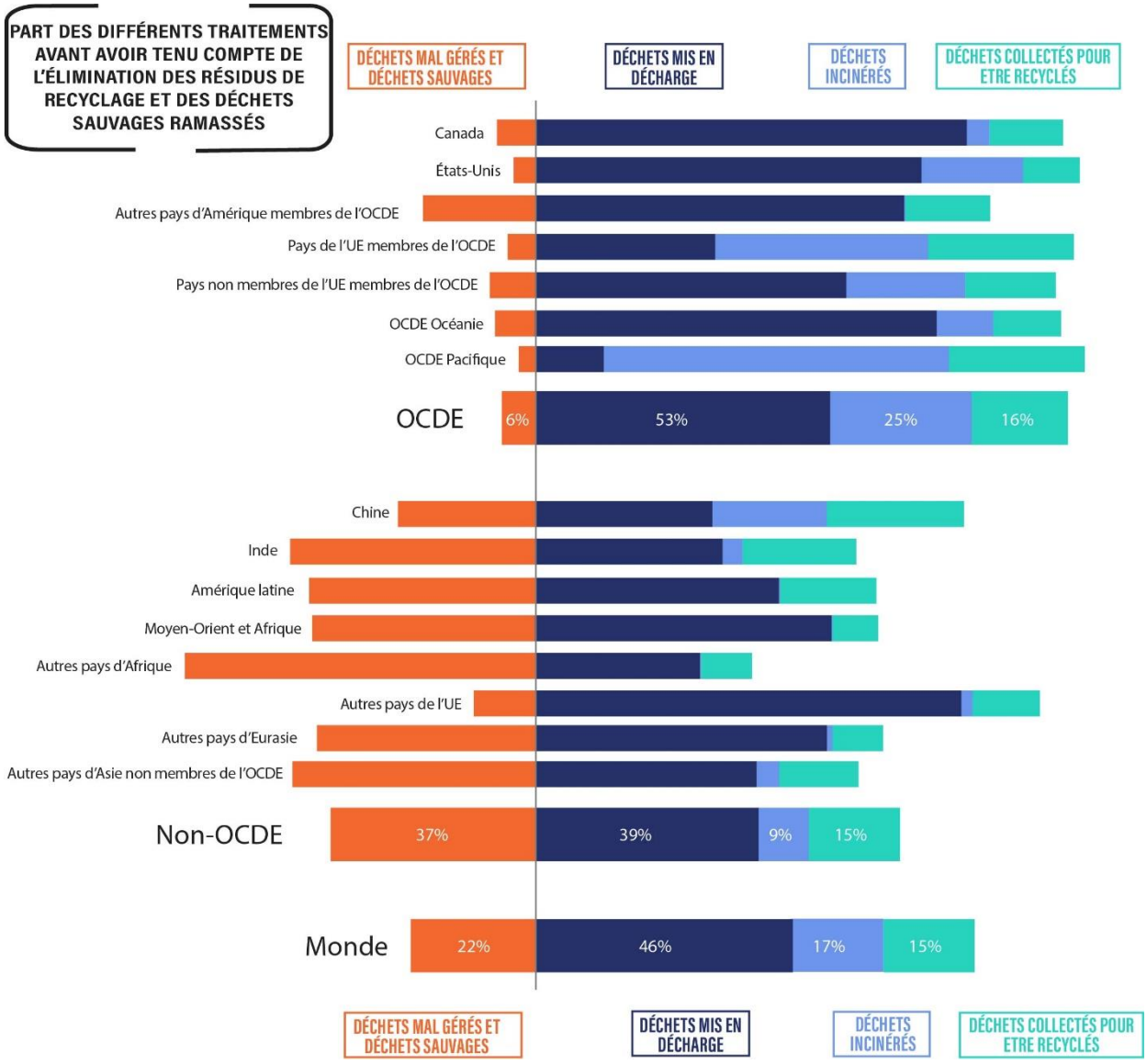
2.4. La gestion des déchets plastiques est de qualité variable d'un pays à l'autre

Ce qu'il advient des plastiques en fin de vie dépend des capacités de gestion des déchets et des réglementations locales. Comme l'illustre le Graphique 2.1, la base de données des Perspectives mondiales des plastiques de l'OCDE distingue cinq catégories de traitement des déchets (recyclage, incinération, enfouissement, déchets mal gérés et déchets sauvages). Sur le Graphique 2.7, les déchets collectés pour être recyclés désignent les déchets plastiques qui sont collectés en vue d'être recyclés et qui produiront, après leur transformation, des plastiques secondaires. L'incinération désigne l'incinération dans une installation industrielle à la pointe de la technologie. Le troisième mode de gestion sûre des déchets est l'enfouissement en décharge contrôlée. Bien souvent, malheureusement, les déchets plastiques sont mal gérés. La catégorie des déchets mal gérés vise à quantifier les plastiques en fin de vie présents dans des zones dépourvues d'installations de pointe pour la collecte ou le traitement des déchets. Les déchets plastiques en question peuvent ne pas être collectés, être collectés mais ensuite déposés dans des décharges non contrôlées, ou être collectés pour être abandonnés dans l'environnement, par exemple directement dans la mer ou dans les eaux libres. Enfin, les déchets sauvages sont différents des déchets mal gérés, car l'abandon de déchets dans la nature n'est pas nécessairement corrélé à l'existence d'infrastructures de base pour la collecte et l'élimination des déchets. Cette catégorie regroupe à la fois les détritus, c'est-à-dire les emballages ou autres produits que les usagers abandonnent dans la nature, et les volumes de déchets plus importants que certains producteurs de plastiques abandonnent dans la nature dans l'objectif conscient de contourner la législation (déchets du bâtiment, par exemple). Les déchets sauvages peuvent soit être ramassés lors du balayage des rues et par d'autres actions de nettoyage, soit ne pas être ramassés et se répandre dans l'environnement. Il existe également des plastiques biodégradables qui peuvent être compostés au stade des déchets (European Bioplastics, 2019[22]) (chapitre 5), mais la Base de données des Perspectives mondiales des plastiques de l'OCDE ne compile pas de données sur cette catégorie en raison de son faible volume.

Dans la plupart des cas, les divergences des capacités de gestion des déchets s'expliquent par la réglementation, les caractéristiques géographiques et démographiques et d'autres variables. Dans les pays à faible revenu, le rythme de la croissance économique peut dépasser celui de l'amélioration des capacités de collecte et d'élimination, ce qui se traduit par une augmentation des volumes de déchets mal traités. En contrepartie, les pays à faible revenu ont généralement de faibles coûts de main-d'œuvre, qui font de la collecte et du tri manuels de haute qualité des déchets recyclables une option économiquement viable. Les pays peuvent donc être confrontés à différents défis en matière de gestion des déchets, en fonction de leur stade de développement économique (Graphique 2.7).

Graphique 2.7. Il y a davantage de déchets plastiques mal gérés que collectés pour être recyclés.

Part des plastiques traités par catégorie de gestion des déchets, avant pertes au recyclage, 2019



Source : Base de données des Perspectives mondiales des plastiques de l'OCDE, https://doi.org/10.1787/34b0a3b7-fr.

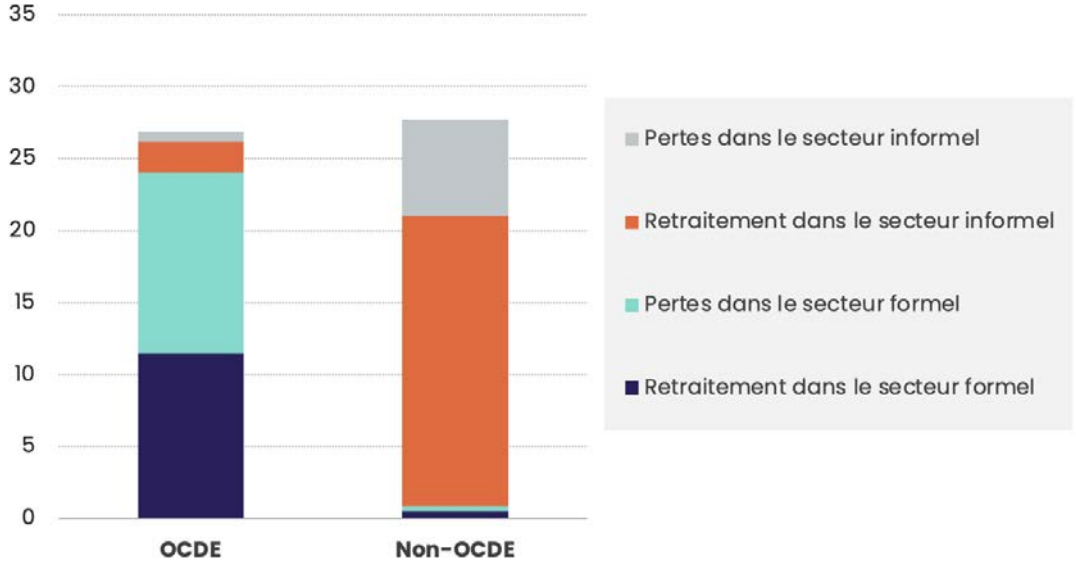
StatLink https://stat.link/71tlk5

En 2019, 15 % des déchets plastiques (55 Mt) dans le monde ont été collectés en vue d'être recyclés[7]. Les pays de l'Union européenne ainsi que la Chine, la Corée, l'Inde et le Japon affichent des taux de recyclage supérieurs à la moyenne. Les principaux facteurs favorables au recyclage en Europe, en Corée et au Japon sont l'existence de vastes installations de collecte séparée et les dispositifs de responsabilité élargie des producteurs (REP), qui imposent un devoir de recyclage aux producteurs de produits et d'emballages en plastique (chapitre 6). Dans d'autres régions du monde, le recyclage s'opère principalement sous l'impulsion de l'économie informelle, avec le souci de tirer parti de la valeur de certains plastiques (chapitre 4).

Les facteurs économiques régionaux sous-jacents non seulement déterminent les volumes de déchets plastiques collectés pour être recyclés mais ont aussi une incidence sur les pertes occasionnées durant le recyclage (Graphique 2.8). À l'échelle mondiale, presque 40 % des plastiques collectés en vue d'être recyclés (soit près de 22 Mt) sont perdus au cours du processus de recyclage et rejoignent les rangs des déchets incinérés, mis en décharge ou mal gérés. En particulier, lorsque les systèmes formels de collecte de déchets sont financés par l'État et gratuits pour les usagers, ils récupèrent généralement de grandes quantités de plastiques non recyclables et de matières non plastiques qu'il faut extraire. Ces matières plastiques sont comptabilisées comme des pertes au recyclage. Inversement, dans les systèmes informels, les ramasseurs de déchets ciblent de façon sélective les plastiques de valeur élevée au point de collecte, réduisant ainsi le volume perdu lors du nettoyage et du tri de manière à obtenir le prix maximum. Il existe donc des différences régionales importantes en matière de recyclage, tant en termes de volumes que de pratiques (voir chapitre 4 pour un exposé plus approfondi sur les pratiques de recyclage et les marchés des plastiques secondaires).

Graphique 2.8. Les volumes et les pertes en matière de recyclage formel et informel varient d'une région à l'autre.

Volume de déchets plastiques collectés à des fins de recyclage en Mt, 2019



Source : Base de données des Perspectives mondiales des plastiques de l'OCDE ; Cottom, Cook et Velis (2020[9]), "Spatio-temporal quantification of plastic pollution origins and transportation (SPOT)", https://plasticpollution.leeds.ac.uk/toolkits/spot.

En 2019, dans le monde, 60 Mt de déchets plastiques produits, 6 Mt de résidus de recyclage des plastiques et 1 Mt de déchets sauvages ramassés ont été incinérés dans des installations industrielles, tandis que 162 Mt de déchets produits, 11 Mt de résidus et 1 Mt de déchets sauvages ramassés ont été enfouis dans des décharges contrôlées. Le choix de l'incinération ou de la mise en décharge des déchets plastiques, en particulier les déchets municipaux solides, dépend des infrastructures historiques, de la réglementation, de la densité démographique locale et des coûts (Encadré 2.3). L'enfouissement en décharge contrôlée nécessitant de grandes surfaces de terrain, les pays et régions densément urbanisés tels que le Japon et l'Europe occidentale privilégient largement l'incinération. Cependant, étant donné que l'incinération contrôlée coûte presque trois fois plus cher que la mise en décharge, les pays et villes qui ont moins de contraintes d'espace continuent d'utiliser en priorité l'enfouissement en décharge contrôlée.

Encadré 2.3. Les effets de l'incinération sur l'environnement sont mitigés.

Une usine d'incinération de déchets est une installation industrielle dédiée au traitement thermique des déchets. Pour réduire au minimum les émissions potentiellement dangereuses, les usines les plus modernes intègrent de vastes systèmes de dépollution de l'air. Plusieurs technologies sont disponibles, mais les incinérateurs à grille mobile représentent plus de 93 % de la capacité mondiale en raison de leur aptitude à traiter des flux de déchets aux caractéristiques variées. L'incinération des déchets coûte cher – presque trois fois plus que la mise en décharge. Son principal avantage tient à ce qu'elle réduit le poids et le volume des déchets. En effet, les cendres restantes ne pèsent qu'environ 25 % du poids d'origine des déchets et le volume des déchets peut être réduit dans une proportion allant jusqu'à 90 %, ce qui amoindrit fortement les besoins d'enfouissement (Neuwahl et al., 2019[32]). Par conséquent, dans les mégalopoles et les zones urbanisées où les terrains sont rares et où le public s'oppose vigoureusement à la création de nouvelles décharges, l'incinération peut être une solution pour éliminer de grandes quantités de déchets.

Lorsque l'énergie libérée pendant l'incinération est récupérée, on parle de « valorisation énergétique des déchets ». Les installations de valorisation énergétique des déchets non triés les plus modernes sont capables de récupérer 25 % environ de l'énergie contenue dans les déchets sous forme d'électricité, alors que les installations plus anciennes en récupèrent beaucoup moins (Lombardi, Carnevale et Corti, 2015[33] ; Pavlas et al., 2011[34]). Il est en outre possible d'accroître l'efficacité énergétique de ces installations en récupérant la chaleur produite pour l'utiliser dans les processus industriels ou les zones résidentielles des environs. Néanmoins, en raison de la nature des matières premières et des priorités opérationnelles, les usines d'incinération de déchets peuvent avoir un rendement énergétique sensiblement inférieur à celui des installations de production d'énergie au charbon ou au gaz (Pavlas et al., 2011[34] ; Colmenar-Santos et al., 2018[35]). Les usines européennes sont celles qui récupèrent le plus d'énergie par tonne de déchets municipaux solides. Cela s'explique par une combinaison de mesures réglementaires et d'incitations financières et par la composition des déchets incinérés. En effet, les modes de vie et la pratique du tri aidant, les déchets non triés en Europe ont un pouvoir calorifique plus élevé, car ils contiennent moins de matières organiques (humides) qu'ailleurs.

Il existe environ 2 450 usines d'incinération des déchets en activité dans le monde. Au total, ces usines ont traité de l'ordre de 400 Mt de déchets municipaux solides et autres flux de déchets en 2019. Les incinérateurs de déchets sont fortement concentrés dans les pays de l'OCDE et en Chine. La Corée et le Japon disposent de nombreux petits incinérateurs d'une capacité moyenne d'environ 60 000 tonnes, contre environ 200 000 tonnes dans les pays européens de l'OCDE et près de 400 000 tonnes aux États-Unis et en Chine.

Ecoprog (2020[36]) s'attend à ce que les capacités mondiales augmentent de plus de 3 % par an au cours de la prochaine décennie, mais avec des différences marquées entre les régions. La croissance interviendra presque exclusivement en Chine et dans les pays d'Asie non membres de l'OCDE. Des

pays européens de l'OCDE tels que le Royaume-Uni ou la Pologne mettront en service des capacités supplémentaires, mais la croissance globale devrait être faible. En Corée et au Japon, la fermeture progressive de petits incinérateurs non rentables entraînera une légère baisse de la capacité totale. Le marché aux États-Unis et au Canada devrait rester stable. De nombreux projets de construction d'incinérateurs de déchets en dehors de ces régions sont à l'étude, mais par le passé, les projets de ce type ont été abandonnés en raison de problèmes financiers, d'incertitudes liées au cadre juridique, de la résistance du public et du manque d'expertise locale. Par conséquent, la croissance en Afrique et en Amérique latine devrait être modeste au cours de la prochaine décennie mais pourrait s'accélérer ensuite sous l'effet de la croissance de la population et des mégalopoles.

Les incinérateurs de déchets servent généralement à traiter des déchets non triés, qui comprennent des plastiques. Les effets de l'incinération des déchets (plastiques) sur l'environnement sont ambigus. Les avantages induits par la valorisation énergétique des déchets sont contrebalancés par les impacts environnementaux liés aux cendres, aux émissions résiduelles et aux gaz à effet de serre (Dijkgraaf et Vollebergh, 2004[37] ; Dubois, 2013[38]). La plupart des études concluent que l'impact global sur l'environnement de l'incinération des déchets avec valorisation énergétique est meilleur que celui de la mise en décharge, mais pire que celui du recyclage (Lazarevic et al., 2010[39] ; Civancik-Uslu et al., 2021[40]). L'incinération détruit également les matériaux qui pourraient alimenter l'économie circulaire, qui vise à boucler la boucle des matières et à préserver la valeur maximale des matières au long de différents cycles. Autre inconvénient de l'incinération, les installations ont une haute intensité capitalistique, ce qui incite les opérateurs à les exploiter au maximum de leurs capacités. Par conséquent, les investissements à grande échelle dans l'incinération des déchets pourraient conduire à un « verrouillage » de ces infrastructures pour de nombreuses années et donc à une concurrence entre les secteurs de l'incinération et du recyclage pour l'accès aux matières premières (PNUE, 2019[41]). Cela vaut en particulier pour les investissements liés à la récupération de chaleur et aux réseaux de chauffage central urbain. Pour accélérer la transition vers l'économie circulaire, il y aura lieu de remplacer progressivement l'incinération des déchets par le recyclage et la prévention des déchets.

Dans de nombreux pays émergents, le manque de capacités techniques, la mauvaise gouvernance et l'insuffisance des ressources financières à l'échelon des municipalités entravent grandement l'amélioration des pratiques de gestion des déchets. Les déchets mal gérés forment une vaste catégorie. Ils comprennent les déchets qui n'ont pas été collectés et sont par conséquent « autogérés » par leurs producteurs, qui les abandonnent sur terre, dans les cours d'eau ou les lacs, ou les brûlent à ciel ouvert de façon incontrôlée. Cette catégorie comprend également des déchets qui ont été collectés pour être ensuite laissés dans des décharges non contrôlées où l'on ne prend pas suffisamment de précautions pour empêcher les interactions entre les déchets et l'environnement naturel ou les récepteurs humains. Ces pratiques ont cours principalement dans les pays en développement, mais se rencontrent également dans des économies plus matures.

De l'ordre de 79 Mt (73 Mt de déchets, 5 Mt de résidus de recyclage et 1 Mt de déchets sauvages ramassés) font l'objet d'une mauvaise gestion chaque année au niveau mondial. D'après les estimations, près de 43 % de ce volume (34 Mt) sont captés à l'intérieur de décharges sauvages où la dégradation et l'interaction avec l'environnement sont proches de zéro. Un tiers (26 Mt) est brûlé à ciel ouvert de façon incontrôlée. Les responsables sont le plus souvent des ménages qui doivent gérer leurs déchets car ils ne disposent pas de services de collecte, mais cette pratique peut aussi avoir lieu dans des dépotoirs où les déchets sont brûlés délibérément à des fins de réduction de volume ou de récupération de métaux précieux. Les déchets peuvent également prendre feu lors d'incendies accidentels ou spontanés. On considère que le reste est rejeté dans les milieux terrestres et aquatiques (section 2.5 et Annexe A). Plus précisément, l'Université de Leeds (Encadré 2.4) estime que 10 % environ des déchets mal gérés sont abandonnés directement sur terre en l'absence de système formel de collecte des déchets, tandis que d'autres voies importantes de rejet incluent les déchets déversés directement dans les milieux aquatiques,

les résidus de recyclage abandonnés dans la nature, les pertes des décharges non contrôlées et les pertes lors de la collecte et du transport.

Les déchets sauvages représentent une forme particulière de gestion inadéquate des déchets, qui reste malheureusement un problème auquel sont confrontés tous les pays, même les économies matures. En 2019, plus de 4 Mt de déchets sauvages ont été générés dans le monde. Selon les estimations, 3 Mt de ces déchets ont été collectés lors du balayage des rues ou par d'autres moyens en vue de leur élimination dans un incinérateur industriel ou une décharge, environ 1 Mt ont été collectés mais ensuite brûlés à ciel ouvert ou envoyés dans des décharges non contrôlées et 1 Mt n'ont pas été collectés et ont probablement été abandonnés dans l'environnement (section 2.5 et Annexe A). Cependant, comme l'ont souligné Boucher et al. (2020[42]), les déchets non ramassés sont particulièrement difficiles à mesurer.

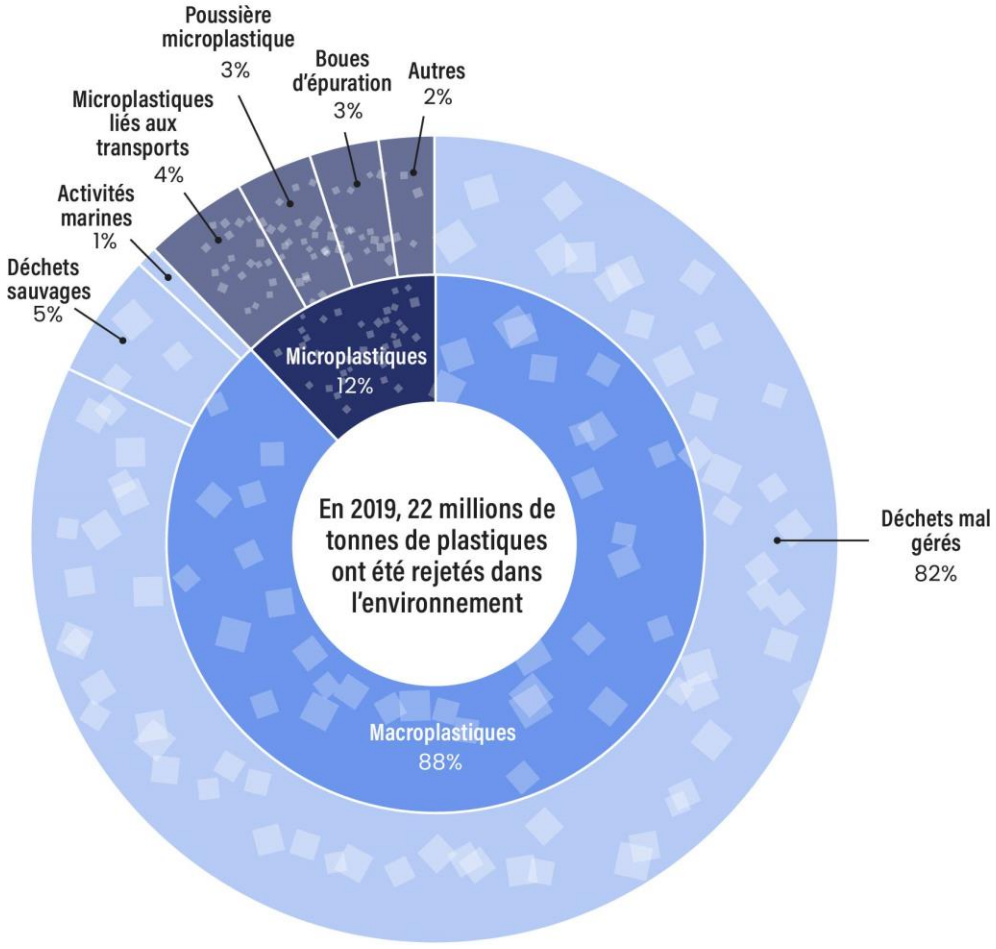
2.5. Le volume de plastiques rejetés est non négligeable

Des éléments attestent que les plastiques sont désormais rejetés dans tous les grands bassins océaniques, les plages, les cours d'eau, les lacs, les milieux terrestres et même des régions reculées comme l'Arctique et l'Antarctique (OCDE, 2021[43] ; Eriksen et al., 2014[44]). L'axe de recherche qui vise à quantifier le volume de plastiques rejetés est relativement récent, mais après un article fondateur de Jambeck et al. (2015[14]), plusieurs autres études ont proposé des modèles et des estimations. Certains chercheurs se sont attachés à quantifier le volume de déchets plastiques dans le monde (Geyer, Jambeck et Law, 2017[1]), tandis que d'autres ont aussi tenté de comprendre la répartition géographique et spatiale des déchets plastiques qui sont produits et mal gérés (Lebreton et Andrady, 2019[15]). D'autres études se sont concentrées sur les rejets dans l'environnement (Ryberg et al., 2019[3] ; Borrelle et al., 2020[45] ; Lau et al., 2020[46] ; Law et al., 2020[47]). Malgré ces efforts, il est urgent d'améliorer la compréhension des déterminants et de la dynamique des rejets de plastiques et d'harmoniser les méthodes d'évaluation existantes (Encadré 2.4).

Les rejets dans l'environnement (terrestre et aquatique) sont estimés à 22 Mt pour l'année 2019 (Graphique 2.9)[8]. Cependant, du fait de la diversité des sources et des types de plastiques rejetés dans l'environnement ainsi que de la nature involontaire de ces rejets, de grandes incertitudes entourent chacune des catégories de rejets de plastiques. Il s'agit en outre d'une estimation prudente, car seules les sources de rejets connues sur lesquelles on dispose de données suffisantes ont été quantifiées.

Graphique 2.9. À l'échelle mondiale, les rejets de macro- et microplastiques dans l'environnement sont estimés à 22 Mt

Pourcentage du total des rejets de plastiques dans l'environnement, 2019



Source : Base de données des Perspectives mondiales des plastiques de l'OCDE, , https://doi.org/10.1787/34b0a3b7-fr.

Comme il existe de nombreux types et sources de rejets de plastiques, les rejets sont généralement regroupés en macroplastiques et microplastiques. Les macroplastiques englobent les éléments reconnaissables tels que les détritus et les emballages, tandis que les microplastiques sont des polymères synthétiques solides de moins de 5 mm de diamètre (OCDE, 2021[43]). Les microplastiques sont ensuite classés en microplastiques primaires et secondaires. Les microplastiques primaires sont des plastiques dont le diamètre est inférieur à 5 mm par conception, tels que les agents de gommage cosmétiques et les applications biomédicales, ainsi que les granulés de plastique rejetés accidentellement lors de la production ou de la manipulation. Par comparaison, les microplastiques secondaires sont des microplastiques issus de la fragmentation de plastiques plus grands, et ils se divisent en deux catégories : 1) ceux qui se forment pendant la phase d'utilisation des produits, tels que les microplastiques issus de l'abrasion des pneus et les microfibres synthétiques des vêtements et autres produits textiles ; 2) ceux qui proviennent de la dégradation et de la fragmentation des macroplastiques abandonnés dans l'environnement. La taille des articles ou des particules de plastique peut influer, entre autres, sur leur transport dans l'environnement, leur lieu de dépôt et leurs taux de dépôt.

Encadré 2.4. État actuel des estimations de l'ampleur du problème des rejets de plastiques

La quantification des rejets de plastiques étant un domaine d'étude relativement récent, les études diffèrent en matière de portée, de méthodologie et d'hypothèses. La diversité des méthodes permet d'obtenir un aperçu plus complet des plastiques, chaque étude se concentrant sur un aspect différent du problème. Cependant, précisément parce que les méthodologies diffèrent, les résultats des études antérieures divergent et sont difficilement comparables. Par exemple, d'après Jambeck et al. (2015[48]), la quantité de plastiques rejetés dans l'océan chaque année s'établirait entre environ 5 et 13 Mt. Pour leur part, Lebreton et al. (2017[49]) estiment qu'entre 1.2 et 2.4 Mt de plastiques se déversent des cours d'eau dans l'océan, tandis que Lau et al. (2020[46]) estiment les rejets dans l'environnement à une fourchette d'environ 22 à 39 Mt, 38 % environ étant déversés dans l'eau. Borrelle et al. (2020[45]) estiment qu'à peu près 19 à 23 Mt sont déversées dans les milieux aquatiques. Ces estimations reposent sur des années de référence, des définitions, des estimations de l'utilisation des plastiques et des méthodologies différentes, ce qui limite leur comparabilité.

La base de données des Perspectives mondiales des plastiques de l'OCDE complète les études publiées en livrant une vue d'ensemble des quantités de plastiques présentes aux différentes étapes de leur cycle de vie (section 0). Afin d'intégrer les estimations des rejets de plastiques dans la base de données et d'améliorer la comparabilité des résultats des méthodologies existantes, l'OCDE a collaboré avec trois groupes de recherche : 1) une équipe de l'Université technique du Danemark (DTU), qui a dirigé les recherches qui sous-tendent l'étude de Ryberg et al. (2019[3]) 2) des experts de l'Université de Leeds, qui ont participé à l'étude de Lau et al. (2020[46]) 3) Laurent Lebreton, qui a rédigé des articles de recherche sur la production de déchets plastiques et leurs rejets (Lebreton et al., 2017[49] ; Lebreton et Andrady, 2019[15] ; Lebreton, Egger et Slat, 2019[50]) et a contribué à l'estimation des rejets figurant dans les travaux de Borrelle et al (2020[45]). Ces experts ont affiné et personnalisé leurs approches analytiques (Annexe A) pour tirer le meilleur parti des informations de la base de données des Perspectives mondiales des plastiques de l'OCDE sur l'utilisation des plastiques et les déchets plastiques. Le Tableau 2.6 montre que les approches complémentaires adoptées par ces trois groupes de recherche couvrent les principaux aspects des rejets de plastiques.

Tableau 2.6. Il est nécessaire d'adopter une approche complémentaire pour mieux appréhender les différents aspects des rejets de plastiques.

	Macroplastiques			Microplastiques	
	Devenir des flux de déchets mal gérés	Rejets dans l'environnement (milieux terrestres et aquatiques)	Rejets dans les milieux aquatiques (cours d'eau et océan)	Transport et dégradation dans les milieux aquatiques	Vue d'ensemble de différentes catégories
DTU		●			●
Laurent Lebreton			●	●	
Univ. de Leeds	●	●	●		

La combinaison des différentes approches adoptées a permis d'obtenir des informations essentielles. Cependant, le manque de données empiriques permettant de valider la modélisation signifie que ces estimations demeurent incertaines. Pour illustrer cette incertitude, le Tableau 2.7 indique les volumes de rejets de déchets mal gérés et de déchets sauvages et les limites supérieures et inférieures estimées, préparées pour les Perspectives mondiales des plastiques. La valeur retenue dans la base de données est la moyenne des rejets proposée par l'Université de Leeds (estimation basse) et la DTU (estimation haute) (voir Annexe pour de plus amples précisions). Les plages d'incertitude montrent qu'il est nécessaire de poursuivre les recherches pour mieux appréhender les défis actuels.

Tableau 2.7. Les volumes de rejets de plastiques sont conséquents malgré des estimations très incertaines.

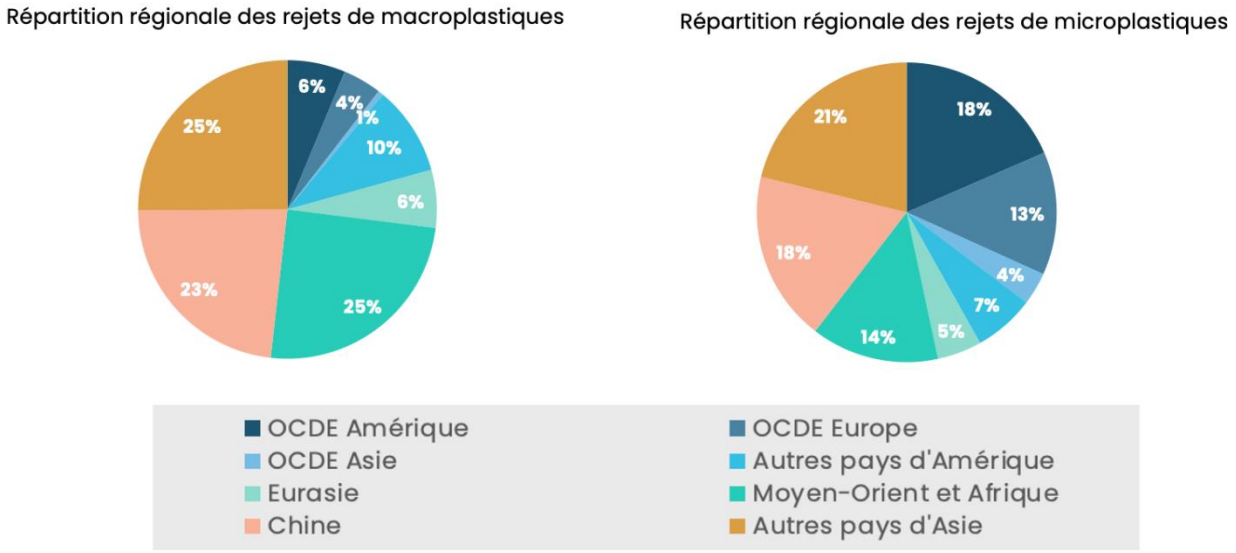
Compartiment	Rejets de déchets mal gérés et de déchets sauvages	Plages d'incertitude
Rejets dans l'environnement (milieux terrestres et aquatiques)	19 Mt	13 Mt [a] – 25 Mt [b]
Rejets dans les milieux aquatiques	6 Mt	4 Mt [a] – 9 Mt [c]

Note : (a) Estimation calculée par l'Université de Leeds, (b) estimation calculée par la DTU, (c) estimation calculée par Laurent Lebreton.
Source : Base de données des Perspectives mondiales des plastiques de l'OCDE, , https://doi.org/10.1787/34b0a3b7-fr.

En 2019, 19.4 Mt de macroplastiques ont été rejetés dans l'environnement, dont 11 % provenant des pays de l'OCDE (Graphique 2.10). Les principales sources de rejets sont les déchets plastiques municipaux et non municipaux mal gérés (18.1 Mt – Encadré 2.4). La deuxième source de rejets de macroplastiques par ordre d'importance est l'abandon de produits plastiques arrivés en fin de vie (1.1 Mt). La pêche et autres activités maritimes contribuent aussi dans une mesure considérable aux rejets de macroplastiques en raison des pertes ou abandons de filets en mer, de l'abrasion d'autres engins de pêche tels que les « dolly ropes » et de déchets autres que les filets (0.3 Mt). Les risques potentiels et la répartition régionale de ces émissions de débris soulignent combien il est urgent d'améliorer la gestion des déchets et des détritus dans le monde entier, et tout particulièrement dans les pays émergents. Il faut en outre réduire le volume de rejets dans le milieu marin dus à la pêche.

Graphique 2.10. Les rejets dans l'environnement sont élevés dans les pays émergents, en particulier les rejets de macroplastiques.

2019



Source : Base de données des Perspectives mondiales des plastiques de l'OCDE, , https://doi.org/10.1787/34b0a3b7-fr.

Ce sont au total 2.7 Mt de microplastiques qui ont été rejetées dans l'environnement en 2019, dont 35 % provenant des pays de l'OCDE. La principale source de rejets de microplastiques est le transport routier : l'abrasion des pneus (0.7 Mt), l'usure des freins (0.1 Mt) et l'érosion des marquages routiers (0.2 Mt). Deuxième groupe important de rejets de microplastiques, les « poussières » générées par l'abrasion des semelles de chaussures, l'usure de la peinture sur les surfaces intérieures et extérieures, les pertes dues

aux activités de construction et de démolition et la poussière de textiles ménagers (0.8 Mt au total). Les autres sources de microplastiques sont les pertes accidentelles de granulés primaires, c'est-à-dire les petits blocs de polymères prêts à être transformés en produits, au cours des processus de production, transport ou stockage (0.28 Mt), l'abrasion des pelouses artificielles destinées aux activités sportives et autres (0.05 Mt), l'usure des revêtements marins des navires (0.05 Mt), les fibres synthétiques perdues lors du lavage des textiles contenant des matières plastiques (0.01 Mt) et les microbilles ajoutées intentionnellement aux produits cosmétiques et d'hygiène à rincer, tels que les gommages, les shampooings ou les détergents (<0.01 Mt).

Des volumes supplémentaires de microplastiques peuvent pénétrer dans l'environnement lors de l'épandage des boues d'épuration sur les sols. Dans les stations d'épuration des eaux usées, les matières plastiques sont filtrées des eaux d'égout et concentrées dans les boues. Les boues servant fréquemment de compost pour les champs agricoles dans de nombreux pays, une partie des microplastiques capturés lors de l'épuration des eaux usées peut se retrouver dans l'environnement terrestre (Nizzetto, Futter et Langaas, 2016[51] ; OCDE, 2017[52]).

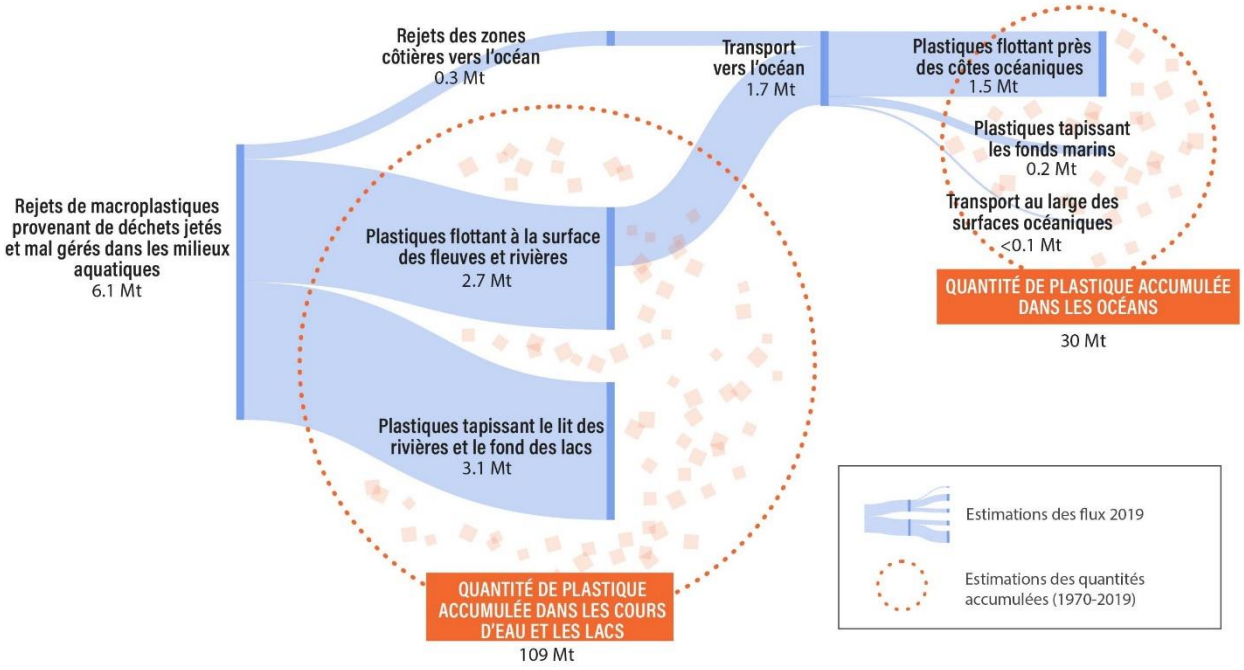
Cette étude inclut uniquement les sources d'émission pour lesquelles on disposait de données suffisantes. Or, de nombreuses autres mériteraient d'être prises en considération (par ex. les fibres synthétiques rejetées à d'autres stades du cycle de vie). De plus, la compréhension des facteurs qui influent sur les rejets de microplastiques est encore limitée, de même que la compréhension actuelle du devenir des microplastiques une fois qu'ils ont été rejetés dans l'environnement. Bien que des recherches supplémentaires soient nécessaires pour mettre au point une comptabilité détaillée des niveaux de pollution et des risques, des mesures peuvent d'ores et déjà être prises pour réduire les rejets de microplastiques (OCDE, 2021[43]).

2.5.1. Les plastiques pénètrent et s'accumulent dans les milieux aquatiques par des voies complexes

Le déplacement des plastiques dans l'environnement est un processus extraordinairement complexe, et la compréhension du comportement des plastiques rejetés dans la nature reste incomplète à ce jour. Les plastiques peuvent être transportés et rejetés dans trois types de milieu : terrestre, aquatique et atmosphérique. Lorsque les plastiques sont rejetés dans l'environnement, leurs déplacements sont déterminés par la taille, le poids et les caractéristiques des polymères qui les composent. Par exemple, les plastiques haute densité tels que le PVC ont tendance à rester aux abords de la source d'émission, tandis que les polymères moins denses tels que le PEBD peuvent être transportés sur de longues distances. Indépendamment de leur densité, les objets et articles en plastique peuvent être creux, emprisonnant de l'air qui leur permet de flotter. Leurs déplacements dépendent également des conditions météorologiques locales, de la géographie et de la présence d'obstacles tels que barrages et constructions. Ils peuvent aussi être influencés par des phénomènes extrêmes tels que les tremblements de terre, les tsunamis et les ouragans.

Comme le montre le Graphique 2.9, les déchets mal gérés et les déchets sauvages représentent la majeure partie des plastiques rejetés dans l'environnement. Pour étudier la quantité et la répartition spatiale des plastiques rejetés dans les milieux aquatiques, le choix a été fait de combiner les données sur les rejets de déchets mal gérés et de déchets sauvages dans l'environnement, présentées dans la section précédente, avec d'autres outils de modélisation prenant appui sur les travaux de Lebreton et al. (2019[50]) et Borrelle et al. (2020[45]). Cette méthodologie tient compte de la proximité des cours d'eau avec la source d'émission, de la présence de barrages et d'habitations et des activités économiques côtières (voir Annexe A pour de plus amples informations). Le Graphique 2.11 présente une vue très stylisée de l'accumulation et de la mobilité des macroplastiques dans les milieux aquatiques, même si de nombreuses inconnues subsistent.

Graphique 2.11. Les plastiques rejetés dans l'environnement s'accumulent dans les cours d'eau et rejoignent in fine l'océan.



Source : Base de données des Perspectives mondiales des plastiques de l'OCDE, , https://doi.org/10.1787/34b0a3b7-fr.

Une fois que les plastiques se retrouvent dans l'eau, leurs déplacements subissent l'influence d'un ensemble complexe de facteurs, parmi lesquels le vent, les régimes pluviométriques, le débit des cours d'eau et les courants océaniques. Les plastiques haute densité tels que le PET et le PVC ont tendance à s'enfoncer vers les niveaux inférieurs de la colonne d'eau, près du point d'entrée dans les cours d'eau ou les mers, tandis que les polymères faible densité (par ex. le PE et le PP) et les articles en plastique remplis d'air (par ex. les bouteilles) peuvent rester à flot et parcourir de longues distances. D'autres effets peuvent intervenir, comme la formation de biofilms à la surface des plastiques, qui augmentent leur densité globale et leur probabilité de couler au fond de l'eau (Schwarz et al., 2019[53] ; Tosin et al., 2012[54]). Les plastiques flottants qui atteignent l'océan ont tendance à s'agglomérer au sein de gyres, comme le Vortex de déchets du Pacifique Nord, sous l'effet de la convergence des courants marins (GESAMP, 2015[55]).

Les estimations des rejets dans les milieux aquatiques (6.1 Mt en 2019), et plus particulièrement dans l'océan (1.7 Mt en 2019) sont inférieures aux résultats de la plupart des études antérieures ayant estimé les rejets mondiaux dans les milieux aquatiques (Jambeck et al., 2015[48] ; Lau et al., 2020[46] ; Borrelle et al., 2020[45]) (Encadré 2.4). Outre le fait que ces estimations reposent sur des méthodologies différentes, deux ensembles d'hypothèses expliquent les différences observées.

Le premier concerne le devenir des déchets mal gérés. L'OCDE s'est appuyée sur une modélisation détaillée de la gestion des déchets, qui présuppose que plus d'un tiers des déchets et résidus plastiques mal gérés sont brûlés à ciel ouvert, soit sur place, soit dans une décharge non contrôlée – une pratique qui est néfaste pour l'environnement et doit être découragée. Cependant, elle réduit la quantité de plastiques susceptibles de se retrouver dans l'eau (Velis et Cook, 2021[56]). En outre, la modélisation de la gestion des déchets suppose que près de 44 % des déchets mal gérés soient enfouis au cœur de décharges non contrôlées, où ils resteront pendant des décennies, voire des siècles. Les rejets de substances dangereuses et la pollution des eaux souterraines sont des risques importants, mais, sauf incidents majeurs, les volumes de plastiques rejetés dans les eaux de surface sont faibles (Cook, 2020[57]). Ces deux hypothèses combinées impliquent que moins d'un quart des déchets plastiques mal gérés

peuvent se retrouver dans les milieux terrestres et aquatiques, une proportion inférieure à celle estimée par la plupart des autres études.

Le deuxième ensemble d'hypothèses pouvant expliquer les différences constatées concerne le déplacement des matières plastiques rejetées dans l'environnement. Selon les estimations établies dans le cadre de l'approche adoptée dans le présent rapport, environ 32 % d'entre elles se retrouvent dans les milieux aquatiques (le reste s'accumulant dans les milieux terrestres). D'autres études ont des valeurs plus élevées. Par exemple, Lau et al. (2020[46]) retiennent une proportion de 38 %. En outre, les estimations de l'OCDE concernant les rejets dans l'océan reposent sur une modélisation détaillée du déplacement et du stock de plastiques dans les cours d'eau (Meijer et al., 2021[58]). Le niveau projeté d'accumulation des plastiques dans les cours d'eau (109 Mt en 2019) ralentit leur déversement dans l'océan, ce qui conduit à court terme à des estimations plus faibles des rejets dans les mers et l'océan. Par conséquent, les volumes indiqués dans ce chapitre peuvent être considérés comme des estimations prudentes dans l'ensemble.

Une fois rejetés dans l'eau, les plastiques continuent de se transformer. Ils se dégradent lentement sous l'effet de l'exposition aux rayons UV, des différences de température et de l'abrasion physique. À mesure que le matériau s'altère, les macroplastiques se fragmentent en microplastiques, voire en nanoplastiques. Selon les estimations, en 2019, le volume de microplastiques issus de la dégradation de macroplastiques s'élevait à 0.15 Mt dans les cours d'eau et les lacs et à 0.10 Mt dans l'océan. La dégradation est plus marquée dans les cours d'eau et les lacs, car ces milieux contiennent les stocks de macroplastiques accumulés les plus importants. Dans l'océan, la dégradation se produit principalement près du rivage, où les plastiques subissent d'importants brassages dus aux vagues et aux courants (voir Annexe A pour de plus amples informations méthodologiques).

Par ailleurs, la flottabilité des plastiques se modifie à mesure qu'ils se dégradent, se fragmentent et s'encrassent. La majeure partie des plastiques fragmentés ont tendance à se stabiliser sous la surface de l'océan pour finalement rejoindre les sédiments, considérés comme un réceptacle final des débris plastiques. Ce constat est appuyé par le fait que les microplastiques sont beaucoup moins nombreux à la surface de la mer que les macroplastiques plus grands (Eriksen et al., 2014[44]). Selon certaines estimations, plus de 90 % des plastiques qui pénètrent dans l'océan finissent leur parcours dans les sédiments et dans les niveaux inférieurs de la colonne d'eau océanique (GESAMP, 2015[55]). Les macroplastiques se maintiennent sans doute plus longtemps à la surface. Des recherches ont montré que de vastes portions des débris plastiques prélevés à la surface de l'océan dataient de plusieurs décennies (Lebreton, Egger et Slat, 2019[50]). Les vagues et les courants puissants du littoral peuvent faire voyager longtemps les plastiques au-dessus et en dessous de la ligne de flottaison avant que les débris n'atteignent la haute mer. Des recherches supplémentaires seront nécessaires pour améliorer la compréhension de la dynamique des plastiques dans les milieux aquatiques et mettre au jour des moyens efficaces de prévenir ou éliminer les risques.

2.5.2. Les microplastiques issus du transport routier peuvent polluer l'air sur de vastes zones

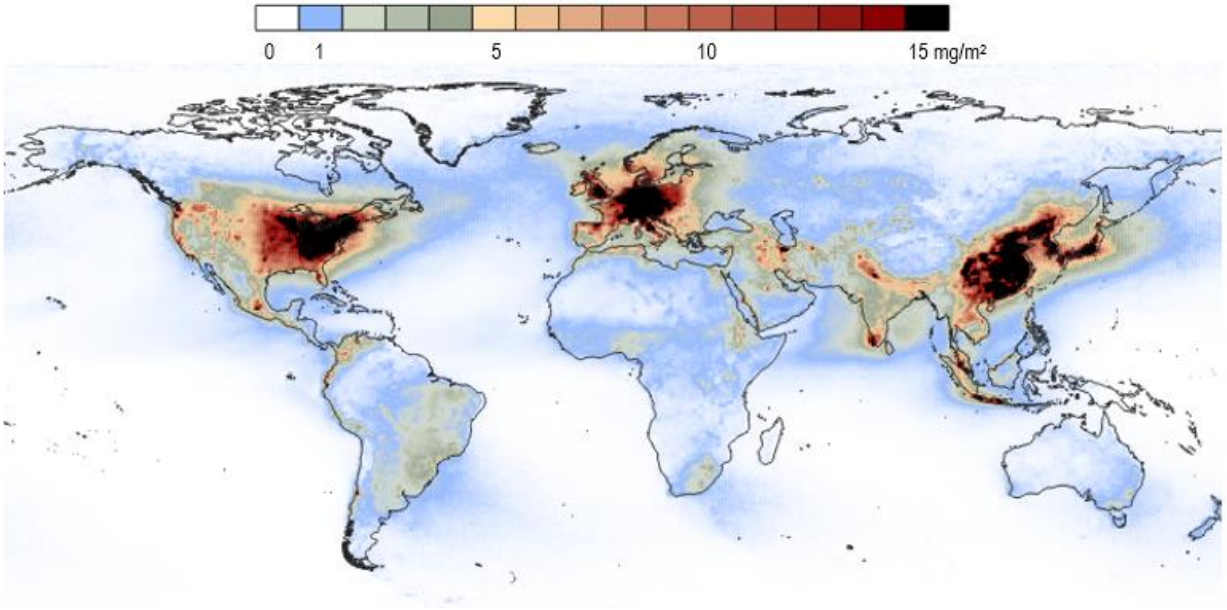
Le transport routier, et en particulier l'usure des pneus et des plaquettes de frein, est l'une des principales sources de pollution de l'air par les microplastiques. En 2019, à l'échelle mondiale, les émissions atmosphériques générées par les pneus étaient 16 fois plus importantes que celles dues aux freins, mais ces derniers sont responsables d'une part plus importante des émissions de particules fines ($PM_{2.5}$, c'est-à-dire les particules de moins de 2.5 µm de diamètre), qui peuvent avoir des effets plus graves sur la santé (Evangeliou et al., 2020[59] ; OCDE, 2020[60]). Les émissions de microplastiques liées au transport routier sont concentrées dans les grandes agglomérations urbaines, notamment l'Est de l'Amérique du Nord, l'Europe continentale et l'Asie du Nord-Est (Graphique 2.12).

Si la majeure partie des émissions de microplastiques ont tendance à rester à proximité de leur source, où elles entraînent une hausse des concentrations de particules au niveau du sol, certaines particules

peuvent parcourir de longues distances en fonction du lieu et des conditions atmosphériques (Graphique 2.12). On a trouvé des dépôts importants de microplastiques dans des régions éloignées (Evangeliou et al., 2020[59]), y compris des zones montagneuses ainsi que l'Arctique (Allen et al., 2019[61] ; Lusher et al., 2015[62]). Dans l'Arctique, l'absorption de la lumière par les particules issues de l'usure des pneus peut provoquer un réchauffement atmosphérique accéléré, ce qui peut avoir des conséquences sur l'équilibre climatique planétaire (OCDE, 2021[63]).

Graphique 2.12. C'est dans les zones densément urbanisées que la pollution de l'air par les microplastiques issus du transport routier est la plus élevée

Dépôts totaux de particules en suspension provenant des pneus et des freins en 2019, mg/m^3



Note : La carte représente les dépôts totaux de PM_{10} (particules de moins de 10 µm de diamètre) en suspension, qui comprennent également les particules de plus petite taille (PM_1 et $PM_{2.5}$).
Source : base de données de l'OCDE pour les Perspectives mondiales des plastiques.

Les politiques publiques peuvent permettre de réduire les émissions de microplastiques issus des transports en réduisant le volume d'émissions des véhicules et le nombre total de kilomètres parcourus par ces derniers (OCDE, 2020[60]). Voici quelques exemples de mesures d'atténuation envisageables : encourager la production de véhicules plus légers, réglementer la composition des pneus, ou encore réduire le nombre de véhicules-kilomètres parcourus par le biais de mesures telles que la réglementation de l'accès des voitures aux zones urbaines et la promotion des transports en commun, de la marche et du vélo pour les déplacements en ville. Les décideurs devraient également accorder une attention prioritaire à l'amélioration des connaissances sur l'ampleur et l'impact des émissions de particules dues au transport routier mais ne provenant pas des gaz d'échappement et sur l'efficacité des mesures d'atténuation possibles. Des méthodes normalisées sont nécessaires pour mesurer les émissions particulaires hors échappement et pour mieux comprendre en quoi divers facteurs (par ex. les caractéristiques des véhicules) influent sur la quantité de particules hors échappement rejetées.

2.6. Les rejets de plastiques ont de multiples conséquences sur les plans environnemental, sanitaire et économique

L'utilisation omniprésente des plastiques, conjuguée à une mauvaise gestion des déchets en fin de vie, ont entraîné des rejets persistants et généralisés de matières plastiques. La longévité des plastiques est particulièrement préoccupante. Par exemple, selon certaines estimations, les demi-vies des produits en plastique à usage unique tels que les sacs plastiques en PEBD et les bouteilles de lait en PEHD pourraient être comprises entre 5 et 250 ans sur terre et entre 3 et 58 ans dans les milieux marins (Chamas et al., 2020[64]). D'un autre côté, les tuyaux en PEHD ont besoin de plusieurs milliers d'années pour se dégrader complètement, avec une demi-vie estimée de 1 200 ans (Chamas et al., 2020[64]).

Dans les milieux aquatiques, les atteintes à la faune marine les plus visibles sont l'enchevêtrement des organismes marins dans les débris plastiques flottants et l'augmentation de la mortalité d'espèces marines telles que les moules, les tortues, les poissons et les oiseaux de mer due à l'ingestion de macro- et microplastiques. On sait qu'au moins 690 espèces sauvages et les récifs coralliens sont affectés (Gall et Thompson, 2015[65]). Néanmoins, les effets négatifs des plastiques pourraient aller au-delà de ces impacts de premier ordre. Des microplastiques ont été trouvés dans l'appareil digestif de plusieurs espèces de moules et de poissons destinés à la consommation humaine (Lusher, Hollman et Mendoza-Hill, 2017[66]). C'est pourquoi l'ingestion de fruits de mer contaminés par des microplastiques est également perçue comme un facteur d'exposition potentiellement important pour les humains.

La contamination par les microplastiques ne se limite pas aux milieux marins – elle est également attestée dans les milieux d'eau douce et terrestres ainsi que dans les aliments et les boissons tels que l'eau du robinet, l'eau en bouteille et la bière (Kosuth, Mason et Wattenberg, 2018[67] ; Mintenig et al., 2019[68]). Les êtres humains sont également exposés aux microplastiques par l'inhalation de particules et de fibres en suspension dans l'air, et des microplastiques ont été signalés à la fois en intérieur et en extérieur. (Gasperi et al., 2017[69] ; Allen et al., 2019[61]). L'impact des microplastiques en suspension dans l'air sur la santé humaine a été étudié en particulier dans le contexte de l'exposition aux émissions liées au trafic routier hors échappements (Graphique 2.12).

Les plastiques peuvent également exercer la fonction de réceptacles et de moyens de transport pour les produits chimiques et les polluants organiques persistants, qui s'accumulent à la surface des plastiques présents dans l'eau de mer. Parmi les produits chimiques adsorbés présents sur les débris de plastique prélevés, on a trouvé des PCB, des HAP, du DDE (produit de dégradation du DDT) et des métaux à l'état de traces (Engler, 2012[70] ; Teuten et al., 2007[71])[9]. La fragmentation du plastique peut accentuer le lessivage de substances chimiques dans le milieu environnant. Les nanoplastiques sont particulièrement préoccupants, car leur petite taille leur permet de pénétrer dans les tissus ou les cellules (SAPEA, 2019[72]).

Qui plus est, les rejets de plastiques en milieu marin engendrent des coûts économiques substantiels pour les populations côtières en raison de leurs effets négatifs potentiels sur la pêche et le tourisme. Les plastiques peuvent compromettre la durabilité des zones de pêche, tandis que les rejets de plastiques sur les plages éloignent les visiteurs, mettant en péril les ressources financières des populations locales tributaires du tourisme. D'après les estimations de Beaumont et al. (2019[73]), le coût économique annuel de la perte de services écosystémiques marins s'élève à environ 3 300 USD par tonne de plastiques marins chaque année.

Un défi important posé par la présence des plastiques dans l'environnement est l'incertitude considérable qui entoure l'ampleur des dommages. Premièrement, les connaissances sur les liens entre plastiques, santé et biosphère sont encore très lacunaires. Deuxièmement, il existe de nombreuses incertitudes concernant la quantité de matières plastiques qui pénètrent dans l'environnement et leur accumulation. Mais au bout du compte, l'estimation du volume exact des rejets de plastiques est secondaire par rapport au message intrinsèque délivré par toutes ces études : les rejets de plastiques sont un problème environnemental majeur, qui ne fait que s'aggraver. La longévité des plastiques est telle que les effets des

rejets de plastiques observés à l'heure actuelle pourraient fortement s'amplifier à l'avenir, entraînant des dommages supplémentaires potentiellement irréversibles à long terme. Pour les responsables des politiques et autres décideurs de la société, il est urgent d'agir.

Références

Aguiar, A. et al. (2019), « The GTAP Data Base: Version 10 », *Journal of Global Economic Analysis*, vol. 4/1, pp. 1-27, https://doi.org/10.21642/jgea.040101af. [6]

AIE (2018), *The future of petrochemicals: Towards more sustainable plastics and fertilisers*, Agence internationale de l'énergie, Paris, https://doi.org/10.1787/9789264307414-en. [2]

Akanuma, Y., S. Selke et R. Auras (2014), « A preliminary LCA case study: comparison of different pathways to produce purified terephthalic acid suitable for synthesis of 100 % bio-based PET », *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 19/6, pp. 1238-1246, https://doi.org/10.1007/s11367-014-0725-2. [28]

Allen, S. et al. (2019), « Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment », *Nature Geoscience*, vol. 12/5, pp. 339-344, https://doi.org/10.1038/s41561-019-0335-5. [61]

Beaumont, N. et al. (2019), « Global ecological, social and economic impacts of marine plastic », *Marine Pollution Bulletin*, vol. 142, pp. 189-195, https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.03.022. [73]

Borrelle, S. et al. (2020), « Predicted growth in plastic waste exceeds efforts to mitigate plastic pollution », *Science*, vol. 369/6510, pp. 1515-1518, https://doi.org/10.1126/science.aba3656. [45]

Boucher, J. et al. (2020), *The marine plastic footprint*, UICN, Union internationale pour la conservation de la nature, https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2020.01.en. [42]

Brizga, J., K. Hubacek et K. Feng (2020), « The Unintended Side Effects of Bioplastics: Carbon, Land, and Water Footprints », *One Earth*, vol. 3/1, pp. 45-53, https://doi.org/10.1016/j.oneear.2020.06.016. [23]

Broeren, M. et al. (2017), « Environmental impact assessment of six starch plastics focusing on wastewater-derived starch and additives », *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 127, pp. 246-255, https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.09.001. [30]

Chamas, A. et al. (2020), « Degradation Rates of Plastics in the Environment », *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, vol. 8/9, pp. 3494-3511, https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.9b06635. [64]

Château, J., R. Dellink et E. Lanzi (2014), « An Overview of the OECD ENV-Linkages Model : Version 3 », *Documents de travail de l'OCDE sur l'environnement*, n° 65, Éditions OCDE, Paris, https://doi.org/10.1787/5jz2qck2b2vd-en. [5]

Chen, G. et M. Patel (2011), « Plastics Derived from Biological Sources: Present and Future: A Technical and Environmental Review », *Chemical Reviews*, vol. 112/4, pp. 2082-2099, https://doi.org/10.1021/cr200162d. [31]

Chruszcz, A. et S. Reeve (2018), « Composition of plastic waste collected via kerbside. Banbury, Royaume-Uni : W. a. R. A. P. (WRAP) », https://wrap.org.uk/sites/default/files/2020-10/WRAP-Composition%20of%20Plastic%20Waste%20Collected%20via%20Kerbside%20v2.pdf. [10]

Civancik-Uslu, D. et al. (2021), « Moving from linear to circular household plastic packaging in Belgium: Prospective life cycle assessment of mechanical and thermochemical recycling », *Resources Conservation and Recycling*, vol. 171, p. 105633, https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2021.105633. [40]

Colmenar-Santos, A. et al. (2018), « Technological improvements in energetic efficiency and sustainability in existing combined-cycle gas turbine (CCGT) power plants », *Applied Energy*, vol. 223, pp. 30-51, https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2018.03.191. [35]

Cook, E. (2020), *Global review on safer end of engineered life.*. [57]

Cottom, J., E. Cook et C. Velis (2020), « Spatio-temporal quantification of plastic pollution origins and transportation (SPOT) » University of Leeds, Royaume-Uni, https://plasticpollution.leeds.ac.uk/toolkits/spot/. [9]

Dijkgraaf, E. et H. Vollebergh (2004), « Burn or bury? A social cost comparison of final waste disposal methods », *Ecological Economics*, vol. 50/3-4, pp. 233-247, https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2004.03.029. [37]

Dubois, M. (2013), « Towards a coherent European approach for taxation of combustible waste », *Waste Management*, vol. 33/8, https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.03.015. [38]

Ecoprog (2020), *Waste to Energy 2020/2021*, https://www.ecoprog.com/fileadmin/user_upload/extract_market_report_WtE_2020-2021_ecoprog.pdf (consulté le 26 mai 2021). [36]

Engler, R. (2012), « The Complex Interaction between Marine Debris and Toxic Chemicals in the Ocean », *Environmental Science & Technology*, vol. 46/22, pp. 12302-12315, https://doi.org/10.1021/es3027105. [70]

Eriksen, M. et al. (2014), « Plastic Pollution in the World's Oceans: More than 5 Trillion Plastic Pieces Weighing over 250,000 Tons Afloat at Sea », *PLOS ONE*, vol. 9/12, p. e111913, https://doi.org/10.1371/journal.pone.0111913. [44]

European Bioplastics (2019), *Bioplastics market data 2019 - Global production capacities of bioplastics 2019-2024*. [22]

Evangeliou, N. et al. (2020), « Atmospheric transport is a major pathway of microplastics to remote regions », *Nature Communications*, vol. 11/1, p. 3381, https://doi.org/10.1038/s41467-020-17201-9. [59]

Franklin Associates (2018), *Life cycle impacts of plastic packaging compared to substitutes in the United States and Canada: Theoretical substitution analysis*, https://www.americanchemistry.com/better-policy-regulation/plastics/resources/life-cycle-impacts-of-plastic-packaging-compared-to-substitutes-in-the-united-states-and-canada. [20]

Gall, S. et R. Thompson (2015), « The impact of debris on marine life », *Marine Pollution Bulletin*, vol. 92/1-2, pp. 170-179, https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.12.041. [65]

Gasperi, J. et al. (2017), « Microplastics in air: Are we breathing it in? », *Current Opinion in Environmental Science & Health*, vol. 1, pp. 1-5, https://doi.org/10.1016/j.coesh.2017.10.002. [69]

GESAMP (2015), *Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment*, Groupe mixte d'experts OMI-FAO-UNESCO-OMM-OMS-AIEA-ONU-PNUE chargé d'étudier les aspects scientifiques de la protection de l'environnement marin, http://www.imo.org. [55]

Geyer, R., J. Jambeck et K. Law (2017), « Production, use, and fate of all plastics ever made », *Science Advances*, vol. 3/7, p. e1700782, https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782. [1]

GIEC (1995), *Seconde évaluation du GIEC : Changement de climat 1995 - Rapport du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat*. [74]

Gómez-Sanabria, A. et al. (2018), « Carbon in global waste and wastewater flows – its potential as energy source under alternative future waste management regimes », *Advances in Geosciences*, vol. 45, pp. 105-113, https://doi.org/10.5194/adgeo-45-105-2018. [17]

Grand View Research (2020), *Recycled Plastics Market: Market Analysis*. [8]

Jambeck, J. et al. (2015), « Plastic waste inputs from land into the ocean », *Science*, vol. 347/6223, pp. 768-771, https://doi.org/10.1126/science.1260352. [14]

Jambeck, J. et al. (2015), « Plastic waste inputs from land into the ocean », *Science*, vol. 347/6223, pp. 768-771, https://doi.org/10.1126/science.1260352. [48]

Kaza, S. et al. (2018), *What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050*, Banque mondiale, https://doi.org/10.1596/978-1-4648-1329-0. [13]

Kosuth, M., S. Mason et E. Wattenberg (2018), « Anthropogenic contamination of tap water, beer, and sea salt », *PLoS ONE*, vol. 13/4, https://doi.org/10.1371/journal.pone.0194970. [67]

Lau, W. et al. (2020), « Evaluating scenarios toward zero plastic pollution », *Science*, vol. 369/6510, pp. 1455-1461, https://doi.org/10.1126/science.aba9475. [46]

Law, K. et al. (2020), « The United States' contribution of plastic waste to land and ocean », *Science Advances*, vol. 6/44, p. eabd0288, https://doi.org/10.1126/sciadv.abd0288. [47]

Lazarevic, D. et al. (2010), « Plastic waste management in the context of a European recycling society: Comparing results and uncertainties in a life cycle perspective », *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 55/2, pp. 246-259, https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2010.09.014. [39]

Lebreton, L. et A. Andrady (2019), « Future scenarios of global plastic waste generation and disposal », *Palgrave Communications*, vol. 5/1, p. 6, https://doi.org/10.1057/s41599-018-0212-7. [15]

Lebreton, L., M. Egger et B. Slat (2019), « A global mass budget for positively buoyant macroplastic debris in the ocean », *Scientific Reports*, vol. 9/1, p. 12922, https://doi.org/10.1038/s41598-019-49413-5. [50]

Lebreton, L. et al. (2017), « River plastic emissions to the world's oceans », *Nature Communications*, vol. 8/1, https://doi.org/10.1038/ncomms15611. [49]

Liptow, C. et A. Tillman (2012), « A Comparative Life Cycle Assessment Study of Polyethylene Based on Sugarcane and Crude Oil », *Journal of Industrial Ecology*, vol. 16/3, pp. 420-435, https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2011.00405.x. [24]

Lombardi, L., E. Carnevale et A. Corti (2015), « A review of technologies and performances of thermal treatment systems for energy recovery from waste », *Waste Management*, vol. 37, pp. 26-44, https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.11.010. [33]

Lusher, A., P. Hollman et J. Mendoza-Hill (2017), *Microplastics in fisheries and aquaculture: status of knowledge on their occurrence and implications for aquatic organisms and food safety*, Document technique de la FAO sur les pêches et l'aquaculture n° 615, Rome, Italie. [66]

Lusher, A. et al. (2015), « Microplastics in Arctic polar waters: The first reported values of particles in surface and sub-surface samples », *Scientific Reports*, vol. 5, https://doi.org/10.1038/srep14947. [62]

Meijer, L. et al. (2021), « More than 1000 rivers account for 80% of global riverine plastic emissions into the ocean », *Science Advances*, vol. 7/18, https://doi.org/10.1126/sciadv.aaz5803. [58]

Mintenig, S. et al. (2019), « Low numbers of microplastics detected in drinking water from ground water sources », *Science of the Total Environment*, vol. 648, pp. 631-635, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.178. [68]

Neuwahl, F. et al. (2019), *Best Available Techniques (BAT) Reference Document for Waste Incineration:Industrial Emissions Directive 2010/75/EU (Integrated Pollution Prevention and Control)*, Office des publications de l'Union européenne, Luxembourg,, https://doi.org/10.2760/761437. [32]

Nizzetto, L., M. Futter et S. Langaas (2016), *Are Agricultural Soils Dumps for Microplastics of Urban Origin?*, American Chemical Society, https://doi.org/10.1021/acs.est.6b04140. [51]

OCDE (2021), *Policies to Reduce Microplastics Pollution in Water: Focus on Textiles and Tyres*, Éditions OCDE, Paris, https://doi.org/10.1787/7ec7e5ef-en. [43]

OCDE (2021), *The Economic Benefits of Air Quality Improvements in Arctic Council Countries*, Éditions OCDE, Paris, https://doi.org/10.1787/9c46037d-en. [63]

OCDE (2020), *Non-exhaust Particulate Emissions from Road Transport: An Ignored Environmental Policy Challenge*, Éditions OCDE, Paris, https://doi.org/10.1787/4a4dc6ca-en. [60]

OCDE (2017), « Water: Sewage sludge production and disposal (édition 2017) », *Statistiques de l'OCDE sur l'environnement (base de données)*, https://doi.org/10.1787/14780a65-en (consulté le 5 avril 2022). [52]

Pavlas, M. et al. (2011), « Waste incineration with production of clean and reliable energy », *Clean Technologies and Environmental Policy*, vol. 13/4, pp. 595-605, https://doi.org/10.1007/s10098-011-0353-5. [34]

Plastics Europe (2020), *Plastics - the Facts: an analysis of European plastics production, demand and waste data*. [4]

PNUE (2019), *Waste to Energy: considerations for informed decision-making*, https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/28413/WTEfull.pdf?sequence=1&isAllowed=y. [41]

Roosen, M. et al. (2020), « Detailed Analysis of the Composition of Selected Plastic Packaging Waste Products and Its Implications for Mechanical and Thermochemical Recycling », *Environmental Science & Technology*, vol. 54/20, pp. 13282-13293, https://doi.org/10.1021/acs.est.0c03371. [11]

Royer, S. et al. (2018), « Production of methane and ethylene from plastic in the environment », *PLOS ONE*, vol. 13/8, https://doi.org/10.1371/journal.pone.0200574. [18]

Ryberg, M. et al. (2019), « Global environmental losses of plastics across their value chains », *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 151, p. 104459, https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104459. [3]

SAPEA (2019), *A Scientific Perspective on Micro-Plastics in Nature and Society*, Science Advice for Policy by European Academics, https://doi.org/10.26356/microplastics. [72]

Schwarz, A. et al. (2019), « Sources, transport, and accumulation of different types of plastic litter in aquatic environments: A review study », *Marine Pollution Bulletin*, vol. 143, pp. 92-100, https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2019.04.029. [53]

Semba, T. et al. (2018), « Greenhouse gas emissions of 100% bio-derived polyethylene terephthalate on its life cycle compared with petroleum-derived polyethylene terephthalate », *Journal of Cleaner Production*, vol. 195, pp. 932-938, https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.05.069. [29]

Shen, M. et al. (2020), « (Micro)plastic crisis: Un-ignorable contribution to global greenhouse gas emissions and climate change », *Journal of Cleaner Production*, vol. 254, p. 120138, https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120138. [19]

Stadler, K. et al. (2018), « EXIOBASE 3: Developing a Time Series of Detailed Environmentally Extended Multi-Regional Input-Output Tables », *Journal of Industrial Ecology*, vol. 22/3, pp. 502-515, https://doi.org/10.1111/jiec.12715. [7]

Stefanini, R. et al. (2020), « Plastic or glass: a new environmental assessment with a marine litter indicator for the comparison of pasteurized milk bottles », *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 26/4, pp. 767-784, https://doi.org/10.1007/s11367-020-01804-x. [21]

Teuten, E. et al. (2007), « Potential for plastics to transport hydrophobic contaminants », *Environmental Science and Technology*, vol. 41/22, pp. 7759-7764, https://doi.org/10.1021/es071737s. [71]

Tosin, M. et al. (2012), « Laboratory Test Methods to Determine the Degradation of Plastics in Marine Environmental Conditions », *Frontiers in Microbiology*, vol. 3, p. 225, https://doi.org/10.3389/fmicb.2012.00225. [54]

Tsiropoulos, I. et al. (2015), « Life cycle impact assessment of bio-based plastics from sugarcane ethanol », *Journal of Cleaner Production*, vol. 90, pp. 114-127, https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.11.071. [27]

Vanderreydt, I. et al. (à paraître), *European Environment Agency: European Topic Centre on Waste and Materials in a Green Economy*. [26]

Velis, C. et E. Cook (2021), « Mismanagement of Plastic Waste through Open Burning with Emphasis on the Global South: A Systematic Review of Risks to Occupational and Public Health », *Environmental Science & Technology*, vol. 55/11, pp. 7186-7207, https://doi.org/10.1021/acs.est.0c08536. [56]

VinylPlus (2019), « PVC Recycling in Action », https://vinylplus.eu/uploads/images/Leaflets/Recovinyl_21x21_04-05_web.pdf. [12]

Walker, S. et R. Rothman (2020), « Life cycle assessment of bio-based and fossil-based plastic: A review », *Journal of Cleaner Production*, vol. 261, p. 121158, https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121158. [25]

Zheng, J. et S. Suh (2019), « Strategies to reduce the global carbon footprint of plastics », *Nature Climate Change*, vol. 9/5, pp. 374-378, https://doi.org/10.1038/s41558-019-0459-z. [16]

Notes

[1] https://www.oecd-ilibrary.org/fr/environment/data/perspectives-mondiales-des-plastiques_34b0a3b7-fr.

[2] La version 10 de la base de données GTAP contient des données détaillées sur les matrices de comptabilité sociale de 141 pays et régions du monde. Elle décrit les flux bilatéraux d'échanges, la production, la consommation et l'utilisation intermédiaire des produits et des services, en incluant le capital, le travail et les recettes fiscales et leur utilisation. Cette base de données est le support de la représentation des flux économiques du modèle ENV-Linkages de l'OCDE, qui alimente la base de données des Perspectives mondiales des plastiques.

[3] Les régressions multi-pays fondées sur la base de données *What a waste 2.0* (Kaza et al., 2018[13]) sont les suivantes :
(a) $waste_pc_i = \alpha + \beta * ln(gdp_pc_i) + r_i$
(b) $inc_i/(inc_i + dis_i) = \alpha + \beta * ln(gdp_pc_i) + r_i$
(c) $mis_i/dis_i = \alpha + \beta * ln(gdp_pc_i) + oecd_i$
où waste_pc = déchets municipaux solides par habitant, MIS = mauvaise gestion des déchets, inc = déchets incinérés, dis = mauvaise gestion + mise en décharge, gdp_pc = PIB par habitant, oecd = variable muette pour les économies de l'OCDE, r = variables muettes régionales pour 15 régions d'ENV-Linkages, i = pays.

[4] mise à part une légère baisse de le demande pendant la crise financière mondiale de 2008-09, signe qu'il existe une corrélation entre la croissance économique et l'utilisation des plastiques.

[5] Les gaz à effet de serre sont agrégés sur la base des potentiels de réchauffement global sur 100 ans, fixés à 310 pour le N_2O, 21 pour le CH_4 et 1 pour le CO_2 (GIEC, 1995[74]).

[6] La pandémie de COVID-19 a entraîné une certaine recomposition des utilisations des plastiques par polymère. Cependant, l'ampleur et la permanence de ces changements sont trop incertaines pour qu'ils puissent être intégrés aux analyses de ce rapport.

[7] La pandémie de COVID-19 a quelque peu perturbé les activités de recyclage en 2020, mais sur une durée généralement courte.

[8] Des données empiriques indiquent que depuis le début de la pandémie, une part significative des masques de protection ont été rejetés dans l'environnement (voir chapitre 3). En termes de volume, cependant, cet effet est limité.

[9] Les PCB désignent les polychlorobiphényles, les HAP les hydrocarbures aromatiques polycycliques, le DDE le dichlorodiphényldichloroéthylène et le DDT le dichlorodiphényltrichloréthane.

3 Les effets de la pandémie de COVID-19 sur l'utilisation de plastiques et les déchets plastiques

Ce chapitre examine les effets de la pandémie de COVID-19 et des mesures de confinement sur la production, l'utilisation et les rejets de plastiques, en se concentrant sur les effets à court terme durant l'année 2020, afin de mettre en lumière les interactions complexes qui existent entre les effets du COVID-19 sur l'activité économique et l'utilisation des plastiques. Il se penche dans un premier temps sur les nouvelles données portant sur les effets de la pandémie de COVID-19 sur des utilisations et des secteurs spécifiques, puis donne un aperçu de ses effets sur les déchets et le recyclage. Il présente ensuite les résultats d'un cadre de modélisation détaillé de l'OCDE visant à évaluer les conséquences des changements provoqués par le COVID-19 dans l'activité économique sectorielle et régionale sur l'utilisation des plastiques à plus grande échelle. Il s'achève par un bref exposé des répercussions potentielles à long terme de la pandémie sur l'utilisation des plastiques.

MESSAGES CLÉS

- En 2020, la pandémie de COVID-19 et les mesures de confinement ont eu un impact significatif sur la production et l'utilisation de plastiques et sur les déchets plastiques. Dans la plupart des secteurs, l'utilisation des plastiques a diminué parallèlement à la réduction de la demande et de la production, notamment dans les secteurs gros consommateurs de plastiques tels que l'automobile, le commerce et le bâtiment. L'utilisation mondiale de plastiques a baissé d'environ 10 millions de tonnes (Mt) en 2020 d'après les estimations, ce qui représente un recul de 2.2 % sur un an et de 4.5 % par rapport à la projection de référence qui avait été établie pour 2020 avant la pandémie.
- Elle a ainsi diminué dans des proportions moindres que l'activité économique globale, puisque le taux de croissance annuelle du produit intérieur brut (PIB) mondial est passé d'environ 4 % en 2019 à -3.5 % en 2020. L'intensité d'utilisation de plastique de l'économie a donc augmenté en moyenne malgré la pandémie.
- Dans certains secteurs, notamment celui des soins de santé, la consommation de plastique a progressé sensiblement, du fait entre autres du recours accru aux masques et autres équipements de protection individuelle. Selon les estimations, les masques et les équipements de protection individuelle représentent une consommation de plastique de 300 kilotonnes environ, soit moins de 0.1 % de l'utilisation totale de plastique en 2020 et quelques pour cent de l'impact global de la pandémie sur la consommation de plastique.
- Dans d'autres secteurs, la nature de l'activité économique a évolué, avec par exemple une hausse du nombre de repas à emporter et une baisse concomitante de ceux pris dans les restaurants, et un recul des achats réalisés en boutique au profit des achats en ligne (commerce électronique). Les effets nets de ces changements ne sont pas clairs au moment de la rédaction de ce rapport, mais les activités stimulées par le contexte de pandémie consomment des quantités importantes de plastiques à usage unique. L'utilisation de plastiques a baissé dans l'industrie, avec un recul estimé de respectivement 4.6 Mt et 2.6 Mt par rapport à 2019 dans les secteurs du bâtiment et de l'automobile.
- La pandémie a par ailleurs sensiblement perturbé le recyclage des plastiques. Il y a plusieurs raisons à cela : l'interruption de la collecte séparée dans certaines communes, le repli provisoire sur les plastiques à usage unique, la désorganisation des échanges de déchets plastiques et la faiblesse des prix du pétrole, qui a fait baisser temporairement le prix des plastiques primaires et grevé ainsi la compétitivité des plastiques recyclés.
- La pandémie a des répercussions immédiates sur les déchets plastiques en ce qu'elle entraîne un plus large recours aux plastiques à usage unique et fait baisser la part des déchets industriels et commerciaux et augmenter celle des déchets ménagers. En 2020, la production totale de déchets plastiques est peut-être restée stable, mais celle de déchets plastiques municipaux a très vraisemblablement augmenté, même si on manque pour l'instant d'informations fiables. Cependant, une part non négligeable des effets des déchets plastiques se manifestera avec un décalage de plusieurs années, étant donné la longue durée de vie de nombreux objets en plastique.
- La consommation accrue d'équipements de protection individuelle et de plastiques à usage unique a aggravé le problème des déchets plastiques sauvages sur les plages et dans le milieu marin, ce qui a eu des conséquences environnementales néfastes. Si les pays de l'OCDE sont susceptibles d'augmenter leurs dépenses de ramassage des déchets sauvages dans les villes, les pays non membres risquent de voir les détritus plastiques sauvages s'infiltrer dans l'environnement.

3.1. Le COVID-19 a perturbé l'économie et l'utilisation des plastiques.

Le *coronavirus*, qui est à l'origine d'une maladie infectieuse connue sous le nom de COVID-19, a été découvert à Wuhan, en République populaire de Chine, en décembre 2019, s'est propagé dans d'autres pays et continents en moins de quelques mois et a entraîné une pandémie mondiale. Les gouvernements ont répondu à la crise émergente en adoptant une série de mesures visant à contenir la propagation, notamment en limitant la circulation des personnes et des biens et en stoppant l'activité économique.

La pandémie de COVID-19 et les mesures de confinement correspondantes ont provoqué une forte contraction de l'économie mondiale (OCDE, 2021[1] ; FMI, 2020[2]). Dans le monde entier, l'activité économique a ralenti alors que l'offre, la demande et les échanges ont été gravement perturbés de manière soudaine (Dellink et al., 2021[3]). La relance s'inscrira dans le long terme et l'activité économique devrait rester perturbée au-delà de la fin de la crise sanitaire[1] .

La pandémie de COVID-19 a également mis en lumière l'importance des plastiques dans nos vies quotidiennes. Étant donné leurs propriétés, les plastiques sont particulièrement adaptés aux équipements de protection individuelle (EPI) tels que les masques, les instruments médicaux à usage unique et les emballages. Les plastiques sont légers, peuvent présenter une certaine résistance aux chocs externes, à la contamination et à l'humidité, peuvent être souples et offrent différents degrés d'opacité. Par exemple, le chlorure de polyvinyle (PVC) offre la durabilité requise pour les gants chirurgicaux (Hamann, Sullivan et Wright, 2014[4]). Le polypropylène (PP), quant à lui, est très utilisé pour les emballages alimentaires, car il résiste aux influences externes et affiche un point de fusion élevé, ce qui le rend adapté aux contenants allant au micro-ondes (Marsh et Bugusu, 2007[5]). Les plastiques sont aussi souvent moins chers à fabriquer que leurs produits de remplacement, par exemple l'aluminium, ainsi qu'à transporter, par rapport à d'autres matières plus lourdes telles que le verre (Marsh et Bugusu, 2007[5]). Enfin, les articles en plastique à un usage unique tels que les masques et les instruments médicaux permettent de réduire efficacement la propagation potentielle de maladies et de virus, à condition que ces articles soient éliminés selon les règles d'hygiène.

L'utilisation des plastiques est également très répandue dans des secteurs qui ont pâti de la pandémie comme les transports et le bâtiment, lesquels représentaient chacun plus de 10 % de l'utilisation annuelle des plastiques avant la pandémie de COVID-19. Parallèlement, dans des secteurs tels que la vente au détail et la restauration, les achats en boutique et les repas pris dans les restaurants ont diminué au profit des achats en ligne et des repas à emporter et livrés à domicile, ce qui a eu des effets contrastés sur l'utilisation des plastiques. Ainsi, comme les plastiques sont utilisés dans différentes applications par de nombreux secteurs, l'effet global de la pandémie de COVID-19 sur l'utilisation des plastiques en 2020 reste flou. Ces effets seront mieux connus à mesure de nouvelles données probantes sur l'utilisation des plastiques dans les différents secteurs et applications seront publiées. L'annexe B présente un résumé des principales hypothèses qui sous-tendent la modélisation des effets du COVID-19 dans ce rapport et des principaux impacts économiques connexes en 2020.

3.2. L'impact de la pandémie sur la production de plastiques varie selon l'utilisation et le secteur.

3.2.1. La production de plastiques a été temporairement perturbée

Les perturbations des chaînes d'approvisionnement découlant des confinements et des restrictions aux frontières ont réduit la production de plastiques dans l'ensemble. Plastics Europe (2021[6]) estime que la production mondiale de plastiques a diminué de 0.3 % en 2020 par rapport à 2019. Cependant, la faiblesse des prix du pétrole au début de la pandémie pourrait avoir stimulé la production, en particulier de plastiques primaires, en réduisant le coût des matières premières (AIE, 2020[7] ; Bureau of Labor Statistics des États-

Unis, 2020[8]). En revanche, les prix bas du pétrole signifient que la percée des plastiques secondaires (recyclés) a stagné en 2020, le prix des plastiques secondaires étant lié à celui des plastiques primaires.

Il existe également d'importantes différences régionales au niveau des effets économiques de la pandémie, et les mesures de confinement ont fortement varié d'un pays à l'autre. La production de plastiques a donc elle aussi évolué différemment selon les pays. Aux États-Unis, la production de produits en plastique et en caoutchouc s'est effondrée en mars et en avril 2020, mais a presque retrouvé le niveau qu'elle affichait avant le COVID-19 à la fin de l'année. Cela s'est traduit par une baisse annuelle de la production de 7.5 % en 2020 par rapport à l'année précédente (Board of Governors of the Federal Reserve System, États-Unis, 2021[9]). La production européenne de plastiques a enregistré le plus fort repli au cours des mois d'avril et de mai, entraînant une baisse du volume annuel de production de 4.5 % en 2020 par rapport à l'année précédente (Eurostat, 2021[10]). La fédération de l'industrie japonaise des plastiques (2021[11]) indique que la production annuelle de plastiques a diminué de 4.1 % en 2020 au Japon. En revanche, Plastics Europe (2021[6]) signale que la Chine a augmenté sa production annuelle de plastiques en 2020 ; cette évolution reflète à la fois la réaction rapide des pouvoirs publics et la reprise de l'économie chinoise, plus rapide que celle de la plupart des autres pays au deuxième semestre 2020 (OCDE, 2021[1]). Étant donné la contraction des autres économies, la Chine a vu sa part augmenter sur le marché mondial.

En 2020, les perturbations de l'activité économique ont été généralisées et ont touché tous les secteurs économiques, directement ou indirectement. En règle générale, la baisse de la production a également entraîné une réduction de l'utilisation des plastiques comme intrants. Dans certains secteurs, les plastiques représentent une part majeure des intrants de production. Les effets sur les plastiques ont donc été importants, et généralement négatifs. Cette section présente brièvement quelques exemples d'utilisations et de secteurs qui ont été fortement affectés.

3.2.2. L'utilisation des plastiques dans le secteur de la santé s'est considérablement accrue.

L'utilisation des plastiques dans le secteur de la santé s'est considérablement accrue

Les avantages des plastiques sur le plan de la santé ont été mis en lumière durant la pandémie de COVID-19 (Encadré 3.1). Les plastiques sont utilisés pour diverses applications sanitaires et médicales, et ont donc immensément contribué à la sécurité du secteur des soins de santé et de la santé publique. Pour limiter la propagation du virus, les gouvernements du monde entier ont rendu obligatoire le port du masque dans les espaces clos, comme les transports, et souvent en extérieur également (Patrício Silva et al., 2020[12]).

Encadré 3.1. Quels polymères sont utilisés pour les équipements de protection individuelle, les dispositifs médicaux et les tests COVID-19 ?

La production des équipements de protection individuelle nécessite un certain nombre de polymères comme matières premières. Les masques, qui incluent les respirateurs N95 et les masques chirurgicaux, sont souvent en PP, tandis que la barrette nasale est en polyéthylène (PE) (Institute of Medicine, 2006[13]). Les gants chirurgicaux sont généralement fabriqués à partir de caoutchouc ou de plastiques durables tels que le PVC (Hamann, Sullivan et Wright, 2014[4]) ; les écrans faciaux sont souvent en polycarbonate (PC), en propionate, en acétate, en PVC ou en polyéthylène téréphtalate glycol ; les élastiques qui font tenir les masques et les lunettes de protection sont en caoutchouc ou en polyétherimide (Henneberry, 2021[14]).

De la même manière, les applications médicales font appel à divers polymères ; un certain nombre d'instruments médicaux qui étaient traditionnellement fabriqués en acier, en céramique ou en verre ont été progressivement remplacés par des plastiques au cours des dernières décennies (Joseph et al., 2021[15]). Le PVC est le polymère plastique le plus couramment utilisé dans les dispositifs médicaux, représentant 25 % de l'utilisation des plastiques destinés au secteur médical (McKeen, 2014[16]). Outre les masques et les gants chirurgicaux, il est utilisé, par exemple, dans les poches pour perfusion intraveineuse, les solutions médicamenteuses et de nombreux produits médicaux qui nécessitent une tubulure (p. ex., perfusion, injection, respiration) (Oral, Kurtz et Muratoglu, 2017[17]). Le PE, le PP et le polystyrène (PS) couvrent collectivement 50 % de la demande de plastiques pour le secteur médical (Basmage et Hashmi, 2020[18]). Le PE est généralement utilisé dans les récipients, les films d'emballage, les remplacements d'articulations ; le PP, dans les seringues, les fils de suture et les blouses ; et le PS, pour les instruments de diagnostic, le matériel de laboratoire jetable et les pipettes, par exemple (Basmage et Hashmi, 2020[18]).

Enfin, les tests COVID-19 sont majoritairement composés de PP (environ 90 %), outre le polyester (8 %) et le PE (2 %) (Celis et al., 2021[19]).

Au début de la pandémie, la hausse de la demande de masques a été très soudaine et a provoqué une grave pénurie d'approvisionnement en masques à l'échelle mondiale (OCDE, 2020[20]). Avant la pandémie, la Chine assurait la moitié de la production mondiale de masques. Sa part a augmenté au cours des premiers mois de 2020 en raison du bond de la demande mondiale auxquels les autres pays n'ont pas pu répondre (Subramanian, 2020[21]). On estime que les fabricants chinois de plastiques produisaient 110 millions de masques chirurgicaux par jour fin février, soit 12 fois le volume de janvier (Ren, 2020[22]). Fin avril, 200 millions de masques chirurgicaux étaient produits quotidiennement (SCIO, 2020[23]). Cela correspond à une production mensuelle d'environ 33 à 42 kilotonnes (kt) de masques pour le premier trimestre 2020.

En avril 2020, les Thaïlandais ont utilisé 1.5 million de masques par jour (National News Bureau of Thailand, 2020[24]). Au Japon, le gouvernement s'est assuré un approvisionnement de 600 millions de masques rien que pour le mois d'avril (METI, 2020[25]). Au Bangladesh, en mars, premier mois du confinement national, 455 millions de masques et 1.2 milliard de gants ont été utilisés au total, ce qui équivaut à 1.6 et 3 kt de plastiques jetables respectivement (ESDO, 2020[26]). Pour estimer le volume de masques au sein de l'Union européenne (UE), l'Agence européenne pour l'environnement (AEE) utilise les données sur les importations nettes d'EPI de l'Union européenne comme indicateur d'utilisation des masques aux premiers stades de la pandémie, lorsque la capacité de production européenne était fortement limitée. À partir de ces chiffres, l'AEE a estimé que 170 kt de masques et 105 kt de gants supplémentaires (pas seulement en plastique, mais aussi en caoutchouc synthétique) avaient été importés entre avril et septembre 2020 (par rapport aux projections de référence) (Graulich et al., 2021[27]).

La demande d'EPI est restée forte tout au long de la pandémie de COVID-19, et bien qu'une partie se soit réorientée vers les masques en tissu, la demande de masques en plastique reste nettement supérieure aux niveaux enregistrés avant le COVID-19. Hormis les observations régionales et ponctuelles susmentionnées, il n'existe pas encore de données solides sur le nombre de masques produits et jetés à l'échelle mondiale en 2020. Une première estimation souvent citée est présentée dans Prata et al. (2020[28]), qui extrapolent à partir d'un contexte local en Italie, pays très touché, une utilisation de 129 milliards de masques par mois dans le monde. Cela équivaudrait à plus de mille milliards de masques pour l'année 2020. Ces chiffres reflètent la demande hypothétique de masques qui seraient nécessaires pour une protection optimale, mais n'examinent pas s'il a été possible d'augmenter l'offre suffisamment rapidement pour répondre à cette demande. En utilisant des données plus fiables et en prenant en compte les restrictions d'approvisionnement, des estimations plus récentes avancent des nombres plus modérés, avec une production mondiale de 52 milliards de masques en 2020 (Arizton Advisory and Intelligence, 2020[29]). L'Encadré 3.2 utilise une approximation grossière pour vérifier la validité de cette estimation.

Si l'on considère un poids moyen de 2.7 grammes par masque chirurgical (Graulich et al., 2021[27]), cela équivaut à 140 kt de plastiques utilisés. Toutefois, il s'agit d'une estimation prudente étant donné que d'autres masques tels que les respirateurs N95 pèsent davantage. Afin de prendre en compte cette différence et le fait que l'estimation de 52 milliards de masques semble prudente, une approximation raisonnable serait de doubler ce poids, ce qui équivaudrait à 280 kt. Enfin, on estime que 12 kt de résidus plastiques provenant des tests RT-PCR ont été produits jusqu'en août 2020 à l'échelle mondiale (Celis et al., 2021[19]) ; une estimation approximative pour 2020 est de 20 kt. L'utilisation des plastiques pour les EPI a donc clairement augmenté en 2020 par rapport aux années précédentes : l'utilisation supplémentaire totale de plastiques pour les EPI avoisinerait les 300 kt.

Encadré 3.2. Des dizaines de milliards de masques auraient été produits en 2020.

La Chine produisait neuf millions de masques par jour en janvier, 110 millions en février (Ren, 2020[22]) et 200 millions fin avril (SCIO, 2020[23]). En partant de l'hypothèse très audacieuse qu'au-delà d'avril, la production s'est poursuivie au même niveau, la production totale de la Chine en 2020 est estimée à 63 milliards de masques. En 2019, la Chine a représenté environ 50 % du marché mondial (Bown, 2020[30] ; Subramanian, 2020[21]), mais il est clair que sa part de marché a considérablement augmenté en 2020 (section 3.2.1). Si l'on prend en compte une estimation grossière de 75 % du marché mondial, la production mondiale serait estimée à 85 milliards de masques ; avec une part constante de 50 %, l'estimation passe à 126 milliards de masques. L'estimation de 52 milliards de masques indiquée ci-dessus semble donc prudente, mais dans le bon ordre de grandeur.

Calculs des auteurs d'après les données de Ren (2020[22]), du SCIO (2020[23]) et de Subramanian (2020[21]).

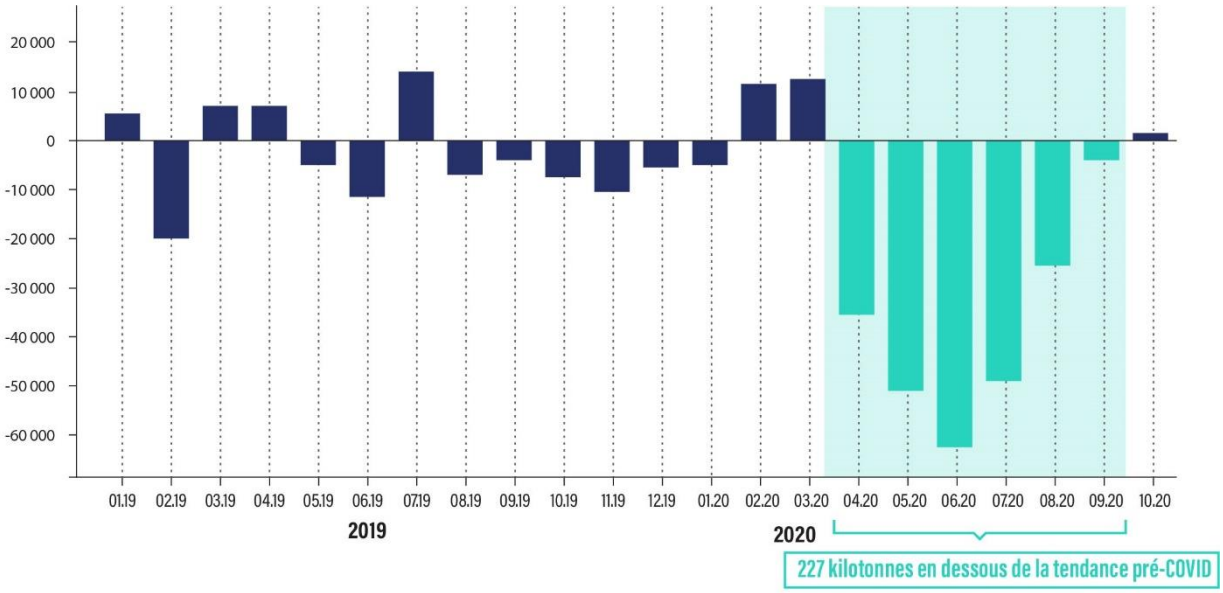
3.2.3. L'utilisation des plastiques pour les emballages a évolué d'un secteur à l'autre.

Dans des circonstances normales, près d'un tiers de l'utilisation mondiale annuelle de plastiques peut être attribué aux emballages (chapitre 2). La pandémie de COVID-19 a eu des effets contrastés sur la demande d'emballages au cours de l'année 2020. D'un côté, le développement des repas à emporter, de la livraison de repas et du commerce électronique a fait augmenter la demande d'emballages plastiques. La demande de produits d'hygiène, dont le gel désinfectant, qui est majoritairement présenté dans des emballages plastiques, a également progressé. D'un autre côté, la fermeture des commerces et des lieux de travail, ainsi que d'autres restrictions de l'activité économique, ont entraîné une réduction de la demande d'emballages.

Graulich et al. (2021[27]) indiquent que la production d'emballages plastiques de l'UE a diminué rapidement au début de la pandémie et s'est redressée plus tard en octobre, lorsque les restrictions ont été levées par de nombreux pays. Le résultat a été une réduction de 227 kt entre avril et octobre 2020 par rapport à la tendance d'avant le COVID (Graphique 3.1). Cela correspond à peu près à 1.5 % de l'utilisation totale des plastiques d'emballage au sein de l'Union européenne. Plastics Europe (2021[6]) estime que la baisse de l'utilisation des plastiques d'emballage a été un peu plus conséquente et qu'en Europe, le secteur de l'emballage a utilisé près de 500 kt de plastiques de moins en 2020, ce qui correspond à une diminution d'un peu plus de 2.5 %. Cette réduction s'explique par un niveau de production inférieur dans des secteurs nécessitant des emballages plastiques, ce qui a entraîné un net recul du marché des emballages commerciaux et industriels. Le consortium national italien pour la collecte et le recyclage des emballages plastiques (COREPLA) signale qu'en Italie, l'utilisation d'emballages plastiques a été inférieure de 5 % au niveau de 2019, en termes de poids (COREPLA, 2021[31]).[2]

Graphique 3.1. La production d'emballages plastiques au sein de l'Union européenne a temporairement fléchi

Tonnes



Les écarts représentent les fluctuations à court terme par rapport à la tendance à long terme. Ces fluctuations ont été amplifiées par le COVID-19 à partir d'avril 2020 en Europe.
Source : Élaboration propre d'après Graulich et al. (2021[27]), et « Répercussions du Covid-19 sur les plastiques à usage unique et l'environnement en Europe ».

Si la production globale d'emballages plastiques a diminué, l'utilisation des plastiques pour l'emballage des articles vendus en ligne (commerce électronique) a sensiblement augmenté en 2020. Les calculs préliminaires de Graulich et al. (2021[27]) indiquent que le commerce électronique a consommé entre 11.5 et 17.5 kt de plastiques supplémentaires dans l'Union européenne par rapport au niveau de référence. En Chine, où une part relativement importante des dépenses de consommation est réalisée en ligne, les ventes en ligne de biens de consommation ont progressé de 14.8 % en 2020 par rapport à 2019. En revanche, le total des ventes au détail a reculé de 4.1 % en 2020 (Bureau des statistiques de la Chine, 2021[32]).

Les emballages alimentaires ont également été une source d'utilisation supplémentaire de plastiques en 2020, car la vente à emporter et le commerce électronique utilisent nettement plus de plastiques à usage unique que les restaurants. On estime à environ 15 % la hausse de la demande de services de livraison à domicile et de l'utilisation et des déchets de plastiques associés (Oliveira et al., 2021[33]). Cependant, la réduction des emballages alimentaires pour les magasins et les restaurants, qui représentent une part sensiblement plus importante du marché de l'alimentation les années normales, atténue cette hausse.

Enfin, des mesures d'incitation – et, dans certains cas, même, des règlements (section 3.3.3) – ont été mis en place pour passer aux plastiques à usage unique, perçus comme une solution de remplacement plus sûre que les sacs réutilisables lavables. Par exemple, le gouverneur du New Hampshire a publié un décret relatif à la santé imposant aux magasins d'utiliser des sacs à usage unique (en papier ou en plastique) (Tabuchi, 2020[34]). Cependant, du point de vue de la santé publique, aucun élément solide ne vient appuyer cette décision (Laubinger et Varghese, 2020[35]).

Ces données fragmentaires laissent penser que s'il y a eu une hausse visible de certaines utilisations des plastiques d'emballage, notamment liée au commerce électronique et aux services de livraison de repas,

il y a eu une réduction de l'utilisation des plastiques d'emballage dans l'ensemble de l'économie, dans les secteurs où la production a été perturbée. Ainsi, l'effet net de la pandémie de COVID-19 et des mesures de confinement sur l'utilisation des plastiques d'emballage en 2020 n'est pas clair, mais reste probablement limité.

3.2.4. L'arrêt temporaire dans le secteur du bâtiment a eu un effet non négligeable sur la demande de plastiques.

Le secteur de la construction utilise environ un sixième de l'ensemble des plastiques à l'échelle mondiale (chapitre 2). Dans de nombreux pays, le secteur de la construction a mis en pause ses activités pendant plusieurs mois afin d'éviter les risques pour la santé. Il y avait des différences importantes entre les pays : par exemple, en Allemagne, le secteur du bâtiment a poursuivi ses activités presque sans entrave pendant la première vague de la pandémie, de nombreux autres pays européens, dont la France, l'Irlande, l'Italie et l'Espagne, ont limité drastiquement les activités de ce secteur, ce qui a entraîné une baisse totale de plus de 25 % de l'activité dans le secteur du bâtiment en Europe au deuxième trimestre 2020 (de Vet, Nigohosyan et Nunez Ferrer, 2021[36]).

Les informations quantitatives sur l'ampleur de l'effet de la pandémie sur l'utilisation des plastiques dans le secteur de la construction font cruellement défaut, mais le recul de la demande de l'ensemble des polymères communément utilisés dans ce secteur est jugé important (Zhou Peng, 2021[37] ; S&P Global, 2020[38]). La section 3.4.1 ci-dessous quantifie l'effet de la pandémie et des mesures de confinement sur la demande de plastiques dans le secteur de la construction.

Il est important de noter que l'effet sur le secteur de la construction devrait être de courte durée : ce secteur devrait jouer un rôle majeur dans la relance après la pandémie et la reprise de l'activité devrait s'accompagner d'une hausse correspondante de l'utilisation des plastiques dans la construction (section 3.5). Cette question sera examinée plus en détail dans les projections de la future utilisation des plastiques dans le Volume 2 des Perspectives mondiales des plastiques (OECD, 2022[39]).

3.2.5. La baisse de la demande de véhicules a également entraîné une diminution de la demande de plastiques.

La demande de plastiques du secteur de l'automobile a subi de plein fouet la baisse de la demande de voitures et les perturbations des chaînes d'approvisionnement. D'après l'Association des constructeurs européens d'automobiles (2021[40]), le nombre de véhicules vendus à l'échelle mondiale a chuté de plus de 15 % en 2020 par rapport à 2019. Ce recul des ventes a été plus marqué en Europe (-21 %) qu'en Russie (-8 %) et en Chine (-7 %), par exemple. En Amérique du Nord, les ventes de véhicules ont baissé les trois premiers trimestres de 2020, mais ont enregistré un léger rebond au quatrième trimestre, avec pour résultat une baisse globale des ventes de 18 % par rapport à 2019. C'est en Amérique du Sud que les ventes de véhicules ont le plus diminué (-29 %), principalement en raison du nombre de cas de COVID-19 et de la dureté des confinements.

Pour fabriquer un véhicule, on utilise en moyenne plus de dix polymères plastiques différents. Pour un véhicule moyen, cela représente plus de 100 kilogrammes, dont plus d'un quart est du PP (Patil, Patel et Purohit, 2017[41]). La baisse notable des ventes de véhicules automobiles a donc entraîné une réduction significative de l'utilisation mondiale des plastiques, comme le montre la section 3.4.1 ci-dessous.

3.2.6. Les secteurs des fibres synthétiques et du textile ont été perturbés.

Le secteur de l'habillement a été durement frappé par la pandémie de COVID-19 : de nombreux commerces de détail ont dû fermer lorsque les confinements ont été mis en place dans de nombreux pays. En outre, il y a eu de nombreuses fermetures d'usines et perturbations des chaînes d'approvisionnement

en Asie, siège des principaux producteurs et exportateurs de l'industrie textile (Sabanoglu, 2020[42]). Martin et al. (2020[43]) rapportent que la production mondiale de fibres de polyester a diminué de près de 9 % en 2020 par rapport à l'année précédente, tandis que IHS Markit estime que la production de fibres de polyester a fléchi de 1.2 % en 2020, ce qui correspond à 500-750 kt environ (Clark, 2021[44] ; IHS Markit, 2020[45]).

Les masques en tissu et d'autres utilisations des textiles et des fibres synthétiques pour les EPI ont entraîné une hausse de la demande de plastiques, en particulier de fibres de PP. Néanmoins, l'effet global sur les secteurs du textile et des fibres synthétiques aurait été négatif en 2020 (Martin et al., 2020[43]).

3.3. Les effets sur les déchets plastiques et leur recyclage ne sont pas clairs.

La diminution des déchets plastiques industriels et commerciaux a été compensée par la hausse des déchets plastiques ménagers. Avant même la pandémie, 77 millions de tonnes (Mt) de déchets plastiques étaient mal gérés chaque année (chapitre 2). Le COVID-19 a rendu la gestion adéquate des déchets municipaux encore plus complexe, notamment dans les pays en développement où les ressources et l'infrastructure font grandement défaut (Das et al., 2021[46] ; AIT/PNUE, 2021[47]). De nombreux pays ont dû faire face à une hausse significative des problèmes physiques et financiers en lien avec la gestion des déchets solides. Les régions rurales ont été plus touchées que les régions urbaines, étant donné que les installations de traitement des déchets ne sont pas uniformément réparties et sont généralement implantées à proximité des zones peuplées (IGES, 2020[48]). De nouveaux paramètres logistiques liés à la modification de l'origine et de la composition des déchets, les nouvelles exigences associées à la réalisation des activités d'assainissement et la hausse des dépenses d'équipement de protection ont contribué à l'apparition de ces nouveaux problèmes (AIT/PNUE, 2021[47]). En outre, de nombreuses installations de traitement des déchets ont été temporairement fermées (AIT/PNUE, 2021[47]). Une hausse sensible des stratégies de mise en décharge à ciel ouvert et d'incinération locale a été observée en Inde, par exemple, ce qui reflète également les efforts déployés pour prévenir la contagion par le virus (Patrício Silva et al., 2020[12]). Des dépôts sauvages de déchets municipaux solides ont également été constatés dans des pays de l'OCDE tels que l'Australie, la Belgique, l'Irlande, les Pays-Bas et le Royaume-Uni (AIT/PNUE, 2021[47]). Toutefois, de nombreuses villes ont continué d'assurer la collecte des déchets solides, même s'ils n'étaient pas nécessairement triés par type (OCDE, 2020[49]). Globalement, une part de déchets plastiques plus importante que la normale a été incinérée ou mise en décharge au lieu d'être récupérée.

Les observations empiriques présentées ci-dessous laissent penser que les déchets plastiques municipaux ont augmenté en 2020 du fait de la modification du comportement des consommateurs. Par ailleurs, certains éléments font apparaître une modification de la composition des déchets municipaux solides, avec une hausse de la part des plastiques à usage unique et, sans surprise, des EPI (Yousefi et al., 2021[50]). Cependant, ces hausses sont modérées par la diminution des plastiques municipaux provenant des activités commerciales telles que les services d'hébergement et de restauration, étant donné que de nombreuses entreprises ont été fermées, au moins temporairement. L'effet net sur la production de déchets municipaux en 2020 n'est donc pas clair, mais probablement relativement faible (AIT/PNUE, 2021[47]).

À Bangkok, les déchets municipaux solides ont diminué de 12 % durant le confinement, et la quantité de déchets plastiques ménagers a augmenté de 62 % (Promchertoo, 2020[51]). À Singapour et à Hong Kong (Chine), la production de déchets plastiques ménagers a également augmenté, principalement sous l'effet de la vente à emporter et de la livraison à domicile. Par exemple, la quantité de plastiques à usage unique pour les repas à emporter a plus que doublé à Hong Kong (Chine) en avril 2020 par rapport à 2019 (CGTN, 2020[52] ; NUS, 2020[53]). Bien qu'il n'existe pas de données propres aux plastiques, les ménages à New York et en Irlande ont également augmenté leur production de déchets de 21 % et 3.3 %

respectivement (RWMO, 2020[54] ; Staub, 2020[55]). Enfin, à Kobe, une ville japonaise, les déchets plastiques ménagers ont augmenté de 10.3 % (AIT/PNUE, 2021[47]).

La diminution de l'activité industrielle a sans doute fait baisser la production de déchets plastiques industriels en 2020 (section 3.4.2). Il n'existe pas encore de données solides qui permettraient de dire si la baisse combinée des déchets industriels et des déchets commerciaux a compensé la hausse des déchets ménagers ; si ces flux de déchets ont diminué dans des proportions similaires à leur niveau de production, cette baisse pourrait être conséquente. L'augmentation rapportée des déchets municipaux n'est pas une donnée suffisante, car de nombreux flux de déchets industriels sont collectés séparément des déchets solides municipaux.

La nature des déchets médicaux, dont les déchets issus de l'utilisation d'EPI, a radicalement changé : avant 2020, la majorité des EPI était utilisés dans des établissements médicaux contrôlés, qui ont généralement des protocoles de gestion des déchets stricts. Cependant, depuis 2020, un volume important d'EPI, et en particulier de masques, est utilisé par la population dans les espaces publics et finit dans les déchets ménagers. Certains pays ont recommandé de doubler les sacs dans lesquels sont jetés les déchets potentiellement infectieux, ce qui pourrait également avoir entraîné une augmentation de l'utilisation des plastiques (IGES, 2020[48]).

La plupart des établissements de santé incinèrent leurs déchets médicaux afin que les agents pathogènes ne se propagent pas (Ghodrat, Rashidi et Samali, 2017[56] ; Joseph et al., 2021[15]). Cette pratique s'est encore amplifiée pendant la pandémie (AIT/PNUE, 2021[47] ; Peng et al., 2020[57]). Les déchets médicaux de Wuhan (Chine) représentaient entre 110 et 150 tonnes par jour mi-février et sont passés à 247 tonnes avec la hausse du nombre de cas. Le gouvernement de Wuhan a pu faire face dans une certaine mesure à la hausse brutale des déchets plastiques du secteur médical en construisant une installation de traitement des déchets d'une capacité de 30 tonnes par jour en moins de deux semaines (Wei, 2020[58]). En Iran, l'examen de cinq hôpitaux a révélé que les déchets médicaux avaient plus que doublé par rapport au niveau pré-COVID (Kalantary et al., 2021[59]). La production de déchets médicaux en Inde s'est établie en moyenne à 163 tonnes au deuxième semestre 2020, atteignant un pic en septembre (183 tonnes) lorsque le nombre de cas a sensiblement augmenté (Central Pollution Control Board, 2021[60]). À Manille, Jakarta, Bangkok, Hanoi et Kuala Lumpur, au premier trimestre 2020, il a été rapporté que la quantité de déchets médicaux était six fois supérieure à celle enregistrée avant la pandémie (BAD, 2020[61]). En revanche, il a été constaté que les déchets médicaux à New York ont diminué au cours des cinq premiers mois de l'année 2020. Ce phénomène pourrait s'expliquer en partie par la pénurie d'EPI et par l'arrêt des interventions médicales non liées au COVID-19, mais pourrait également être le signe que la majeure partie des EPI ménagers et hospitaliers usagés n'ont pas été marqués comme des déchets médicaux (Wei, 2020[58]).

3.3.1. L'abandon sauvage de plastiques s'est aggravé.

L'abandon sauvage d'EPI jetables, en particulier de masques, de gants et de lingettes nettoyantes, a augmenté dans de nombreux pays presque immédiatement après que les gouvernements ont commencé à recommander leur utilisation, soit aux alentours de mars 2020 dans plusieurs pays (Prata et al., 2020[28] ; Roberts et al., 2021[62]). Il semble probable que cette hausse du flux d'EPI en plastique abandonnés se poursuive en 2021 et peut-être bien plus longtemps. Ces rejets de plastiques dans l'environnement provoquent un certain nombre de problèmes environnementaux et économiques évoqués dans le chapitre 2.

Les rapports et les articles de journaux décrivant l'abandon sauvage d'EPI dans les milieux côtiers ont commencé à s'accumuler dès le début de la pandémie et ont paru toujours en plus grand nombre en 2020 (p. ex. (BBC News, 2020[63] ; Bondaroff et Cooke, 2020[64] ; Chapman et Bomford, 2020[65]). Bondaroff et Cooke (2020[64]) documentent le nombre considérable de masques et de gants qui ont été jetés sur les plages partout en Asie, même sur celles qui sont éloignées. Par exemple, sur la petite plage de Tai A Chau

des îles Soko à Hong Kong (Chine), une organisation de protection du milieu marin a trouvé 70 masques jonchant une courte bande de 100 mètres dès février 2020. La composition des déchets sauvages a également changé avec l'émergence des préoccupations sanitaires. Dans deux rivières d'Indonésie, environ 15 % des objets abandonnés qui ont été collectés entre mars et avril 2020 étaient des EPI (Cordova et al., 2021[66]).

Bondaroff et Cooke (2020[64]) estiment que 1.56 milliard de masques ont pénétré dans l'océan en 2020 (ce qui correspond à l'hypothèse de 3 % de masques rejetés dans l'environnement ; le pourcentage est inférieur pour les masques utilisés dans des établissements médicaux contrôlés), ce qui a engendré 5 à 6 kt de déchets plastiques marins. Chowdhury et al. (2021[67]) avancent des chiffres supérieurs : entre 150 à 390 kt de déchets plastiques pourraient pénétrer dans les océans selon eux d'ici à fin 2021[3]. Ces deux valeurs sont faibles par rapport à l'estimation de 22 Mt de plastiques rejetés au total dans l'environnement en 2019 qui est indiquée au chapitre 2 de ce rapport, mais l'abandon sauvage de déchets directement causé par la pandémie vient aggraver les problèmes existants de pollution environnementale.

Les rejets se produisent non seulement dans le milieu marin mais aussi sur terre. Une analyse récente des détritus terrestres fondée sur les signalements de citoyens de 11 pays de l'OCDE entre septembre 2019 et octobre 2020 montre que la part des masques abandonnés dans l'environnement a augmenté particulièrement après le début officiel de la pandémie. Elle est passée de moins de 0.01 % des déchets sauvages totaux en octobre 2019 à 0.80 % un an plus tard (Roberts et al., 2021[62]). Cela montre que l'abandon sauvage de masques a considérablement augmenté en raison du COVID-19, mais aussi combien la part des volumes d'EPI reste faible par rapport au volume total de déchets sauvages.

Un certain nombre de rapports souligne le problème des EPI jetés sur la voie publique dans les villes (BBC News, 2020[68] ; Fazio, 2020[69] ; Tesfaldet et al., 2021[70]). Ce phénomène a endommagé certains systèmes d'assainissement urbain, qui ont été obstrués par des masques et des gants. Il a augmenté les coûts de nettoyage et de remplacement du matériel dans les zones concernées et accru le risque d'inondation et de pollution de l'eau (Geberemariam, 2021[71]). Les masques et les autres EPI jetés sur la voie publique peuvent également être transportés par les systèmes d'assainissement vers le milieu marin (Fadare et Okoffo, 2020[72]).

Une étude a permis de constater que 170 masques avaient été jetés par terre sur une bande de 13 km couvrant trois rues de Bangkok en 42 jours d'observation de cinq heures chacun (Tesfaldet et al., 2021[70]). Une autre étude a indiqué que l'on trouvait au moins un EPI (en majorité des masques) dans plus d'un tiers des 140 tronçons routiers de 50 mètres qui ont été inspectés en septembre et en octobre 2020 en Essex (Royaume-Uni) (Chapman et Bomford, 2020[65]). Une étude canadienne menée à Toronto rapporte que 1 010 EPI en moyenne ont été collectés par kilomètre carré dans les zones résidentielles et commerciales, ainsi que dans les districts hospitaliers (Ammendolia et al., 2021[73])[4].

Si ces déchets supplémentaires jetés par terre ne sont pas agréables sur le plan esthétique, il y a moins de chances qu'ils nuisent à l'environnement dans les pays membres de l'OCDE que dans ceux non membres de l'OCDE, les pays membres étant plus susceptible de dépenser des fonds supplémentaires pour ramasser les déchets sauvages. À Toronto, par exemple, les coûts de nettoyage associés à la gestion des déchets sauvages se sont élevés à près de 113 500 USD (146 614 CAD) entre mars et fin juillet 2020, la majeure partie de ces coûts étant directement attribuable à la hausse de la quantité de déchets sauvages (Solid Waste Management Services, 2020[74])[5]. Cependant, dans les pays en développement, où les déchets sauvages peuvent ne pas être collectés, ces déchets sauvages supplémentaires pourraient entraîner une dégradation de l'environnement.

3.3.2. Le recyclage des plastiques a été perturbé

Le recyclage des plastiques a été perturbé par la pandémie de COVID-19 de plusieurs manières. Tout d'abord, les perturbations de la gestion des déchets, dont la baisse de la collecte sélective des déchets et

la réduction des échanges de déchets, ont diminué l'offre de matières disponibles pour le recyclage (Laubinger et Varghese, 2020[35]).

Ensuite, les entreprises de recyclage ont été affectées par les restrictions de l'activité économique. Les programmes de recyclage ont été interrompus dans de nombreuses régions et les ramasseurs de déchets informels ont réduit leurs activités (GMCA, 2020[75] ; Martin et al., 2020[43]). Certaines villes des États-Unis ont interrompu leur programme de recyclage, craignant que le virus ne se propage par le biais des articles collectés (Zambrano-Monserrate, Ruano et Sanchez-Alcalde, 2020[76] ; Staub, 2020[77]). Une étude menée aux États-Unis indique que 34 % des entreprises de recyclage étaient partiellement ou totalement fermées en avril 2020 (Toto, 2020[78]). Durant le confinement, à Shanghai, les quartiers centraux n'avaient plus la possibilité de séparer les articles recyclables (Bloomberg News, 2020[79]).

Enfin, le prix mondial du pétrole a fortement baissé au premier trimestre 2020 (AIE, 2020[7] ; Bureau of Labor Statistics des États-Unis, 2020[8]). Cette baisse du prix a réduit les coûts de production des plastiques primaires, et donc le prix des produits plastiques, tandis que ceux des plastiques secondaires n'ont pas diminué dans les mêmes proportions. Bien que le prix des plastiques secondaires soit historiquement corrélé à celui des plastiques primaires, il n'existe pas de marché au comptant pour les plastiques secondaires (OCDE, 2018[80]), de sorte que l'on ignore dans quelle mesure la rentabilité de la production secondaire a été affectée. Cependant, il est probable que la compétitivité du secteur des plastiques secondaires se soit détériorée (Brock, 2020[81]); voir également le chapitre 4. En Europe, de nombreuses entreprises de recyclage des plastiques ont mis en pause leur production en 2020 en réaction aux restrictions gouvernementales et à la dégradation des conditions de marché (PRE, 2020[82]).

Le prix du pétrole s'est redressé plus tard en 2020, ce qui a fait remonter le prix des plastiques primaires (AIE, 2020[7] ; Bureau of Labor Statistics des États-Unis, 2020[8]). En parallèle, les gouvernements ont commencé à mieux gérer les mesures de confinement, et les municipalités de nombreux pays ont veillé à maintenir ou rétablir la collecte sélective des déchets. Cette évolution a relancé l'industrie du recyclage, même si les écarts régionaux sont restés importants. L'effet global sur les volumes de recyclage et les volumes de plastiques secondaires produits reste flou, étant donné qu'il n'existait pas de données solides au moment de la rédaction de ce rapport pour déterminer la tendance dominante au cours de l'année.

Les volumes mondiaux de recyclage ont non seulement été influencés par la pandémie de COVID-19, mais le marché a également subi les effets des changements récents apportés aux politiques nationales. Il s'agit, par exemple, des normes sur la teneur minimale obligatoire en matières recyclées (chapitre 6), des engagements volontaires des entreprises et du contexte international plus général, comme les modifications de la Convention de Bâle récemment adoptées et l'interdiction des importations de déchets imposée par la Chine (chapitre 4).

3.3.3. Les politiques de gestion et de recyclage des déchets ont changé temporairement.

Les mesures prises par les pouvoirs publics en réaction à la pandémie de COVID-19 ont également eu un effet sur les politiques relatives à l'utilisation des plastiques ainsi qu'à la gestion et au recyclage des déchets plastiques. Avec la montée des préoccupations sanitaires, les mesures gouvernementales visant à réduire la quantité d'articles en plastique à usage unique ont été reportées dans de nombreux endroits (Murphy, 2020[83] ; Tabuchi, 2020[84] ; État du Maine aux États-Unis, 2020[85]). Par exemple, l'Inde, le Portugal, le Sénégal et de nombreux États des États-Unis ainsi que certains États et territoires australiens ont repoussé l'entrée en vigueur de l'interdiction des plastiques à usage unique ; l'Écosse et les Pays-Bas ont retardé la mise en œuvre des systèmes de consigne (da Costa, 2021[86]). L'Italie a reporté plusieurs fois l'instauration de sa taxe sur les emballages plastiques, dont l'entrée en vigueur est actuellement prévue en 2023 (Zecchini, 2021[87]) Plusieurs gouvernements locaux et nationaux ont désormais lancé la mise en œuvre de ces mesures. Par exemple, New York a commencé à faire appliquer l'interdiction des sacs en plastique en octobre 2020, après l'avoir reportée de sept mois (Associated Press, 2020[88]).

En 2021, les ministres de l'Environnement des États et territoires du Commonwealth ont recensé huit produits en plastique à usage unique qui doivent être éliminés progressivement au niveau national d'ici à 2025 (voire avant dans certains cas) au titre du plan national d'action stratégique en matière de déchets (Gouvernement de l'Australie, 2021[89] ; ACT Government, 2021[90] ; Gouvernement de l'Australie-Occidentale, 2021[91]). Et malgré les pressions que l'Union européenne a subies pour retarder la mise en œuvre de sa taxe sur les plastiques, celle-ci a pris effet en juillet 2021 comme prévu (CE, 2021[92] ; Simon, 2020[93]).

Pour répondre à la hausse des dépôts sauvages pendant les premiers mois de la pandémie, le gouvernement irlandais a débloqué un million d'euros supplémentaire pour soutenir les efforts visant à résoudre ce problème (Gouvernement de l'Irlande, 2020[94]).

Les politiques de recyclage ont également subi les effets de la pandémie. Par exemple, Fort Collins, une municipalité du Colorado, a temporairement suspendu son projet d'adoption d'un décret relatif au recyclage communautaire, qui exigerait que des services de recyclage soient fournis à l'aide de camions-poubelles à la majeure partie des logements multifamiliaux et des propriétés commerciales fin 2020 ; ce décret est finalement entré en vigueur en juillet 2021 (City of Fort Collins, 2021[95] ; Staub, 2020[96]). En raison des recommandations de distanciation sociale émises par les gouvernements locaux, certains centres de recyclage ont réduit leur activité ou même fermé temporairement les premiers mois de la pandémie (Staub, 2020[77]). En outre, comme la collecte des déchets a pris du retard dans certaines villes en raison des effets du COVID-19 sur les effectifs, elle est devenue prioritaire par rapport au recyclage (Staub, 2020[77]). Enfin, les récupérateurs de déchets et autres travailleurs informels du secteur des déchets ont également été affectés par les mesures de confinement liées au COVID-19 (Sarkodie et Owusu, 2020[97]).

Laubinger et Varghese (2020[35]) ont rapidement prévenu que l'arrêt ou la suspension des mesures de réduction des plastiques et des déchets risquaient de devenir permanents au lieu de rester temporaires comme cela semblait prévu au départ. Ce changement freinerait la transition harmonieuse vers une économie plus circulaire et plus efficace dans l'utilisation des ressources.

3.4. La modélisation de l'OCDE tend à montrer que, dans l'ensemble, le COVID-19 a fait diminuer l'utilisation des plastiques en 2020.

Les observations ponctuelles et partielles présentées ci-dessus sont insuffisantes pour évaluer l'effet global de la pandémie de COVID-19 et des mesures gouvernementales prises en réponse sur l'utilisation mondiale des plastiques. Au-delà des applications des plastiques retenues sur lesquelles il y a eu un effet direct, l'évolution de l'activité économique et de la consommation des ménages de même que les liens entre les secteurs ont des effets indirects sur l'utilisation des plastiques. De nombreux secteurs ont réduit leur production en réaction à un confinement, à des obstacles commerciaux ou à une baisse de la demande, et diminué leur utilisation de plastiques en conséquence.

Pour obtenir un tableau d'ensemble, il est nécessaire d'effectuer une évaluation à l'échelle de l'économie qui relie l'utilisation des plastiques à des activités économiques précises, ainsi que les différentes activités économiques sectorielles et régionales entre elles. Dans le cadre des présentes Perspectives mondiales des plastiques, le cadre de modélisation ENV-Linkages décrit dans Chateau, Dellink et Lanzi (2014[98]) a été utilisé pour cette évaluation générale.[6] Cette section présente les résultats de cette modélisation, tandis que l'annexe B décrit les répercussions économiques évaluées dans le cadre de la modélisation.

Il convient d'interpréter ces résultats de modélisation avec prudence. Tout d'abord, les estimations de l'activité économique et de l'utilisation des plastiques pour 2020 ne sont pas définitives au moment de la rédaction de ce rapport et les statistiques officielles devraient être mises à jour. Ensuite, la modélisation suppose que l'utilisation des plastiques par secteur de production diminue proportionnellement à l'évolution de la production[7]. Cette hypothèse exclut les changements de technologie de production au

sein du secteur ou les transferts entre différentes parties du même secteur, comme l'évolution de la consommation des repas au restaurant vers les repas à emporter ou des magasins de détail vers le commerce électronique. Ces résultats révèlent donc davantage les conséquences générales des effets économiques de la pandémie sur l'utilisation des plastiques que l'utilisation détaillée de polymères spécifiques dans des secteurs précis. Néanmoins, l'évaluation fondée sur la modélisation fait apparaître la majorité des tendances décrites dans la section 3.2 et souligne que les effets indirects pourraient être plus importants que les effets directs très visibles sur un nombre assez restreint d'applications.

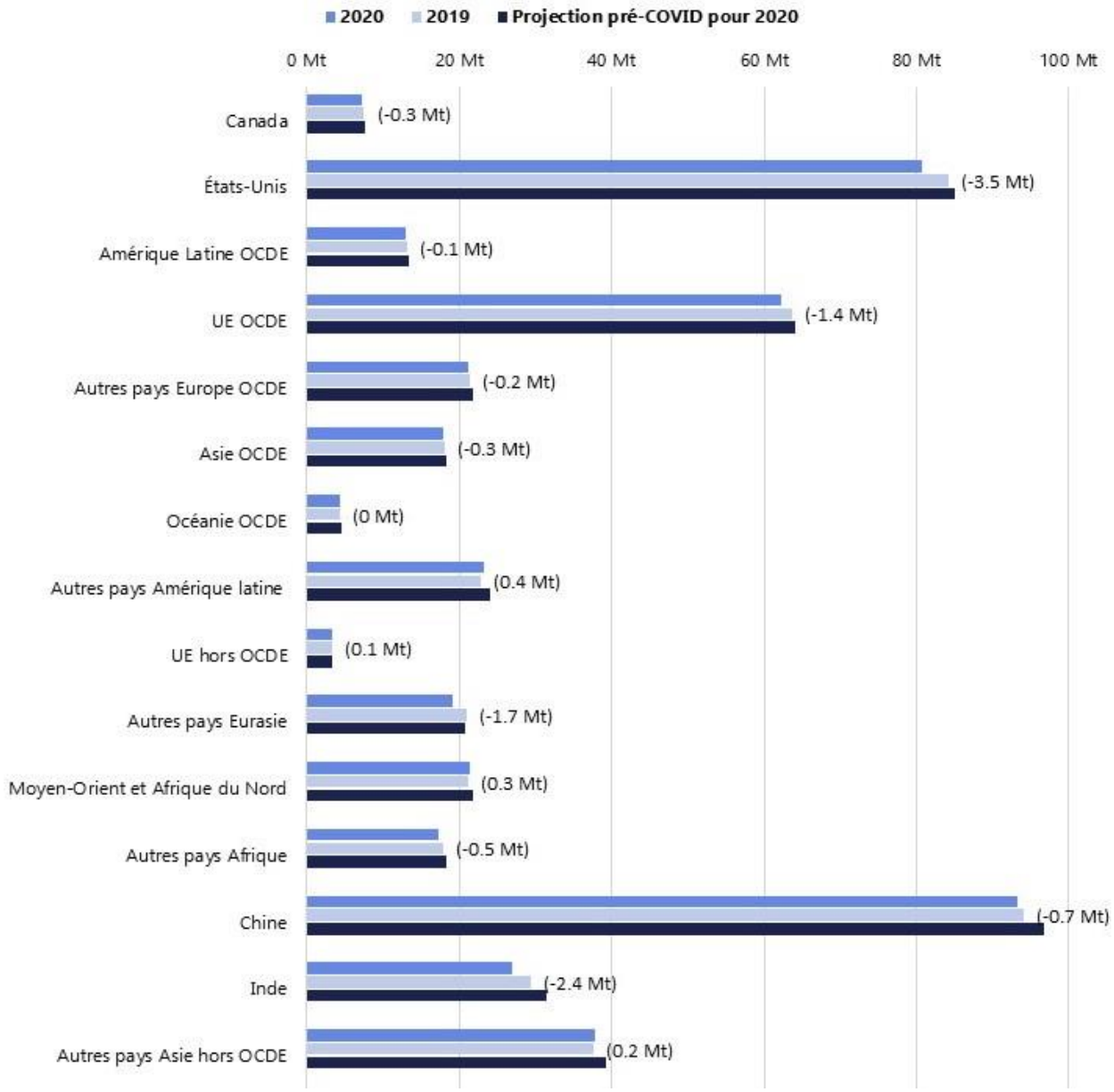
3.4.1. L'utilisation des plastiques a diminué en 2020, mais moins que l'activité économique.

À l'échelle mondiale, la réduction d'échelle de l'activité économique est plus importante que la hausse de la demande des applications spécifiques des plastiques décrites ci-dessus. Selon les estimations issues de la modélisation, l'utilisation mondiale des plastiques a diminué de 2.2 % par rapport au niveau de 2019 ou de 4.5 % par rapport aux projections pré-COVID pour 2020 (Graphique 3.2 et Graphique 3.3). Cela correspond à une baisse d'environ 10 Mt par rapport à 2019. Étant donné que le PIB mondial a reculé de près de 3.5 % par rapport au niveau de 2019 (de 6.5 % par rapport aux projections pré-COVID), l'intensité d'utilisation des plastiques de l'économie mondiale a augmenté. Ces résultats contrastent avec la récente tendance à la baisse de l'intensité d'utilisation des plastiques de l'économie, c'est-à-dire qu'entre 2015 et 2019, la hausse de l'utilisation mondiale des plastiques a été plus faible que l'augmentation du PIB mondial.

Certaines régions ont affiché un ralentissement économique plus important que d'autres, ce qui se reflète dans l'utilisation régionale des plastiques (Graphique 3.2). Par exemple, l'économie indienne s'est contractée de 6 % en 2020 (13 % en deçà de la projection pré-COVID), entraînant une réduction de l'utilisation des plastiques d'environ 12.9 % par rapport à la projection pré-COVID. C'est l'équivalent d'une baisse de 7 % en 2020 par rapport à 2019, soit 1.9 Mt.

Graphique 3.2. L'utilisation mondiale des plastiques a diminué de plus de 10 Mt en 2020, affectant la quasi-totalité des régions.

Utilisation régionale des plastiques en 2020 par rapport à 2019 et à la projection pré-COVID pour 2020



Note : L'évolution de l'utilisation des plastiques entre 2019 et 2020 est indiquée entre parenthèses.
Source : base de données constituée par l'OCDE pour les Perspectives mondiales des plastiques, Dellink et al. (2021[3]).

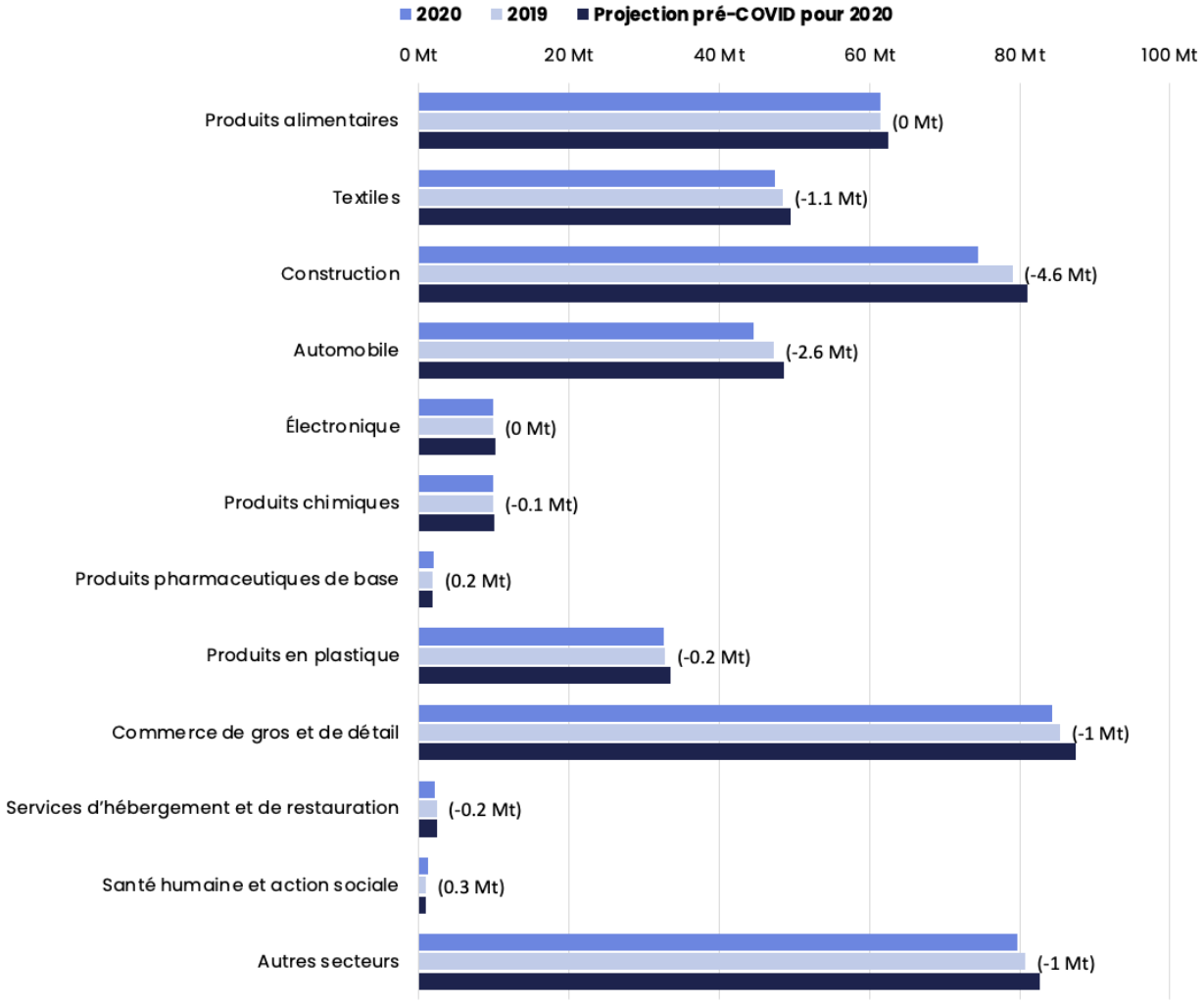
StatLink https://stat.link/2xr85t

Les évolutions régionales de l'utilisation des plastiques en 2020 sont également déterminées par la structure de l'économie, qui varie sensiblement d'une région à l'autre. Les pays spécialisés dans des secteurs qui utilisent d'importants volumes de plastiques, notamment l'Inde et la région de l'Europe qui ne fait pas partie de l'OCDE, enregistrent une plus forte baisse de l'utilisation des plastiques tout comme les pays spécialisés dans les secteurs les plus durement frappés par la pandémie ont tendance à afficher une

réduction plus importante de leur activité économique. La diminution de l'utilisation des plastiques est plus importante que la perte de PIB dans de nombreux pays, en particulier au sein de l'Union européenne (-3 % contre -8 % par rapport aux projections pré-COVID) et dans la région Amérique latine de l'OCDE (-2 % contre -9 %). Ces chiffres montrent que les coûts économiques substantiels dans ces régions sont en grande partie engendrés par des perturbations dans des secteurs qui n'utilisent pas beaucoup de plastiques.

Graphique 3.3. L'utilisation mondiale des plastiques a diminué de plus de 10 Mt en 2020, affectant la quasi-totalité des secteurs.

Utilisation sectorielle des plastiques en 2020 par rapport à 2019 et à la projection pré-COVID pour 2020



Note : Les effets directs de l'évolution de la consommation autres que ceux touchant à la santé humaine (dont les EPI) décrits dans la section 3.2.2 ne sont pas inclus dans ces calculs en raison de l'absence de données solides. L'évolution de l'utilisation des plastiques entre 2019 et 2020 est indiquée entre parenthèses.
Source : base de données constituée par l'OCDE pour les Perspectives mondiales des plastiques, Dellink et al. (2021[3]).

StatLink https://stat.link/mn3kac

L'utilisation sectorielle des plastiques a diminué globalement, sauf dans les secteurs en lien avec la santé.

Conformément aux observations ponctuelles présentées à la section 3.2, les répercussions de la pandémie et des mesures de confinement sur l'utilisation des plastiques diffèrent grandement selon les secteurs (Graphique 3.3). L'utilisation des plastiques pour les produits alimentaires serait globalement stable depuis 2019 (moins de 200 kt) et n'a diminué que de quelques points de pourcentage par rapport aux niveaux prévus pour 2020 avant la pandémie. Comme il est expliqué plus haut, les mesures de confinement ont avant tout eu un effet sur la manière dont la nourriture est consommée plutôt que sur le volume global de la consommation alimentaire. Cependant, les livraisons à domicile et les repas à emporter pourraient avoir intensifié l'utilisation de certains polymères plastiques dans ce secteur, un facteur qui n'a pas pu être pris en compte dans ce calcul étant donné qu'il n'existe pas (encore) de données solides dans ce domaine.

Le fort impact négatif des mesures de confinement sur l'activité du secteur de la construction et l'automobile ont provoqué une réduction de l'utilisation des plastiques dans ces secteurs d'environ 4.6 Mt et 2.6 Mt respectivement par rapport à 2019, d'après les simulations du modèle. Cette évolution résulte de baisses notables de la production dans ces secteurs. Chacun de ces secteurs représente plus de 10 % de l'utilisation totale des plastiques, et combinées aux produits alimentaires, aux textiles et au commerce de gros et de détail, ces réductions sont en grande partie responsables des effets globaux de la pandémie sur l'utilisation des plastiques.

Dans le secteur de la fabrication du plastique et du caoutchouc lui-même, de même que dans l'industrie chimique, l'utilisation des plastiques n'a pas varié sensiblement par rapport au niveau de 2019, ce qui équivaut à une réduction de 3 % par rapport à la projection pré-COVID. Cet écart est attribuable à la baisse de la demande de produits en plastique dans d'autres secteurs.

Le secteur pharmaceutique est le seul secteur pour lequel le modèle simule une nette augmentation de l'utilisation des plastiques. La pandémie a accru la demande de produits pharmaceutiques, dont les vaccins et autres médicaments. Toutefois, l'utilisation totale des plastiques dans ce secteur reste inférieure à 2 Mt sur le plan mondial : la hausse est donc relativement mineure dans l'absolu (environ 200 kt).

D'après les simulations, l'utilisation des plastiques dans le secteur de la santé humaine et de l'action sociale (qui inclut le secteur médical) a augmenté de 33 % par rapport aux projections de référence pré-COVID pour 2020 et de 37 % par rapport au niveau de 2019. Cette hausse est presque totalement attribuable à l'effet direct du port d'EPI tels que les masques et les gants, qui représenteraient environ 300 kt (section 3.2.2). Cependant, si ces chiffres sont importants à l'échelle sectorielle, en valeur absolue, ils sont faibles par rapport aux changements observés dans d'autres secteurs.

3.4.2. Les déchets plastiques pourraient être restés stables à court terme malgré le passage aux plastiques à usage unique.

L'évolution dans le domaine des plastiques évoquée ci-dessus va modifier durablement les volumes de déchets plastiques. À court terme, la majeure partie des types de plastiques nouveaux ou en hausse, comme ceux utilisés pour les EPI, sont à usage unique et ont une durée de vie courte. Une grande partie de ces plastiques supplémentaires a déjà été jetée ou le sera très prochainement. En revanche, la durée de vie des plastiques utilisés dans les secteurs où la demande a le plus fortement diminué, comme la construction automobile, est souvent beaucoup plus longue. En outre, les matériaux d'emballage utilisés, par exemple, dans le commerce de gros et de détail ont également diminué, tandis que les ceux utilisés pour les repas à emporter et le commerce électronique ont augmenté. Ainsi, en 2020, la quantité totale de déchets plastiques pourrait être restée stable globalement (bien qu'il n'y ait pas encore de données solides disponibles), mais la réduction de l'utilisation des plastiques dans les produits de consommation et l'automobile, et notamment dans le bâtiment, ne devrait vraisemblablement modifier les volumes de

déchets plastiques que dans plusieurs années. Cette situation pourrait évoluer, cependant, si la reprise après la pandémie redonne un élan significatif au secteur du bâtiment et aux biens durables. Ces projections à plus long terme seront étudiées plus en détail dans le Volume 2 des Perspectives mondiales des plastiques (OECD, 2022[39]).

3.5. Les conséquences à plus long terme de la pandémie de COVID-19 restent floues.

Malgré les inquiétudes liées à la propagation continue du COVID-19 pour la santé humaine et la prolongation des mesures qui restreignent l'activité économique, cette dernière a connu une croissance significative par rapport à 2020 (OCDE, 2021[1]). Avec le rebond de l'économie, l'utilisation des plastiques devrait également repartir à la hausse. Toutefois, les différents secteurs et pays se redressent à des rythmes très variables (Dellink et al., 2021[3]), et de fortes incertitudes entourent l'évolution de l'activité économique et de l'utilisation des plastiques.

L'une des principales incertitudes en lien direct avec l'utilisation des plastiques et les déchets concerne l'ampleur des plans de relance gouvernementaux et la mesure dans laquelle ils sont verts. Par exemple, des investissements à grande échelle dans les infrastructures favorisés par ces plans de relance auront pour effet une croissance rapide de l'activité dans le secteur du bâtiment, avec la hausse connexe de l'utilisation des plastiques, étant donné que ce secteur représente plus de 10 % de l'utilisation totale des plastiques. Si les plans de relance visent à accélérer la transition vers une économie plus circulaire et plus efficace dans l'utilisation de ses ressources (OCDE, 2021[99]), une relance économique rapide ne doit pas nécessairement s'accompagner d'une augmentation rapide de l'utilisation des plastiques. Il serait possible de stimuler de préférence le recyclage et l'utilisation secondaire des plastiques, ainsi que de réduire l'intensité d'utilisation des plastiques de l'économie.

L'autre incertitude majeure concerne les modifications de comportement qui sont apparues durant les périodes de confinement : se pérenniseront-elles ou les choses reviendront-elles « à la normale » ? Il reste à voir si la croissance rapide du commerce électronique se poursuivra et si celle-ci fera augmenter l'utilisation des plastiques à courte durée de vie qui servent aux emballages. Il y a peut-être moins d'incertitudes quant à l'utilisation des masques et d'autres EPI dans les années à venir, mais la quantité de déchets plastiques sauvages qui en résulte dépend de l'évolution de la pandémie ainsi que du caractère permanent ou temporaire des changements de comportement.

L'examen rétrospectif mené dans ce chapitre met en lumière l'importance des interactions au sein du système économique pour l'évaluation générale des conséquences du COVID-19 sur l'utilisation des plastiques. Il a révélé une réduction généralisée de l'utilisation des plastiques dans de nombreux secteurs économiques en 2020, mais des augmentations dans certaines applications, ainsi qu'un recours accru aux plastiques à usage unique. Une analyse prospective, telle que celle envisagée dans le Volume 2 des Perspectives mondiales des plastiques (OECD, 2022[39]), permettra de faire la lumière sur les conséquences à plus long terme.

Références

ACEA (2021), *Economic and Market Report: EU Automotive Industry Full-year 2020*, Association des constructeurs européens d'automobiles, https://www.acea.auto/files/Economic_and_Market_Report_full-year_2020.pdf. [40]

ACT Government (2021), *https://www.cityservices.act.gov.au/recycling-and-waste/single-use-plastics*. [90]

AIE (2020), *World Energy Outlook 2020*, Éditions OCDE, Paris, https://doi.org/10.1787/557a761b-en. [7]

AIT/PNUE (2021), *Covid-19 & Plastic Plight: a Reflection from One Year of the Pandemic*, http://www.circular-economy.ait.ac.th/downloads/COVID-19%20&%20Plastic%20Plight%20Report.pdf. [47]

Ammendolia, J. et al. (2021), « An emerging source of plastic pollution: Environmental presence of plastic personal protective equipment (PPE) debris related to COVID-19 in a metropolitan city », *Environmental Pollution*, vol. 269, p. 116160, https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116160. [73]

Arizton Advisory and Intelligence (2020), *Medical Face Mask Market - Global Outlook and Forecast 2020-2025*, Market Research.com, https://www.marketresearch.com/Arizton-v4150/Medical-Face-Mask-Global-Outlook-13345767/. [29]

Associated Press (2020), *Plastic Bag Ban Starts in New York After Months of Delay*, Associated Press, https://apnews.com/article/business-new-york-75d5e594b0090ae7263efc70f8a33f5b. [88]

BAD (2020), *Managing Infectious Medical Waste during the COVID-19 Pandemic*, https://www.adb.org/publications/managing-medical-waste-covid19. [61]

Basmage, O. et M. Hashmi (2020), « Plastic Products in Hospitals and Healthcare Systems », dans *Encyclopedia of Renewable and Sustainable Materials*, Elsevier, https://doi.org/10.1016/b978-0-12-803581-8.11303-7. [18]

BBC News (2020), *Coronavirus: Discarded disposable gloves on the street*, BBC News, https://www.bbc.com/news/in-pictures-52188627. [68]

BBC News (2020), *Coronavirus: French alarm at Covid-linked Med pollution*, BBC News, https://www.bbc.com/news/world-europe-52807526. [63]

Bloomberg News (2020), *China's War on Garbage Faces a Major Coronavirus Setback*, Bloomberg Quint, https://www.bloombergquint.com/business/china-s-war-on-garbage-faces-a-major-coronavirus-setback. [79]

Board of Governors of the Federal Reserve System, États-Unis (2021), *Industrial Production: Manufacturing: Non-Durable Goods: Plastics and Rubber Products (NAICS = 326) [IPG326S]*, Federal Reserve Bank of St. Louis, https://fred.stlouisfed.org/series/IPG326S. [9]

Bondaroff, T. et S. Cooke (2020), *Masks on the Beach: The Impact of COVID-19 on Marine Plastic Pollution*, OceansAsia, https://oceansasia.org/wp-content/uploads/2020/12/Marine-Plastic-Pollution-FINAL.pdf. [64]

Bown, C. (2020), *COVID-19: China's exports of medical supplies provide a ray of hope*, Peterson Institute for International Economics, https://www.piie.com/blogs/trade-and-investment-policy-watch/covid-19-chinas-exports-medical-supplies-provide-ray-hope. [30]

Brock, J. (2020), *A Reuters Special Report: The Plastic Pandemic. Covid-19 trashed the recycling dream.*, Reuters, https://www.reuters.com/investigates/special-report/health-coronavirus-plastic-recycling/. [81]

Bureau des statistiques de la Chine (2021), *Total Retail Sales of Consumer Goods Went Up by 4.6 percent in December 2020*, Bureau des statistiques de la Chine, http://www.stats.gov.cn/English/PressRelease/202101/t20210119_1812515.html. [32]

Bureau of Labor Statistics des États-Unis (2020), *From the barrel to the pump: the impact of the COVID-19 pandemic on prices for petroleum products*, Bureau of Labor Statistics des États-Unis, https://www.bls.gov/opub/mlr/2020/article/from-the-barrel-to-the-pump.htm. [8]

CE (2021), *Single-use plastics*, Commission européenne, https://ec.europa.eu/environment/topics/plastics/single-use-plastics_en. [92]

Celis, J. et al. (2021), « Plastic residues produced with confirmatory testing for COVID-19: Classification, quantification, fate, and impacts on human health », *Science of The Total Environment*, vol. 760, p. 144167, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144167. [19]

Central Pollution Control Board (2021), *COVID-19 Waste Management*, Ministère de l'Environnement, des Forêts et du Changement climatique (Inde) Gouvernement de l'Inde, https://cpcb.nic.in/covid-waste-management/. [60]

CGTN (2020), *Hong Kong plastic waste: Food delivery and takeouts bring surge in plastic pollution*, CGTN, https://news.cgtn.com/news/7a497a4d33514464776c6d636a4e6e62684a4856/index.html. [52]

Chapman, C. et K. Bomford (2020), *Litter in lockdown: A study of litter in the time of coronavirus*, CPRE, https://www.cpre.org.uk/wp-content/uploads/2020/12/Litter-in-lockdown-full-report-December-2020.pdf. [65]

Château, J., R. Dellink et E. Lanzi (2014), « An Overview of the OECD ENV-Linkages Model: Version 3 »*, Documents de travail de l'OCDE sur l'environnement*, n° 65, Éditions OCDE, Paris, https://doi.org/10.1787/5jz2qck2b2vd-en. [98]

Chowdhury, H., T. Chowdhury et S. Sait (2021), « Estimating marine plastic pollution from COVID-19 face masks in coastal regions », *Marine Pollution Bulletin*, vol. 168, p. 112419, https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112419. [67]

City of Fort Collins (2021), *Recycling: Recycling & Trash Ordinances*, https://www.fcgov.com/recycling/ordinances. [95]

Clark, D. (2021), *Recovery for the paraxylene industry or temporary reprieve?*, IHS Markit, https://ihsmarkit.com/research-analysis/recovery-for-the-paraxylene-industry-or-temporary-reprieve.html?ite=997087&ito=1274&itq=3b1f1db2-19e0-4d34-b496-811584ab7ccb&itx%5Bidio%5D=771816356. [44]

Cordova, M. et al. (2021), « Unprecedented plastic-made personal protective equipment (PPE) debris in river outlets into Jakarta Bay during COVID-19 pandemic », *Chemosphere*, vol. 268, p. 129360, https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129360. [66]

COREPLA (2021), *I risultati 2020 di corepla: raccolta in aumento nonostante l'emergenza sanitaria (+4%) e dati più omogenei tra le regioni.*, Consorzio Nazionale Per La Raccolta, Il Riciclo E Il Recupero Degli Imballaggi In Plastica, https://www.corepla.it/news/i-risultati-2020-di-corepla-raccolta-aumento-nonostante-l-emergenza-sanitaria-4-e-dati-pi-omoge. [31]

da Costa, J. (2021), « The 2019 global pandemic and plastic pollution prevention measures: Playing catch-up », *Science of The Total Environment*, vol. 774, p. 145806, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145806. [86]

Das, A. et al. (2021), « COVID-19 and municipal solid waste (MSW) management: a review », *Environmental Science and Pollution Research 2021 28:23*, vol. 28/23, pp. 28993-29008, https://doi.org/10.1007/S11356-021-13914-6. [46]

de Vet, J., D. Nigohosyan et J. Nunez Ferrer (2021), *Impacts of the Covid-19 pandemic on EU industries*, Parlement européen, https://www.europarl.europa.eu/RegData/etudes/STUD/2021/662903/IPOL_STU(2021)662903_EN.pdf. [36]

Dellink, R. et al. (2021), « Effets à long terme de la pandémie de COVID-19 et des mesures de relance sur les pressions environnementales : étude quantitative »*, Documents de travail de l'OCDE sur l'environnement*, n° 176, Éditions OCDE, Paris, https://doi.org/10.1787/123dfd4f-en. [3]

ESDO (2020), *ESDO's Online Press Briefing on COVID-19 Pandemic Outbreak 14,500 Tons of Hazardous Plastic Waste in a Month*, Environment and Social Development Organization (ESDO), https://esdo.org/esdos-online-press-briefing-on-hazardous-plastic-waste-generation-in-a-month-during-covid-19-pandemic/. [26]

État du Maine aux États-Unis (2020), *Governor Mills, Legislature Spearhead Emergency Legislative Package to Respond to COVID-19*, State of Maine: Office of Governor Janet T. Mills, https://www.maine.gov/governor/mills/news/governor-mills-legislature-spearhead-emergency-legislative-package-respond-covid-19-2020-03-17. [85]

Eurostat (2021), *Manufacture of rubber and plastic products, Calendar adjusted data, 2019-2020*, Eurostat. [10]

Fadare, O. et E. Okoffo (2020), « Covid-19 face masks: A potential source of microplastic fibers in the environment », *Science of The Total Environment*, vol. 737, p. 140279, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140279. [72]

Fazio, M. (2020), *Your Used Mask Needs to Make It to the Trash Can*, The New York Times, https://www.nytimes.com/2020/07/25/climate/covid-masks-discarded.html. [69]

FMI (2020), *Perspectives de l'économie mondiale, octobre 2020 : Une ascension longue et difficile*, Fonds monétaire international, Washington, D.C., https://www.imf.org/fr/Publications/WEO/Issues/2020/09/30/world-economic-outlook-october-2020 (consulté le 22 janvier 2021). [2]

Geberemariam, T. (2021), « The Potential Indirect Impact of COVID-19 on Urban Drainage Systems », *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, vol. 147/10, p. 02521001, https://doi.org/10.1061/(asce)ir.1943-4774.0001606. [71]

Ghodrat, M., M. Rashidi et B. Samali (2017), « Life Cycle Assessments of Incineration Treatment for Sharp Medical Waste », dans *The Minerals, Metals & Materials Series, Energy Technology 2017*, Springer International Publishing, Cham, https://doi.org/10.1007/978-3-319-52192-3_14. [56]

GMCA (2020), *All Household Waste Recycling Centres closed from today*, Greater Manchester Combined Authority, https://www.greatermanchester-ca.gov.uk/news/all-household-waste-recycling-centres-closed-from-today/. [75]

Gouvernement de l'Australie (2021), *Commonwealth%20Department%20of%20Agriculture,%20Water%20and%20the%20Environment.pdf*. [89]

Gouvernement de l'Irlande (2020), *Funding ringfenced to tackle illegal dumping during COVID-19*, Department of the Environment, Climate and Communications, https://www.gov.ie/en/press-release/46f2f8-funding-ringfenced-to-tackle-illegal-dumping-during-covid-19/. [94]

Gouvernement de l'Australie-Occidentale (2021), *https://www.replacethewaste.sa.gov.au/*. [91]

Graulich, K. et al. (2021), *Impact of COVID-19 on single-use plastics and the environment in Europe*, Agence européenne pour l'environnement. [27]

Hamann, C., K. Sullivan et P. Wright (2014), « Protective Gloves », dans *Textbook of Hand Eczema*, Springer Berlin Heidelberg, Berlin, https://doi.org/10.1007/978-3-642-39546-8_28. [4]

Henneberry, B. (2021), *How to Make Personal Protective Equipment (PPE) for COVID-19 (Manufacturing and Sourcing Guide)*, THOMAS for Industry, https://www.thomasnet.com/articles/plant-facility-equipment/how-to-make-ppe/. [14]

IGES (2020), *Waste Management during the COVID19 Pandemic: From Response to Recovery*, Programme des Nations Unies pour l'environnement, https://www.iges.or.jp/jp/pub/waste-management-during-covid-19-pandemic-response-recovery/en. [48]

IHS Markit (2020), *COVID-19 Has Impacted the Global Fibers Growth Trend*, IHS Markit, https://cdn.ihsmarkit.com/www/pdf/1020/IHS-Markit-Annual-Global-Fibers-Infographic.pdf. [45]

Institute of Medicine (2006), *Reusability of Facemasks During an Influenza Pandemic: Facing the Flu*, The National Academies Press, Washington, D.C., https://doi.org/10.17226/11637. [13]

Japan Plastics Industry Federation (2021), *Plastics production, 1999 to 2000*, http://www.jpif.gr.jp/3toukei/conts/nenji/y_seihin_c.htm. [11]

Joseph, B. et al. (2021), « Recycling of medical plastics », *Advanced Industrial and Engineering Polymer Research*, https://doi.org/10.1016/j.aiepr.2021.06.003. [15]

Kalantary, R. et al. (2021), « Effect of COVID-19 pandemic on medical waste management: a case study », *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, vol. 19/1, pp. 831-836, https://doi.org/10.1007/s40201-021-00650-9. [59]

Laubinger, F. et N. Varghese (2020), *COVID-19 and the looming plastics pandemic*, OECD Environment Focus, https://oecd-environment-focus.blog/2020/07/07/covid-19-and-the-looming-plastics-pandemic/. [35]

Marsh, K. et B. Bugusu (2007), « Food Packaging? Roles, Materials, and Environmental Issues », *Journal of Food Science*, vol. 72/3, pp. R39-R55, https://doi.org/10.1111/j.1750-3841.2007.00301.x. [5]

Martin, P. et al. (2020), *Can the polyester industry recover from Covid-19's shockwaves?*, Wood Mackenzie, https://www.woodmac.com/news/opinion/can-the-polyester-industry-recover-from-covid-19s-shockwaves/full-report/. [43]

McKeen, L. (2014), « Plastics Used in Medical Devices », dans *Handbook of Polymer Applications in Medicine and Medical Devices*, Elsevier, https://doi.org/10.1016/b978-0-323-22805-3.00003-7. [16]

METI (2020), *METI to Convey Information on Menu of Support Measures for Businesses Affected by Novel Coronavirus Disease Utilizing LINE Application*, Ministère de l'Économie, du Commerce et de l'Industrie (METI), Gouvernement du Japon, https://www.meti.go.jp/english/covid-19/mask.html. [25]

Murphy, H. (2020), *California Lifts Ban on Plastic Bags Amid Virus Concerns*, The New York Times, https://www.nytimes.com/2020/04/24/us/california-plastic-bag-ban-coronavirus.html. [83]

National News Bureau of Thailand (2020), *Covid-19 has positive impact on ecosystem*, National News Bureau of Thailand, https://thainews.prd.go.th/en/news/detail/TCATG200418155259223. [24]

NUS (2020), *The poison of disposables*, NUS, https://blog.nus.edu.sg/poisonofconsumerism/2020/07/16/the-poison-of-disposables/. [53]

OCDE (2021), *Perspectives économiques de l'OCDE, Rapport intermédiaire, mars 2021*, Éditions OCDE, Paris, https://doi.org/10.1787/01954fa3-fr. [1]

OCDE (2021), *The OECD Green Recovery Database: Examining the environmental implications of COVID-19 recovery policies*, https://www.oecd.org/coronavirus/fr/policy-responses. [99]

OCDE (2020), *Les mesures adoptées par les villes face au COVID-19*, https://doi.org/10.1787/aebdbf1c-fr. [49]

OCDE (2020), « The face mask global value chain in the COVID-19 outbreak: Evidence and policy lessons », *Les réponses de l'OCDE face au coronavirus (COVID-19)*, Éditions OCDE, Paris, https://doi.org/10.1787/a4df866d-en. [20]

OCDE (2018), *Improving Markets for Recycled Plastics: Trends, Prospects and Policy Responses*, Éditions OCDE, Paris, https://doi.org/10.1787/9789264301016-en. [80]

OECD (2022), *Global Plastics Outlook : Policy Scenarios to 2060*, OECD Publishing, Paris, https://doi.org/10.1787/aa1edf33-en. [39]

Oliveira, W. et al. (2021), « Food packaging wastes amid the COVID-19 pandemic: Trends and challenges », *Trends in Food Science & Technology*, https://doi.org/10.1016/J.TIFS.2021.05.027. [33]

Oral, E., S. Kurtz et O. Muratoglu (2017), « 7.3 Ultrahigh Molecular Weight Polyethylene Total Joint Implants », dans *Comprehensive Biomaterials II*, Materials Science and Materials Engineering, https://doi.org/10.1016/b978-0-12-803581-8.10219-x. [17]

Patil, A., A. Patel et R. Purohit (2017), « An overview of Polymeric Materials for Automotive Applications », *Materials Today: Proceedings*, vol. 4/2, pp. 3807-3815, https://doi.org/10.1016/j.matpr.2017.02.278. [41]

Patrício Silva, A. et al. (2020), « Rethinking and optimising plastic waste management under COVID-19 pandemic: Policy solutions based on redesign and reduction of single-use plastics and personal protective equipment », *Science of The Total Environment*, vol. 742, p. 140565, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140565. [12]

Peng, J. et al. (2020), « Medical waste management practice during the 2019-2020 novel coronavirus pandemic: Experience in a general hospital », *American Journal of Infection Control*, vol. 48/8, pp. 918-921, https://doi.org/10.1016/J.AJIC.2020.05.035. [57]

PlasticsEurope (2021), *EU Plastics Production and Demand: First Estimates for 2020*, PlasticsEurope Association of Plastics Manufacturers, https://www.plasticseurope.org/en/newsroom/news/eu-plastics-production-and-demand-first-estimates-2020. [6]

Prata, J. et al. (2020), « COVID-19 Pandemic Repercussions on the Use and Management of Plastics », *Environmental Science & Technology*, vol. 54/13, pp. 7760-7765, https://doi.org/10.1021/ACS.EST.0C02178. [28]

PRE (2020), *Plastics recyclers cease production*, Plastics Recyclers Europe, https://www.plasticsrecyclers.eu/post/plastics-recyclers-cease-production. [82]

Promchertoo, P. (2020), *Food delivery services add tonnes of plastic to Thailand's landfills during COVID-19 crisis*, https://www.channelnewsasia.com/news/asia/food-delivery-increases-thailand-plastic-waste-during-COVID-19-12711692?cid. [51]

Ren, D. (2020), *China boosts face mask production capacity by 450 per cent in a month, threatening a glut scenario*, South China Morning Post, https://www.scmp.com/business/companies/article/3075289/china-boosts-face-mask-production-capacity-450-cent-month. [22]

Roberts, K. et al. (2021), « Increased personal protective equipment litter as a result of COVID-19 measures », *Nature Sustainability*, https://doi.org/10.1038/s41893-021-00824-1. [62]

RWMO (2020), *Interim Report: Performance of the Waste Sector in Ireland: Covid 19 - Initial Restrictions Phase 12th March - 18th May 2020*, Regional Waste Management Offices, https://acrplus.org/images/project/Covid-19/RWMO_Ireland_Covid_19_Interim_Report_Waste.pdf. [54]

S&P Global (2020), *Global petrochemical trends: H2 2020*, S&P Global, https://www.spglobal.com/platts/en/market-insights/special-reports/petrochemicals/global-petrochemical-outlook-h2-2020. [38]

Sabanoglu, T. (2020), *Top textile exporting countries worldwide 2019*, Statista, https://www.statista.com/statistics/236397/value-of-the-leading-global-textile-exporters-by-country/. [42]

Sarkodie, S. et P. Owusu (2020), « Impact of COVID-19 pandemic on waste management », *Environment, Development and Sustainability 2020 23:5*, vol. 23/5, pp. 7951-7960, https://doi.org/10.1007/S10668-020-00956-Y. [97]

SCIO (2020), *Fighting COVID-19: China in Action*, Conseil des affaires d'État, République populaire de Chine, http://english.scio.gov.cn/whitepapers/2020-06/07/content_76135269.htm. [23]

Simon, F. (2020), *EU dismisses industry calls to lift ban on single-use plastics*, euractiv.com, https://www.euractiv.com/section/circular-economy/news/eu-dismisses-industry-calls-to-lift-ban-on-single-use-plastics/. [93]

Solid Waste Management Services (2020), *Impact of Covid-19 on Waste Collection and LItter in Greenspaces and Parks*, Solid Waste Management Services, Toronto, https://www.toronto.ca/legdocs/mmis/2020/ie/bgrd/backgroundfile-156330.pdf. [74]

Staub, C. (2020), *City data shows COVID-19 impacts on recycling tonnages*, Resource Recycling, https://resource-recycling.com/recycling/2020/04/28/city-data-shows-COVID-19-impacts-on-recycling-tonnages/#:~:text=Recycling%20programs%20are%20reporting%20greater. [55]

Staub, C. (2020), *Coronavirus pandemic disrupts recycling sector*, Resource Recycling, https://resource-recycling.com/recycling/2020/03/17/coronavirus-pandemic-disrupts-recycling-sector/. [77]

Staub, C. (2020), *How programs in NY, Texas and Colorado are handling COVID-19*, Resource Recycling, https://resource-recycling.com/recycling/2020/08/25/how-programs-in-ny-texas-and-colorado-are-handling-covid-19/. [96]

Subramanian, S. (2020), *How the face mask became the world's most coveted commodity*, The Guardian, https://www.theguardian.com/world/2020/apr/28/face-masks-coveted-commodity-coronavirus-pandemic. [21]

Tabuchi, H. (2020), *In Coronavirus, Industry Sees Chance to Undo Plastic Bag Bans*, The New York Times, https://www.nytimes.com/2020/03/26/climate/plastic-bag-ban-virus.html. [84]

Tabuchi, H. (2020), *In Coronavirus, Industry Sees Chance to Undo Plastic Bag Bans*, The New York Times, https://www.nytimes.com/2020/03/26/climate/plastic-bag-ban-virus.html. [34]

Tesfaldet, Y. et al. (2021), « Assessing face mask littering in urban environments and policy implications: The case of Bangkok », *Science of The Total Environment*, p. 150952, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150952. [70]

Toto, D. (2020), *Challenges of the unknown*, Waste Today, https://www.wastetodaymagazine.com/article/covid-19-recycling-industry-survey-responses/. [78]

Wei, G. (2020), *Medical Waste Management Experience and Lessons in COVID-19 Outbreak in Wuhan*, https://www.waste360.com/medical-waste/medical-waste-management-experience-and-lessons-covid-19-outbreak-wuhan. [58]

Yousefi, M. et al. (2021), « Municipal solid waste management during COVID-19 pandemic: effects and repercussions », *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 28/25, pp. 32200-32209, https://doi.org/10.1007/s11356-021-14214-9. [50]

Zambrano-Monserrate, M., M. Ruano et L. Sanchez-Alcalde (2020), « Indirect effects of COVID-19 on the environment », *Science of The Total Environment*, vol. 728, p. 138813, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138813. [76]

Zecchini, F. (2021), *Italy delays contested new sugar and plastic taxes until 2023*, Reuters, https://www.reuters.com/world/europe/italy-delays-contested-new-sugar-plastic-taxes-until-2023-2021-10-21/. [87]

Zhou Peng, T. (2021), *Petrochemicals 2020: A year of resilence and the road to recovery*, McKinsey & Company, https://www.mckinsey.com/~/media/mckinsey/industries/chemicals/our%20insights/petrochemicals%202020%20a%20year%20of%20resilience%20and%20the%20road%20to%20recovery/petrochemicals-2020-a-year-of-resilience-and-the-road-to-recovery-vf.pdf?shouldIndex=false. [37]

Notes

[1] Le chapitre actuel se concentre sur les conséquences de la pandémie qui sont apparues en 2020. Les conséquences à long terme sont incluses dans les projections de référence présentées dans le Volume 2 des Perspectives mondiales des plastiques (OECD, 2022[39]).

[2] Malgré la plus faible entrée de plastiques sur le marché, la collecte sélective de déchets d'emballages plastiques a augmenté de 4 % par rapport au niveau de 2019, ce qui reflète principalement l'amélioration des systèmes de gestion des déchets dans certaines parties du pays.

[3] Pour obtenir ces chiffres, ils comptent un masque par jour multiplié par la part de personnes qui acceptent les masques dans chaque région (cette part varie fortement selon les pays, de 5 % en Suède à 95 % en Espagne, avec la Chine à 84 % et les États-Unis à 73 %). Cela aboutit à une estimation globale de 140 milliards de masques chaque année. Ils calculent ensuite la pollution plastique en utilisant les parts régionales de déchets mal gérés.

[4] À titre de comparaison, 4 750 EPI ont été trouvés par kilomètre carré dans les espaces de stationnement des magasins d'alimentation et 1 330 EPI par kilomètre carré dans les districts hospitaliers (Ammendolia et al., 2021[73]).

[5] Un quart des coûts a été attribué aux pertes d'emploi découlant de maladies liées au COVID-19 et de recommandations médicales d'auto-isolement (Solid Waste Management Services, 2020[74]).

[6] Les projections de l'utilisation des plastiques jusqu'en 2060 présentées dans le Volume 2 des Perspectives mondiales des plastiques (OECD, 2022[39]) s'appuient sur ces répercussions en 2020, ainsi que sur la voie de la reprise décrite dans Dellink et al. (2021[3]).

[7] L'évolution des prix relatifs aura une incidence sur les méthodes de production et entraînera des effets de substitution entre divers intrants de production, mais cet effet est relativement faible comparé aux effets de la modification de la production.

4 Tendances des marchés des matières plastiques secondaires

Ce chapitre traite du recyclage et explore la structure du marché secondaire des plastiques, en suivant son expansion au cours des dernières décennies. Il analyse également les évolutions récentes en matière de politique, d'investissement et d'échanges de déchets et leurs répercussions sur les marchés secondaires.

MESSAGES CLÉS

- Le recyclage peut contribuer très notablement à réduire l'empreinte environnementale des plastiques, parallèlement aux stratégies visant à réduire les déchets plastiques par la baisse de la consommation et le réemploi. Les matières qui sont recyclées échappent ainsi à d'autres pratiques de gestion des déchets plus dommageables, et la disponibilité de plastiques secondaires (recyclés) peut aider à réduire la demande de matières plastiques primaires (vierges).
- La production de matières plastiques secondaires a plus que quadruplé en poids au cours des 20 dernières années, et elle augmente plus vite que celle de matières plastiques primaires. Cependant les marchés des plastiques secondaires demeurent restreints ; en 2019, la production de plastiques secondaires ne représentait que 6 % de la production totale de plastiques. La plupart des secteurs continuent de faire appel à des matières primaires pour des raisons économiques ou de qualité.
- Les marchés des plastiques secondaires restent vulnérables. Les données rétrospectives montrent que les matières plastiques secondaires ont souvent été utilisées comme substitut des matières primaires. En conséquence, le prix des plastiques secondaires était corrélé à celui des matières primaires équivalentes. Cette absence de demande distincte pour les matières secondaires a une incidence sur la viabilité du recyclage, car les prix des matières secondaires ne reflètent pas entièrement les coûts de la production secondaire (p. ex., la collecte, le tri et le traitement), mais suivent les tendances des prix des matières plastiques primaires et de leurs intrants (p. ex., les prix du pétrole). De plus, comparées aux entreprises qui produisent des plastiques primaires, les entreprises de recyclage produisent moins de matières, ont une intensité capitalistique moindre, et génèrent moins de ventes, ce qui les rend moins résilientes.
- Certains signes sont encourageants en ce qui concerne les marchés des plastiques secondaires. Récemment, certains pays ont redoublé d'efforts pour stimuler à la fois l'offre en taxant les déchets plastiques non recyclés, et la demande en fixant des objectifs d'incorporation de matières recyclées. La différenciation des prix entre matières secondaires et primaires qui se dessine sur les marchés de certains polymères est un signe encourageant, tout comme l'innovation croissante dans le domaine du recyclage.
- Avec l'entrée en vigueur de modifications apportées à la Convention de Bâle et à la Décision de l'OCDE sur les mouvements transfrontières de déchets en janvier 2021, les prescriptions applicables aux échanges de déchets plastiques ont évolué. Ces mesures devraient faire perdurer la tendance à la baisse des volumes échangés et à la hausse des volumes traités et recyclés dans les pays producteurs, ainsi qu'au déplacement des exportations vers de nouveaux pays, une tendance qui s'est amorcée en 2017 lorsque la République populaire de Chine a adopté sa politique de l'« Épée nationale » interdisant la plupart des importations de déchets plastiques.

4.1. Les marchés des plastiques secondaires contribuent à une utilisation plus circulaire des plastiques

Comme le préconise la « règle des 3 R » (réduire, réemployer, recycler), les politiques doivent chercher avant tout à favoriser la réduction de la consommations de plastiques et à maintenir le plastique dans les boucles de valeur supérieure, des axes prioritaires par rapport au recyclage. La réduction des plastiques peut se faire par l'optimisation de la conception des produits, et le réemploi peut de faire en passant de produits à usage unique à des produits en plastique plus durables, ce qui peut réduire la consommation d'énergie par cycle de consommation. Le recyclage et l'utilisation de ces matières plastiques

« secondaires » permettent de réduire les pressions sur l'environnement lorsque la réduction ou la substitution du plastique n'est pas possible ou engendrerait des impacts sur l'environnement encore plus importants et lorsque les produits en plastique durables arrivent en fin de vie. Le recyclage des plastiques est donc un aspect important de l'économie circulaire.

Dans la mesure où il remplace la production de matières primaires et n'induit pas de consommation de plastique supplémentaire, le recyclage présente des avantages environnementaux (Zink et Geyer, 2018[1]). La collecte séparée des plastiques en vue de leur recyclage permet d'éviter la mise en décharge des déchets plastiques (les plastiques mis en décharge pouvant émettre des composés et des lixiviats nocifs) ou leur incinération (les plastiques incinérés produisant des gaz de combustion et d'autres émissions nocives) (Ilyas et al., 2018[2]). Par ailleurs, les recettes issues du recyclage encouragent la collecte des matières valorisables et l'adoption de mesures visant à réduire le volume de déchets mal gérés. Le recyclage fournit en outre des matières premières pour la production de plastiques secondaires permettant la fabrication de produits avec une empreinte carbone réduite (Benavides et al., 2018[3] ; Zheng et Suh, 2019[4]).

4.2. Les flux de déchets plastiques et les méthodes de collecte, de séparation et de recyclage déterminent la valeur des plastiques secondaires

Le recyclage des matières plastiques nécessite plusieurs étapes onéreuses en amont, notamment la collecte, le tri et le transport des déchets. L'organisation de ces activités diffère structurellement d'un pays à l'autre Tableau 4.1. La plupart des pays à revenu élevé disposent d'un système formel de collecte séparée géré par les pouvoirs publics. Les matières collectées sont généralement triées à l'aide d'un processus à forte intensité de capital. En revanche, dans les pays à faible revenu, la collecte séparée et le tri des matières recyclables de forte valeur comme le PET (polyéthylène téréphtalate) sont souvent réalisés par des travailleurs peu qualifiés ou par des travailleurs du secteur du recyclage informel (comme des ramasseurs de déchets). Ces travailleurs informels peuvent jouer un rôle essentiel dans la collecte et le tri des déchets, mais de sérieux doutes existent quant aux processus de recyclage informels existants, qui sont relativement inefficaces et nocifs pour l'environnement : bien souvent ils ne prévoient rien pour empêcher les émissions de substances dangereuses, et sont à l'origine de risques sanitaires et environnementaux (Encadré 4.1).

Tableau 4.1. Les processus de collecte et de tri diffèrent en fonction du niveau de revenu des pays.

	Pays à faible revenu	Pays à revenu élevé
Collecte	• Couverture uniquement partielle de la collecte des déchets publics dans les villes et presque inexistante dans les campagnes • Le secteur informel joue un rôle majeur dans la collecte et le tri des matières recyclables. • Un tri de qualité est opéré, mais uniquement pour certains flux à haute valeur comme les PET.	• Les programmes municipaux de recyclage des plastiques sont courants. • La qualité du tri dépend des habitudes locales, des dispositifs de collecte des matériaux recyclables et des incitations financières. • Les systèmes de collecte sont fortement mécanisés.
Tri	• Le tri manuel est courant. • Les équipements mécaniques se limitent aux presses utilisées pour compacter les déchets.	• Installations fortement mécanisées et à forte intensité capitalistique afin d'optimiser la récupération des plastiques de valeur.
Transport international	• Les déchets collectés de faible valeur sont généralement mis en décharge. • Le secteur local du recyclage peut attirer des flux internationaux de déchets plastiques, les pays d'Asie du Sud-Est sont par exemple des importateurs nets.	• Les plastiques de forte valeur sont recyclés localement. • Les plastiques de faible valeur sont exportés pour être recyclés ailleurs.

Source : adapté de (OCDE, 2018[5]). *Improving Markets for Recycled Plastics: Trends, Prospects and Policy Responses*, https://dx.doi.org/10.1787/9789264301016-en.

Encadré 4.1. La formalisation du recyclage informel reste un défi.

Le recyclage informel renvoie aux activités de récupération des déchets qui ne sont pas soutenues ou reconnues par les autorités de gestion des déchets du service public. Ces activités vont de la collecte et séparation des déchets, à d'autres plus en aval comme le recyclage et le traitement. Au moins 15 millions de personnes dans le monde travaillent dans le secteur informel des déchets, en collectant et en récupérant les matériaux recyclables des déchets, ce qui démontre la prévalence du secteur informel (Medina, 2008[6]).

Les répercussions du secteur informel sur le recyclage sont complexes et varient en fonction du contexte. Dans les pays développés dotés de systèmes formels de gestion des déchets, le ramassage des déchets peut compromettre le financement de ces systèmes en soustrayant des matériaux de valeur au flux normal de déchets. Toutefois, dans les pays à faible revenu dont le système formel de collecte et de tri est peu développé, le secteur informel des déchets peut assurer la collecte et le tri efficaces de matériaux recyclables de forte valeur (Gunsilius, 2011[7] ; CWG et GiZ, 2011[8]).

Néanmoins, ces opérations informelles en aval (recyclage et traitement des déchets) suscitent des préoccupations d'ordre environnemental. Ces opérations recourent souvent à des processus rudimentaires peu respectueux de l'environnement. Par exemple, les processus informels de recyclage des déchets électroniques impliquent souvent de brûler les produits pour récupérer les métaux de valeur. Il arrive que ces acteurs informels gèrent de manière inadéquate (p. ex. dépôt sauvage, mise en décharge, incinération) les déchets résiduels de valeur économique insuffisante, ce qui peut donner lieu à des rejets de plastiques ou de polluants dans l'environnement.

La gestion informelle des déchets suscite également d'importantes préoccupations sociales et de santé publique. Ce sont bien souvent des groupes vulnérables ou marginalisés, dont les migrants, les femmes, les chômeurs, les invalides et les enfants, qui se chargent de ramasser les déchets, et sont parfois amenés à travailler et à vivre dans des conditions épouvantables, dans les décharges mêmes (Medina, 2008[6]). L'exposition aux émissions nocives émises par l'incinération des déchets est un autre exemple d'incidence importante sur le plan sanitaire (Velis et Cook, 2021[9]). Cette profession est particulièrement précaire sur le plan social, car ces travailleurs bénéficient rarement de protection sociale et d'assurance maladie. Par définition, les entreprises informelles ne sont pas enregistrées, ce qui les rend vulnérables à l'exploitation, tandis que l'absence d'inventaires appropriés expose les opérateurs au vol.

Il appartient donc aux pays à revenu faible et intermédiaire de trouver le moyen d'intégrer officiellement les travailleurs du secteur informel des déchets et de pérenniser leur contribution positive, tout en atténuant les impacts environnementaux, sanitaires et sociaux (Wilson, Velis et Cheeseman, 2006[10]).

L'origine d'un flux de déchets plastiques conditionne le niveau de pureté qui peut être atteint après le recyclage, et donc la valeur du plastique secondaire obtenu (Tableau 4.2). Les déchets post-industriels et commerciaux post-consommation peuvent être collectés dans de grands conteneurs qui permettent de ramener à un minimum les coûts de logistique. En outre, des mécanismes de contrôle (p. ex. la formation des employés et l'inspection visuelle lors du ramassage) peuvent aider à atteindre des flux de grande qualité et des prix de marché élevés. En revanche, les déchets ménagers post-consommation sont très onéreux à collecter (le ramassage des ordures coûte très cher, par exemple) et contiennent souvent une quantité importante d'impuretés. De ce fait, la collecte de la plupart des flux de déchets ménagers tend à générer un coût net pour les municipalités chargées de son organisation. Les pays à revenu élevé affichant les taux de recyclage les plus élevés recourent le plus souvent à des programmes de Responsabilité Élargie des Producteurs pour financer la collecte des plastiques recyclables auprès des foyers (chapitre 6) afin de compenser ces coûts.

Tableau 4.2. La valeur et la prise en charge des flux de déchets post-industriels et post-consommation sont différentes.

	Déchets post-industriels	Déchets commerciaux post-consommation	Déchets ménagers post-consommation
Définition	Déchets générés durant le processus de fabrication (ISO, 2016[11]).	Déchets générés par les installations commerciales, industrielles ou institutionnelles (ISO, 2016[11]).	Déchets générés par les ménages en tant qu'utilisateurs finaux d'un produit (ISO, 2016[11]).
Exemple(s)	Déchets générés dans la production et la conversion du plastique (Plastics Europe, 2019[12]).	Déchets d'emballage générés dans la chaîne de distribution ou déchets générés par les consommateurs sur le lieu de travail (Toowoomba Region, 2020[13]).	Un pot de yaourt usagé ou une bouteille de boisson non alcoolisée.
Collecte	Via des contrats négociés avec les entreprises de gestion des déchets.	Via des contrats négociés avec les entreprises de gestion des déchets afin de collecter des conteneurs de grand volume. Les municipalités sont parfois également impliquées dans la collecte de ce flux.	Généralement pris en charge ou sous-traités par les municipalités. Collecte par un service de ramassage des ordures et de collecte communale, des systèmes de consignation et le secteur informel.
Tri	Flux de déchets relativement homogène.	Si les déchets sont correctement triés à la source, il est possible d'obtenir des flux de déchets homogènes.	Le tri et la séparation sont des processus exigeants. Les impuretés entraînent souvent un décyclage.
Transport/ commerce	Généralement traités au niveau national.	Peuvent être traités au niveau national ou exportés pour recyclage.	Les flux purs sont recyclés localement, mais d'autres flux peuvent être exportés pour être recyclés.

Actuellement, seul le recyclage mécanique[1] du polyéthylène téréphtalate (PET) et du polyéthylène (PE) démontre une viabilité commerciale à grande échelle (Garcia et Robertson, 2017[14]). Le recyclage mécanique du polypropylène (PP) et du chlorure de polyvinyle (PVC) a également lieu, mais dans une moindre mesure. Comparé aux autres formes de recyclage et de production de plastiques (voir ci-après), le recyclage mécanique nécessite peu d'investissement en capital, et l'établissement de nouvelles entreprises est plus facile (Hundertmark et al., 2018[15]). Toutefois, il donne lieu à des degrés de dégradation variés et ne peut être répété qu'un nombre limité de fois avec la même matière et au même niveau de qualité (Hatti-Kaul et al., 2020[16]). C'est pourquoi les fabricants utilisent souvent les plastiques recyclés mécaniquement pour des applications de moindre valeur, ce qui s'appelle le décyclage (Ellen MacArthur Foundation, 2016[17]). Des progrès au niveau de la conception, de la séparation (collecte séparée ou application d'une technologie de tri des déchets), du prétraitement et de la recyclabilité peuvent améliorer la qualité de production du recyclage mécanique.

Des opérations de recyclage chimique[2] peuvent s'ajouter au recyclage mécanique et élargir les opportunités de recyclage à d'autres résines et flux de déchets (Ragaert et al., 2021[18]). Toutefois, à ce jour, les installations de recyclage chimique se limitent pour la plupart à des projets pilotes ou de démonstration (Hann et Connock, 2020[19]). Le principal obstacle à son développement est la viabilité économique. En outre, en raison de la forte intensité énergétique de ces processus et de la production de sous-produits toxiques qu'ils engendrent, le recyclage chimique pourrait ne pas toujours être bénéfique pour l'environnement. Ces processus peuvent toutefois produire des matériaux purs de qualité particulièrement élevée (dans des applications de purification et de recyclage « en monomère ») qui peuvent satisfaire les normes exigées pour les utilisations alimentaires, ce qui pourrait justifier les coûts élevés (Ragaert et al., 2021[18]). Les applications de recyclage de plastique en combustible, qui permettent de transformer les déchets plastiques en combustibles, peuvent générer des produits finis purs de qualité équivalente, mais certains pays et acteurs ne considèrent pas cela comme du recyclage. Dans les décennies à venir, le secteur industriel va certainement accroître ses investissements dans le recyclage chimique compte tenu du rôle qu'il peut jouer sur les futurs marchés du recyclage.

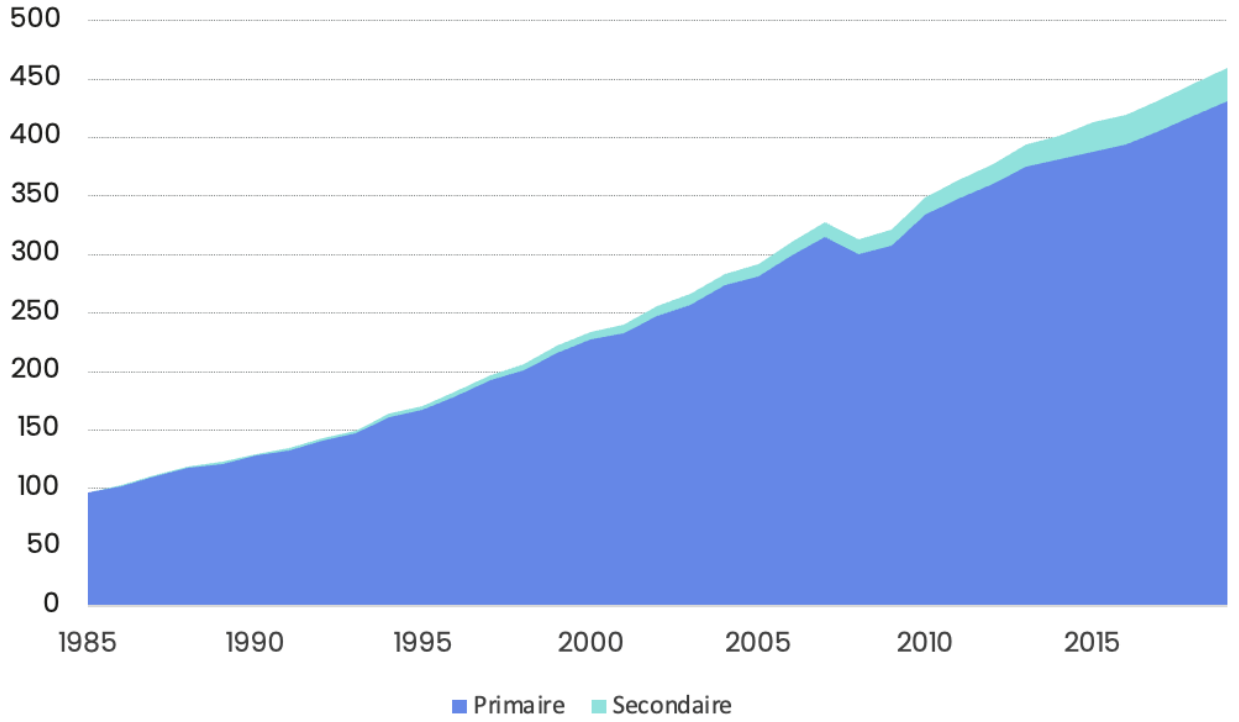
4.3. Les marchés des plastiques secondaires restent petits et vulnérables malgré une croissance récente

Les marchés du recyclage rassemblent les nombreux acteurs intervenant aux différentes étapes de la chaîne d'approvisionnement, entre autres, le secteur public, les entreprises, les négociants (exportateurs et importateurs), les courtiers, et enfin les fabricants. Les marchés attribuent les plastiques recyclés à l'usage présentant la valeur la plus élevée et créent une source de rentabilité qui incite à l'augmentation des taux de recyclage. Plus grandes sont l'étendue et la profondeur des marchés, plus les matières secondaires sont à même de concurrencer les matières primaires équivalentes et de générer ainsi les bénéfices environnementaux attendus du recyclage.

La production de plastiques recyclés a plus que quadruplé au cours des deux dernières décennies, passant d'environ 6.7 Mt en 2000 à 29.1 Mt en 2019, mais reste modeste comparée à celle des matières primaires. La production d'équivalents primaires a presque doublé sur la même période, pour atteindre 431 Mt en 2019. Globalement, la croissance continue de la production primaire et l'ampleur relativement modeste de la production secondaire laissent penser que le marché des plastiques recyclés n'a pas connu d'évolution radicale (Graphique 4.1).

Graphique 4.1. La production secondaire progresse mais ne représente que 6 % de la production totale de plastiques

En millions de tonnes (Mt), 1990-2019



Source : Base de données des Perspectives mondiales des plastiques de l'OCDE, https://doi.org/10.1787/34b0a3b7-fr.

StatLink https://stat.link/k689jl

On constate des différences régionales en matière de capacité de production secondaire. La région Asie-Pacifique est le plus grand producteur en poids, suivie par l'Europe et l'Amérique du Nord. Le recyclage devrait continuer son essor en Asie-Pacifique en raison du développement des infrastructures et du faible coût de la main-d'œuvre. L'adoption de technologies plus avancées et l'intensification des opérations pourraient encore améliorer la quantité et la qualité de l'approvisionnement en plastiques secondaires sur ces marchés. On s'attend à une croissance du marché européen en conséquence des politiques mises en

place (p. ex. les normes sur la teneur en matières recyclées) qui favorisent la production et l'utilisation des plastiques secondaires (Grand View Research, 2020[20]).

Économiquement, il existe plusieurs facteurs favorisant ou freinant la production secondaire. Les données rétrospectives montrent que les matières secondaires sont souvent utilisées par les fabricants en tant que substituts (à bas coûts) des matières plastiques primaires. Partant, le prix des plastiques secondaires est corrélé à celui des matières primaires équivalentes. Cette absence de demande distincte en ce qui concerne les matières secondaires a une incidence sur la viabilité du recyclage, car les prix des matières secondaires ne reflètent pas entièrement les coûts de la production secondaire (p. ex. la collecte, le tri et le traitement), mais suivent les tendances des prix des plastiques primaires et de leurs intrants (p. ex. les prix du pétrole). Ce phénomène expose les marchés des plastiques secondaires aux fluctuations des prix sur les marchés des plastiques primaires. En outre, comparées aux entreprises qui produisent des plastiques primaires, les entreprises de recyclage produisent moins de matières, ont une intensité capitalistique moins importante et génèrent moins de ventes, ce qui les rend moins résilientes (Tableau 4.3). Ces différences entre les marchés primaire et secondaire laissent penser que les marchés secondaires sont relativement modestes et vulnérables (OCDE, 2018[5]).

Tableau 4.3. Il existe des différences non négligeables entre l'économie des plastiques primaires et celle des plastiques secondaires.

	Matières plastiques primaires	Matières plastiques secondaires
Modèle fonctionnel	Transformer des flux de gaz naturel ou de pétrole en un produit fini par traitement chimique	Retraiter les matières plastiques usées ou mises au rebut pour qu'elles trouvent une autre utilité
Volumes de résine produits dans certains pays	• Canada : 8.3 milliards USD de recettes (Deloitte, 2019[21]) • Japon : 10 670 kt (Plastic Waste Management Institute, 2019[22]) • Monde : 10 entreprises représentant plus de 816 milliards USD de recettes (Polymer Properties Database, 2018[23])	• Canada : 290 millions USD de recettes (Deloitte, 2019[21]) • Japon : 760 kt (Plastic Waste Management Institute, 2019[22]) • Monde : 35 milliards USD de valeur marchande pour tout le secteur (Locock et al., 2017[24])
Déterminants des prix	• Prix des matières premières comme le gaz naturel et le pétrole brut et coûts du raffinage (Clews, 2016[25])	• Prix des substituts : polymères primaires et autres matériaux (comme le coton pour la fibre) • Qualité (absence d'impuretés) • Coûts d'opportunité d'autres formes de gestion des déchets ; et • Coûts de production sur les marchés avec une demande distincte pour les matières plastiques secondaires (OCDE, 2018[5])
Profil des entreprises typiques	• Entreprise spécialisée sur une étape particulière de la production ; ou • Compagnies pétrolières nationales ou grandes sociétés de l'énergie à intégration verticale (Clews, 2016[25])	• Opère à l'échelle régionale ou locale ; et • Se spécialise dans un ou quelques flux de déchets (Oestreich et al., 2020[26])

Note : kt = kilotonne.

Le développement des plastiques secondaires se heurte à un autre obstacle, à savoir la qualité des déchets plastiques collectés. Parce que de nombreux polymères et additifs (dont certains sont des produits chimiques dangereux) entrent dans la fabrication des plastiques, les polymères contenus dans les déchets plastiques sont souvent mélangés et contaminés (voir l'annexe A pour de plus amples informations). En outre, s'ils ne sont pas correctement triés et mis à l'écart d'autres flux de déchets (comme les déchets organiques), les déchets plastiques collectés ont peu de valeur pour la production de matières secondaires, car il est difficile d'en extraire les impuretés et la gamme des applications possibles est limitée en ce qui concerne les matières recyclées de basse qualité.

La réglementation affecte fortement l'analyse de rentabilité des activités de recyclage et le marché plastiques recyclés. Des taxes d'incinération et de mise en décharge élevées encouragent fortement le

recyclage, de même que les interdictions de mise en décharge. Toutefois, s'ils ne sont pas accompagnés de normes environnementales solides et d'une mise en application rigoureuse, les déchets risquent de continuer à être déversés, incinérés ou mal gérés, ce qui affaiblira les taux de recyclage (OCDE, 2018[5]).

4.4. Depuis peu, les signes sont encourageants en ce qui concerne les marchés secondaires

4.4.1. Les cadres d'action sont renforcés

Les autorités publiques renforcent leurs cadres d'action à la fois pour restreindre la demande des matières plastiques primaires (Chapitre 6) et pour remplacer ces dernières par des matières secondaires dans les applications où les plastiques sont le matériau optimal. Des travaux antérieurs de l'OCDE ont évalué 51 mesures stratégiques destinées à renforcer les marchés des plastiques recyclés (OCDE, 2018[5]) qui restent tout à fait pertinentes. Pour résumer, trois types de mesures peuvent promouvoir les marchés secondaires et accroître leur résilience :

- Des mesures pour stimuler la demande, comme des normes d'incorporation de matières recyclées ou des marchés publics verts peuvent contribuer à augmenter la demande de matières secondaires.
- Des mesures de stimulation de l'offre (p. ex. des programmes de responsabilité élargie des producteurs (REP) ou des financements de R-D pour des technologies de recyclage) peuvent faire baisser les coûts et améliorer la qualité de l'offre. Des exigences en matière d'écoconception et d'information, comme des normes de conception pour le démontage et des obligations d'information ou des interdictions d'intégrer des substances dangereuses, peuvent encore améliorer la qualité des matières secondaires fournies (Encadré 4.2). Les taxes de mise en décharge et d'incinération sont d'autres politiques de promotion du recyclage.
- Les mesures qui visent à garantir que le prix des matières plastiques primaires inclut les coûts externes de production primaire permettent de définir des règles homogènes en matière de recyclage. On peut citer en exemple des taxes sur la production primaire, et la réforme des aides à la production et à la consommation des combustibles fossiles.

Encadré 4.2. Les exigences de conception peuvent restreindre ou favoriser l'utilisation des plastiques secondaires.

De nombreux pays ont mis en place des exigences strictes concernant l'utilisation des plastiques recyclés pour les matériaux de qualité alimentaire. Dans l'Union européenne par exemple, seul le PET issu de précédents matériaux pour contact alimentaire peut être utilisé pour des applications de qualité alimentaire (Union européenne, 2008[27]). Pour le PET[1] ou le polyéthylène haute densité (PEHD), ces exigences peuvent être satisfaites par la collecte sélective des récipients de boisson et des bouteilles de lait, mais la situation est plus difficile pour de nombreux autres flux de polymères car ils sont souvent collectés avec d'autres matériaux qui ne sont pas de qualité alimentaire (Victory, 2020[28]).

Les pratiques actuelles en matière de conception et de collecte ne fournissent que de petites quantités de matériau de haute qualité qui satisfont les exigences réglementaires. À moyen et long terme, la demande croissante de plastiques recyclés et la hausse des prix l'accompagnant peuvent favoriser une amélioration de la qualité et de la quantité de l'approvisionnement.

Les politiques relatives aux exigences de conception peuvent contribuer à améliorer la qualité des plastiques, et permettre le recyclage pour un niveau d'utilisation secondaire plus élevé. On peut citer parmi ces politiques des interdictions ou un étiquetage clair des additifs dangereux. De plus, les politiques qui promeuvent la conception facilitant le démontage peuvent permettre une plus grande souplesse à la fois pour le réemploi et le recyclage.

Note : [1] PlasticsEurope considère toutes les qualités de résine PET mises sur lem arché de l'UE comme étant approuvées pour le contact alimentaire (EFSA CONTAM Panel, 2016[29]).

Trois orientations récentes méritent que l'on s'y attarde en raison de leur capacité à faire faire la transition, tant au niveau de la demande et que de l'offre, des matières plastiques primaires aux secondaires :

- les normes réglementaires sur l'incorporation de matières recyclées,
- les taxes sur la génération de déchets non recyclés,
- les engagements volontaires des entreprises.

Un nombre croissant de pays adoptent actuellement des normes d'incorporation obligatoire de matières recyclées ou des incitations similaires. Ainsi, la Directive de l'UE sur les plastiques à usage unique exigera que les bouteilles en plastique soient produites à partir d'au moins 25 % de matières recyclées d'ici à 2025, et d'au moins 30 % d'ici à 2030 (Union européenne, 2019[30]). À compter de 2022, le projet de loi de l'Assemblée de Californie n° 793 requiert une part minimum (jusqu'à 50 % en 2030) de plastique recyclé post-consommation dans les contenants de boisson en plastique (California Legislative Information, 2020[31]). Également depuis 2022, le Royaume-Uni applique une taxe (200 GBP par tonne) sur les emballages plastiques contenant moins de 30 % de matériaux recyclés (HM Revenue & Customs, 2020[32]). Ces mesures visent à stimuler la demande de plastiques secondaires par une obligation ou une incitation en ce qui concerne la composition des produits ou des emballages. À son tour, la demande peut contribuer favoriser un meilleur approvisionnement de matières secondaires qui alimentera les produits réglementés.

En outre, plusieurs pays prévoient de taxer les déchets plastiques non recyclés. L'Union européenne impose à ses États membres une taxe de 0.8 EUR par kilogramme de déchets d'emballages plastiques non recyclés générés. Cette taxe est entrée en vigueur le 1er janvier 2021 et devrait certainement entraîner l'instauration d'une série de taxes nationales similaires dans les années à venir. (Commission européenne, 2021[33]). Par exemple, l'Italie et l'Espagne ont chacune annoncé qu'elles comptaient instaurer des taxes nationales sur les emballages plastiques à usage unique non recyclés (KPMG, 2020[34]). Les instruments de marché de ce type peuvent contribuer à accroître le coût des options de gestion des déchets qui sont en concurrence avec le recyclage, faisant ainsi baisser le coût relatif de celui-

ci. Ces mesures peuvent stimuler le recyclage en augmentant la quantité des matières collectées pour le recyclage.

Les engagements volontaires des entreprises peuvent être à l'origine d'une importante demande supplémentaire pour les polymères recyclés de haute qualité et pureté issus des déchets ménagers . Ces dernières années, d'importants propriétaires de marques de biens de grande consommation et d'autres secteurs s'engagent de plus en plus souvent à intégrer des matières recyclées post-consommation dans leurs produits. Citons, par exemple, le *New Plastics Economy Global Commitment* de la Fondation Ellen MacArthur, et l'Alliance pour les plastiques circulaires de la Commission européenne (Ellen MacArthur Foundation, 2021[35] ; Commission européenne, 2021[36]). Si ces engagements se concrétisent, ils permettront d'accroître de manière significative la demande de matières plastiques recyclées, notamment des matières secondaires de qualité alimentaire.

4.4.2. Les prix de certaines qualités de plastiques secondaires semblent se découpler de ceux des équivalents primaires

Le marché européen du PET semble indiquer que les différents instruments mis en place et les récents engagements volontaires pris par les entreprises peuvent créer une demande spécifique de polymères recyclés avec des prix moins dépendants de ceux des substituts (Brown et Kinner, 2020[37]). Depuis 2018, la différence entre le prix observé des granulés de PET secondaire de qualité alimentaire et le prix du marché d'un équivalent primaire est montée jusqu'à atteindre plus de 600 EUR/tonne en 2020 (Victory, McGeough et Tudball, 2021[38]). Cette différence tend à montrer qu'un découplage se fait jour entre les prix des matières primaires et secondaires sur ce marché, en particulier pour les applications de qualité alimentaire. Cette demande spécifique de matières secondaires devrait permettre que les prix reflètent davantage les coûts sous-jacents et rendre la demande moins volatile, ce qui encouragerait encore le recyclage et stimulerait l'offre de matières secondaires.

4.4.3. L'innovation dans le recyclage est en hausse

L'intérêt des entrepreneurs et des investisseurs pour l'utilisation circulaire des plastiques progresse également. Le nombre total de brevets pour des innovations relatives à des plastiques respectueux de l'environnement a été multiplié par 3.4 entre 1990 et 2017 (pour de plus amples informations, voir le chapitre 5). En outre, les nouveaux brevets portent de plus en plus sur la prévention et le recyclage des déchets, environ la moitié des innovations brevetées dans le domaine des plastiques en 2017 portant sur ces aspects. L'évolution des priorités des consommateurs et l'importance croissante accordée aux politiques de recyclage semblent avoir renforcé les arguments en faveur d'investissements dans de nouveaux projets et de nouvelles technologies de recyclage (Encadré 4.3).

Encadré 4.3. L'attrait économique en faveur de l'investissement dans le recyclage est-il en progression ?

Jusqu'à récemment, l'attrait économique en faveur du développement de l'investissement dans le recyclage a été mis à mal par le bas prix des matières primaires (en partie du fait de leurs coûts externes), le coût élevé du recyclage et la concurrence avec d'autres options d'élimination des déchets. Les changements attendus présentés ci-dessous devraient améliorer la viabilité des plastiques secondaires :

- La sensibilisation du public aux problèmes posés par les rejets de plastique favorise les mesures d'action et les engagements volontaires du secteur privé qui renforcent la demande de matières recyclées.

- Les progrès technologiques font baisser les coûts du recyclage, améliorent la qualité (et donc le prix) des matières plastiques secondaires et élargissent le recyclage commercial à d'autres polymères et flux de déchets.
- La demande de matières plastiques (et celle de matières de base pour la production de plastiques) commence à croître, notamment dans les économies émergentes.
- De plus en plus de politiques internalisent les coûts externes afférents à la production de matières plastiques primaires et aux options de remplacement en matière d'élimination des déchets.

Néanmoins, les mesures suivantes pourraient entraver la viabilité des plastiques secondaires :

- L'investissement dans des infrastructures de valorisation énergétique des déchets à forte intensité capitalistique crée une demande constante à long terme en matière d'incinération, ce qui pourrait engendrer un « verrouillage » et décourager le lancement de projets de recyclage.
- Les avancées technologiques en matière d'extraction ou la surproduction réduisent les prix des combustibles fossiles, entraînant la baisse du prix relatif des matières plastiques primaires.

4.4.4. Le commerce des déchets plastiques devrait continuer à baisser dans un avenir proche

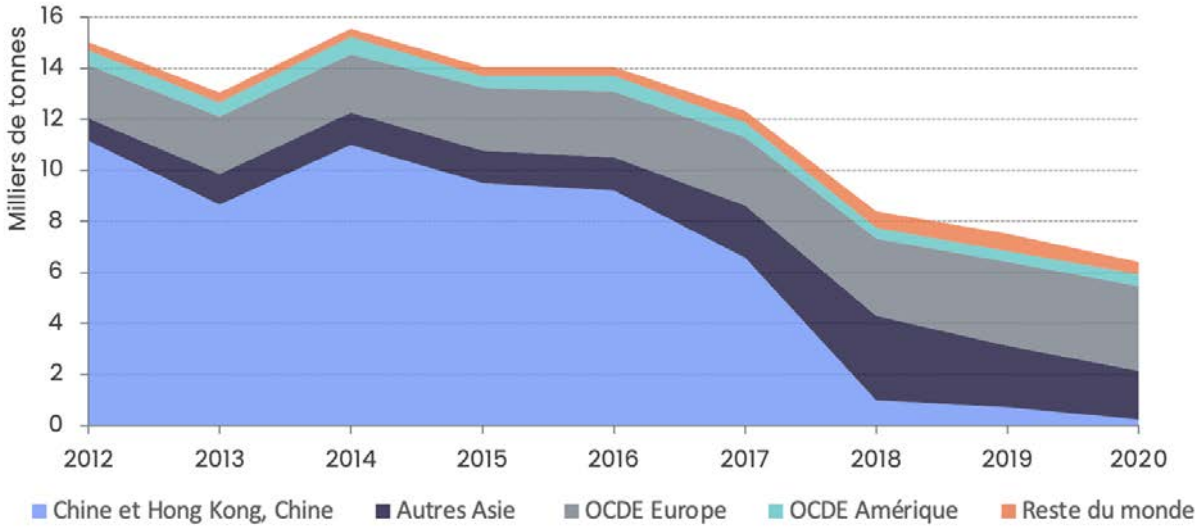
Le commerce international des déchets et rebuts plastiques peut engendrer des gains d'efficacité économique en envoyant les matières dans des pays présentant un avantage comparatif dans le recyclage du plastique. Ainsi, les marchés asiatiques, notamment la Chine et l'Inde, peuvent produire des matières secondaires à moindre frais en raison du faible coût de la main-d'œuvre et du bon développement des infrastructures de recyclage (Locock et al., 2017[24]). La Chine est de longue date la destination d'exportation prédominante pour de nombreux pays de l'OCDE, essentiellement en raison de sa main-d'œuvre bon marché, des infrastructures disponibles et de la forte demande de matières plastiques (secondaires) de la part de ses secteurs manufacturiers . De plus, les flux d'exportation vers la Chine ont été facilités par des frais d'expédition peu élevés, portés par l'excédent commercial du pays et son rôle majeur dans les chaînes d'approvisionnement mondiales de l'industrie manufacturière (Wang et al., 2020[39] ; Merrington, 2017[40]). Les économies d'échelle que permettent les échanges contribueront certainement à renforcer les marchés secondaires et à combler (en partie) les écarts de production entre les matières plastiques primaires et secondaires.

En revanche, le commerce des déchets peut donner lieu à des rejets dans l'environnement s'il est motivé par les différences de sévérité ou d'application des réglementations environnementales (normes environnementales plus souples pour le traitement des déchets plastiques dangereux ou contaminés, par exemple) (Yamaguchi, 2018[41] ; Kellenberg, 2012[42]). Certaines destinations d'exportation ont connu une arrivée massive de déchets plastiques fortement contaminés et difficiles à recycler. Une partie de ces déchets est traitée par le secteur informel, ce qui peut conduire à des problèmes environnementaux ou sanitaires (Encadré 4.1).

Le commerce mondial des déchets a connu un pic en 2014, et a ensuite commencé à décroître, suite à l'instauration par la Chine de critères d'importation stricts (Graphique 4.2 et Encadré 4.4). Depuis 2013, la Chine impose plusieurs restrictions drastiques sur les déchets plastiques importés afin d'accroître la qualité, de réduire les rejets de déchets et de promouvoir le recyclage des déchets collectés dans le pays. Lancée en 2013, l'opération « Barrière verte » a permis d'interdire les importations de déchets plastiques non triés présentant un niveau de contamination par des matières non recyclables supérieur à 1.5 % (Velis, 2014[43]). Depuis 2017, la politique de « l'Épée nationale » durcit cette restriction à 0.5 % de contamination (Wang et al., 2020[39] ; Brooks, Wang et Jambeck, 2018[44]). Comme ces nouveaux niveaux sont difficiles à atteindre, la mesure a dans les faits interdit la grande majorité des exportations de déchets vers la Chine.

Graphique 4.2. En raison de la baisse des exportations de déchets plastiques vers la Chine, les échanges commerciaux mondiaux ont subi un ralentissement significatif.

Exportations mondiales de déchets et rebuts plastiques déclarées, en poids et par destination (2012-20)



Note : 'Autres Asie' se base sur des groupements de pays dans le modèle ENV-Linkages et n'inclut pas les pays membres de l'OCDE (Japon et Corée). Les pays d'Amérique membres de l'OCDE comprennent le Canada, les États-Unis, le Chili, la Colombie, le Costa Rica et le Mexique. Voir le tableau A.A.2 à l'annexe A pour de plus amples informations sur les agrégations régionales. Le graphique montre les données annuelles du Code SH (système harmonisé) 3915 « Déchets, rognures et débris de matières plastiques » de la base de données Comtrade de l'ONU. Pour 2016-18, la somme des données déclarées mensuellement pour HS 391510, HS 391520, HS 391530 et HS 391590 est utilisée pour les exportations déclarées des États-Unis. Il s'agit de faire face à un possible écart dans les données annuelles, comme décrit par Law et al (2020[45]).

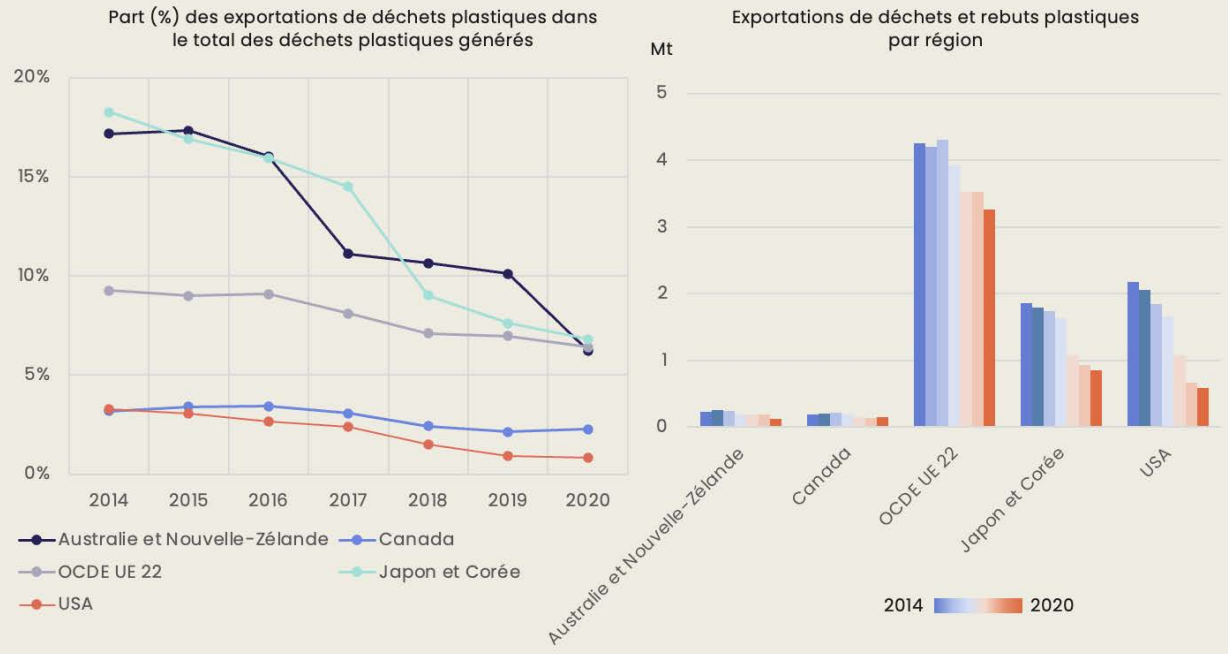
Source : analyse de l'auteur à partir de la base de données Comtrade de l'ONU, https://comtrade.un.org, consultée le 12 octobre 2021.

Encadré 4.4. Les restrictions à l'importation ont réduit la part des déchets plastiques qui font l'objet d'échanges internationnaux

Entre 2014 et 2020, la part mondiale des déchets plastiques exportés par rapport au total des déchets plastiques générés a baissé, passant d'environ 5.3 % (15.6 Mt exportées sur 296.2 Mt produites) à environ 1.8 % (6.4 Mt exportées sur 359.9 Mt produites). L'évolution de la politique chinoise a particulièrement perturbé l'Australie et la Nouvelle-Zélande, ainsi que le Japon et la Corée, qui dépendaient largement des exportations de déchets plastiques (Graphique 4.3).

La réduction rapide du commerce des déchets combinée à la hausse régulière des déchets générés a provoqué une recrudescence soudaine des autres possibilités : recyclage, élimination, et stockage dans le pays, ou commerce non déclaré. Dans un premier temps, de nombreuses entreprises ont stocké les déchets en vue d'un traitement dans le pays, ou d'une exportation ultérieure. Toutefois, les restrictions soudaines des exportations et les limites à court terme des capacités de recyclage ont certainement mené à ce que d'importantes quantités de déchets plastiques soient éliminées par incinération ou mise en décharge.

Graphique 4.3. La part des déchets plastiques exportés a fortement baissé dans certaines régions de l'OCDE.



Note : la part est un ratio de SH 3915 (déchets, rognures et débris de matières plastiques) déclaré par les exportateurs (déclarants), organisé par région, sur le poids total des déchets plastiques générés selon l'estimation du modèle ENV-Linkages de l'OCDE. Pour 2016-18, la somme des données déclarées mensuellement pour HS 391510, HS 391520, HS 391530 et HS 391590 est utilisée pour les exportations déclarées des États-Unis.
Source : analyse propre à partir de la base de données Comtrade de l'ONU, https://comtrade.un.org, consultée le 12 octobre 2021, et de la base de données des Perspectives mondiales des plastiques de l'OCDE.

Tableau 4.4. Les restrictions commerciales créent à la fois des opportunités et des risques.

	Opportunités	Risques
Les interdictions nationales d'importation entraînent une hausse des exportations vers des économies émergentes de remplacement dont les conditions commerciales sont relativement favorables.	• La mise en place d'infrastructures de recyclage et la création d'une activité économique sur d'autres marchés d'importation	• Le trafic ainsi que la gestion illégale et potentiellement dommageable pour l'environnement des déchets dans les économies émergentes qui sont submergées par les importations (INTERPOL, 2020[46]). Cette possibilité est particulièrement pertinente si l'application des règles commerciales et des lois environnementales, et les campagnes d'information visant à les diffuser, sont insuffisantes
Les restrictions commerciales multilatérales (p. ex., les amendements à la Convention de Bâle) engendrent une hausse des exportations vers les économies avancées de l'OCDE.	• Un plus grand nombre de matières sont susceptibles d'être recyclées efficacement, de manière écologiquement durable. • Les procédés de recyclage sont couverts par une meilleure gouvernance par rapport aux économies émergentes. • Les incitations à améliorer la qualité de la collecte et du tri.	• Des Accords commerciaux régionaux instaurent des conditions d'échange favorables qui peuvent faire obstacle à une circulation mondiale vers des marchés présentant des avantages comparatifs (Leigh Mills, Van der Ven et Bodouroglou, 2020[47])
Globalement le nombre accru de restrictions réduit le commerce international, et le traitement dans le pays des déchets plastiques augmente (tri, recyclage, incinération ou mise en décharge).	• Incitation à diminuer la génération de déchets plastiques et à investir dans des infrastructures et des modèles d'économie circulaire. • Les incitations à améliorer la qualité de la collecte et du tri • Un meilleur contrôle de la gestion des déchets plastiques	• L'élimination accrue des déchets plastiques et le recours accru à l'incinération ou à la mise en décharge • L'augmentation des dépôts sauvages en cas d'insuffisance des capacités de traitement • L'efficacité réduite des ressources en général et la baisse des prix des matières secondaires, car les avantages comparatifs disponibles dans d'autres pays ne peuvent pas être exploités.

Ces restrictions commerciales, comme celles instaurées par la Chine, ont réorienté les flux commerciaux et la demande de traitement dans le pays d'origine. Le Tableau 4.4 résume les opportunités et les risques les plus pertinents en lien avec les restrictions commerciales.

Suite à la fermeture du marché chinois, les échanges internationaux ont décliné et les flux d'exportation se sont dirigés vers d'autres pays, principalement en Asie du Sud-Est (Wang et al., 2020[39]). Les exportations vers un certain nombre de destinations ont sensiblement augmenté entre début 2017 et mi-2018 pour l'Indonésie (218 %), la Malaisie (440 %), la Thaïlande (1 141 %), la Turquie (314 %), et le Viet Nam (203 %) (Graphique 4.4). Ces fortes hausses des importations sur une période aussi courte ont fait peser une terrible pression sur la capacité locale de recyclage et de gestion des déchets. La croissance des importations vers ces destinations a coïncidé avec une progression de la détection des décharges illégales, du brûlage des déchets et des opérations de recyclage non autorisées. Étant donné que les matières importées sont plus souvent pré-triées et de plus grande valeur que les déchets produits sur place, la hausse des importations a probablement conduit à ce que certaines sources de déchets domestiques soient éliminées (de manière illégale) dans un contexte de capacités de recyclage limitées (INTERPOL, 2020[46]).

Pour faire face à la pression croissante exercée par les déchets plastiques importés sur les services douaniers et les capacités de traitement locales, plusieurs nouvelles destinations d'exportation ont fixé leurs propres restrictions et interdictions (Encadré 4.4). La Malaisie, la Thaïlande et le Viet Nam ont ainsi imposé des restrictions à l'importation au cours de 2018. Ces restrictions ont engendré une baisse des exportations vers ces pays au cours du second semestre de cette même année (Wang et al., 2020[39]). En 2019, l'Inde a également interdit les importations de déchets plastiques (Staub, 2019[48]). Les exportations vers la Malaisie, le Viet Nam et surtout la Turquie ont continué à croître de nouveau en 2019. Au printemps 2021, la Turquie a instauré une interdiction d'importation pour certains types de déchets plastiques, laquelle a ensuite été remplacée par un système de licence (République de la Turquie, 2021[49]).

Graphique 4.4. Les exportations mondiales de déchets plastiques se sont déplacées vers d'autres pays.

Exportations de déchets et rebuts plastiques HS 3915 déclarées par mois, en poids (en mégatonnes) (2016-2020)



Source : analyse propre à partir des données mensuelles du Code SH (système harmonisé) 3915 « Déchets, rognures et débris de matières plastiques » de la base de données Comtrade de l'ONU (Base de données statistiques de l'ONU sur le commerce des marchandises (COMTRADE), s.d.[50]), base de données Comtrade de l'ONU, https://comtrade.un.org, consultée le 12 octobre 2021.

Compte tenu de la demande croissante de matières premières en Chine, des entreprises du recyclage du pays ont choisi d'investir à l'étranger, dans d'autres pays asiatiques. Même si le traitement des déchets s'est déplacé dans d'autres pays, la Chine reste souvent l'ultime destination de la plupart des matières plastiques secondaires traitées (Morita et Hayashi, 2018[51] ; Toloken, 2020[52]). Illustrant l'évolution de la Chine qui est passée d'importatrice de déchets plastiques à importatrice de matières plastiques secondaires, les importations nationales de granulés de matières secondaires sont passées de 10 000 tonnes par mois avant l'introduction des restrictions, à environ 400 000 tonnes par mois en 2018 (Taylor, 2018[53]).

Outre les restrictions commerciales unilatérales, les récents amendements à la Convention de Bâle et la Décision du Conseil de l'OCDE 0266, dont l'objectif est de répondre aux préoccupations environnementales découlant de l'absence de gestion écologiquement rationnelle des déchets plastiques importés, sont entrés en vigueur en 2021 :

- La Conférence des Parties (COP) à la *Convention de Bâle sur le contrôle des mouvements transfrontières de déchets dangereux et de leur élimination* (la Convention de Bâle) a adopté des amendements aux Annexes II, VIII et IX afin de restreindre les mouvements transfrontières de certains déchets plastiques à moins qu'ils ne soient pratiquement exempts de contamination et destinés à être recyclés d'une manière écologiquement rationnelle (Secrétariat de la Convention de Bâle, 2020[54]).
- La Décision du Conseil de l'OCDE sur le contrôle des mouvements transfrontières de déchets destinés à des opérations de valorisation [OECD/LEGAL/0266] (la Décision de l'OCDE), qui est étroitement liée à la Convention de Bâle et facilite l'expédition de déchets entre pays de l'OCDE,

a été depuis lors également amendée, permettant aux pays Membres de l'OCDE de contrôler les déchets plastiques non dangereux en conformité avec leur législation nationale et le droit international (OCDE, 2020[55]).

Ces amendements ont étendu les types de déchets plastiques soumis à des restrictions commerciales et ont également donné lieu à une fragmentation des règlements relatifs aux échanges au sein de la zone OCDE. Cette hétérogénéité supplémentaire des règles régissant le commerce devrait accroître les coûts de transaction pour les négociants, et alourdir la tâche des organes de contrôle. Conjointement, ces faits nouveaux vont probablement réduire encore les volumes d'échange des déchets plastiques concernés à court terme. En contrepartie, des règles plus strictes peuvent contribuer à réduire le commerce des déchets plastiques problématiques et difficiles à recycler (non triés ou contaminés) et à diminuer les rejets plastiques dans l'environnement. Indirectement, les règles commerciales contribuent également à favoriser de meilleures pratiques de collecte et de tri, qui peuvent elles-mêmes améliorer l'efficacité du recyclage à plus long terme.

Références

Base de données statistiques de l'ONU sur le commerce des marchandises (COMTRADE) (s.d.), *Base de données statistiques de l'ONU sur le commerce des marchandises (COMTRADE)*, Bureau de statistique des Nations Unies, https://comtrade.un.org/ (consulté le 5 octobre 2020). [50]

Benavides, P. et al. (2018), « Exploring Comparative Energy and Environmental Benefits of Virgin, Recycled, and Bio-Derived PET Bottles », *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, vol. 6/8, pp. 9725-9733, https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.8b00750. [3]

Brooks, A., S. Wang et J. Jambeck (2018), « The Chinese import ban and its impact on global plastic waste trade », *Science Advances*, vol. 4/6, https://doi.org/10.1126/sciadv.aat0131. [44]

Brown, A. et C. Kinner (2020), *Will Coronavirus Change The Course Of Plastic Circularity?*, https://www.woodmac.com/news/opinion/will-coronavirus-change-the-course-of-plastic-circularity/ (consulté le 5 octobre 2020). [37]

California Legislative Information (2020), *Bill Text - AB-793 Recycling: plastic beverage containers: minimum recycled content.*, https://leginfo.legislature.ca.gov/faces/billTextClient.xhtml?bill_id=201920200AB793 (consulté le 20 octobre 2021). [31]

Clews, R. (2016), *Project Finance for the International Petroleum Industry*, Elsevier Inc., https://doi.org/10.1016/C2013-0-13683-5. [25]

Commission européenne (2021), *Circular Plastics Alliance*, https://ec.europa.eu/growth/industry/policy/circular-plastics-alliance_en (consulté le 21 septembre 2021). [36]

Commission européenne (2021), *Ressource propre fondée sur les déchets d'emballages en plastique*, https://ec.europa.eu/info/strategy/eu-budget/long-term-eu-budget/2021-2027/revenue/own-resources/plastics-own-resource_fr (consulté le 1 février 2022). [33]

CWG et GiZ (2011), « The Economics of the Informal Sector in Solid Waste Management: Economic Aspects of the Informal Sector in Solid Waste Management », https://www.giz.de/en/downloads/giz2011-cwg-booklet-economicaspects.pdf (consulté le 23 juillet 2021). [8]

Deloitte (2019), *Étude économique sur l'industrie, les marchés et les déchets du plastique au Canada*, http://publications.gc.ca/collections/collection_2019/eccc/En4-366-1-2019-fra.pdf (consulté le 26 février 2021). [21]

EFSA CONTAM Panel (2016), « Statement on the presence of microplastics and nanoplastics in food, with particular focus on seafood », *EFSA Journal*, vol. 14/6, p. 30, https://doi.org/10.2903/j.efsa.2016.4501. [29]

Ellen MacArthur Foundation (2021), *Global Commitment - New Plastics Economy*, https://www.newplasticseconomy.org/projects/global-commitment (consulté le 21 septembre 2021). [35]

Ellen MacArthur Foundation (2016), « The New Plastics Economy: Rethinking the future of plastics », *Ellen MacArthur Foundation* janvier. [17]

Garcia, J. et M. Robertson (2017), *The future of plastics recycling*, American Association for the Advancement of Science, https://doi.org/10.1126/science.aaq0324. [14]

Grand View Research (2020), *Recycled Plastics Market: Market Analysis*. [20]

Gunsilius, E. (2011), « The role of the informal sector in solid waste management and enabling conditions for its integration experiences from GTZ ». [7]

Hann, S. et T. Connock (2020), *Chemical Recycling: State of Play*, Eunomia, https://www.eunomia.co.uk/reports-tools/final-report-chemical-recycling-state-of-play/ (consulté le 21 septembre 2021). [19]

Hatti-Kaul, R. et al. (2020), « Designing Biobased Recyclable Polymers for Plastics », *Trends in Biotechnology*, vol. 38/1, pp. 50-67, https://doi.org/10.1016/j.tibtech.2019.04.011. [16]

HM Revenue & Customs (2020), *Plastic packaging tax - GOV.UK*, https://www.gov.uk/government/publications/introduction-of-plastic-packaging-tax/plastic-packaging-tax (consulté le 4 mai 2021). [32]

Hundertmark, T. et al. (2018), *Recycling and the future of the plastics industry*, https://www.mckinsey.com/industries/chemicals/our-insights/how-plastics-waste-recycling-could-transform-the-chemical-industry (consulté le 21 septembre 2021). [15]

Ilyas, M. et al. (2018), *Plastic waste as a significant threat to environment - A systematic literature review*, De Gruyter, https://doi.org/10.1515/reveh-2017-0035. [2]

INTERPOL (2020), *INTERPOL Strategic Analysis Report: Emerging criminal trends in the global plastic waste market since January 2018*, INTERPOL, Lyon, http://www.interpol.int. [46]

ISO (2016), *ISO 14021:2016 : Marquage et déclarations environnementaux — Autodéclarations environnementales (Étiquetage de type II)*, https://www.iso.org/obp/ui/#iso:std:iso:14021:ed-2:v1:fr (consulté le 2 mars 2021). [11]

Kellenberg, D. (2012), « Trading wastes », *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 64/1, pp. 68-87, https://doi.org/10.1016/j.jeem.2012.02.003. [42]

KPMG (2020), *EU: Review of the proposal for plastic tax, environmental-related measures*, https://home.kpmg/us/en/home/insights/2020/09/tnf-eu-review-porposal-plastic-tax-environmental-related-measures.html (consulté le 4 mai 2021). [34]

Law, K. et al. (2020), « The United States' contribution of plastic waste to land and ocean », *Science Advances*, vol. 6/44, https://doi.org/10.1126/sciadv.abd0288. [45]

Leigh Mills, S., C. Van der Ven et C. Bodouroglou (2020), *Sustainable Trade in Resources: Global Material Flows, Circularity, and Trade*, Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE), Nairobi, Kenya, https://www.unep.org/resources/publication/sustainable-trade-resources-global-material-flows-circularity-and-trade (consulté le 10 décembre 2020). [47]

Locock, K. et al. (2017), *The Recycled Plastics Market: Global Analysis and Trends Copyright and disclaimer*, https://publications.csiro.au/rpr/pub?pid=csiro:EP19308 (consulté le 29 septembre 2020). [24]

Medina, M. (2008), *The informal recycling sector in developing countries*, https://ppp.worldbank.org/public-private-partnership/library/informal-recycling-sector-developing-countries (consulté le 23 juillet 2021). [6]

Merrington, A. (2017), « Recycling of Plastics », dans *Applied Plastics Engineering Handbook : Processing, Materials, and Applications : Second Edition*, Elsevier Inc., https://doi.org/10.1016/B978-0-323-39040-8.00009-2. [40]

Morita, Y. et S. Hayashi (2018), « Proposals to Strengthen Japan's Domestic Measures and Regional Cooperation on Stable and Environmentally Sound Plastic Scrap Recycling: Response to China's Ban on Imports of Plastic Scrap », *IGES Policy Brief*, vol. 41, https://www.iges.or.jp/en/pub/proposals-strengthen-japan's-domestic-measures/en. [51]

OCDE (2020), *Full summary of the amendments to the OECD Council Decision*, https://www.oecd.org/environment/waste/Full_summary_of_the_amendments_to_the_OECD_Council_Decision.pdf (consulté le 26 octobre 2020). [55]

OCDE (2018), *Improving Markets for Recycled Plastics: Trends, Prospects and Policy Responses*, Éditions OCDE, Paris, https://doi.org/10.1787/9789264301016-en. [5]

Oestreich, J. et al. (2020), *Der Abfalls der Anderen – Über die Verantwortung für die Plastikflut in Asien*, https://polyproblem.org/wp-content/uploads/POLYPROBLEM-%E2%80%93-Wertsachen.pdf (consulté le 1 mars 2021). [26]

Plastic Waste Management Institute (2019), *An introduction to plastic recycling 2019*, http://www.pwmi.or.jp/ei/plastic_recycling_2019.pdf (consulté le 26 février 2021). [22]

Plastics Europe (2019), *The Circular Economy for Plastics: A European Overview*, https://www.plasticseurope.org/en/resources/publications/1899-circular-economy-plastics-european-overview (consulté le 2 mars 2021). [12]

Polymer Properties Database (2018), *Top 10 Plastic Resin Producers*, Polymer Database, https://polymerdatabase.com/Polymer%20Brands/Plastic%20Manufacturers.html (consulté le 6 octobre 2020). [23]

Ragaert, K. et al. (2021), « A stock take on the technological state-of-the-art for the recycling of plastics (à paraître) ». [18]

République de la Turquie (2021), *ÇEVRENİN KORUNMASI YÖNÜNDEN KONTROL ALTINDA TUTULAN ATIKLARIN İTHALAT DENETİMİ TEBLİĞİ (ÜRÜN GÜVENLİĞİ VE DENETİMİ: 2022/3)*, https://www.resmigazete.gov.tr/eskiler/2021/12/20211231M4-2.htm (consulté le 22 septembre 2021). [49]

Secrétariat de la Convention de Bâle (2020), *Basel Convention Plastic Waste Amendments*, http://www.basel.int/Implementation/Plasticwaste/PlasticWasteAmendments/Overview/tabid/8426/Default.aspx (consulté le 22 décembre 2020). [54]

Staub, C. (2019), « Plastic shipments to India stall as ban draws near », *Plastics Recycling Update*, https://resource-recycling.com/plastics/2019/08/14/plastic-shipments-to-india-stall-as-ban-draws-near/ (consulté le 4 décembre 2020). [48]

Taylor, B. (2018), « Is China's shift to plastic pellet imports gaining steam? », *Recycling Today*, https://www.recyclingtoday.com/article/china-recycled-plastic-pellet-imports-2018/#:~:text=%E2%80%9CChina's%20imported%20%5Brecycled%2Dcontent,soared%2C%E2%80%9D%20states%20the%20group. [53]

Toloken, S. (2020), « New limits from China on recycled pellets 'real threat' », *Plastics News*, https://www.plasticsnews.com/news/new-limits-china-recycled-pellets-real-threat (consulté le 5 octobre 2020). [52]

Toowoomba Region (2020), *Definition of domestic waste versus commercial waste*, https://www.tr.qld.gov.au/environment-water-waste/waste-recycling/waste-facilities-rubbish-tips/7413-what-is-domestic-waste (consulté le 2 mars 2021). [13]

Union européenne (2019), *Directive (UE) 2019/904 du Parlement européen et du Conseil relative à la réduction de l'incidence de certains produits en plastique sur l'environnement*, https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:32019L0904&from=FR (consulté le 21 septembre 2021). [30]

Union européenne (2008), *Règlement (CE) n° 282/2008 de la Commission relatif aux matériaux et aux objets en matière plastique recyclée destinés à entrer en contact avec des denrées alimentaires et modifiant le règlement (CE) n° 2023/2006*, https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:32008R0282&from=FR (consulté le 21 septembre 2021). [27]

Velis, C. (2014), *Global recycling markets - plastic waste: A story for one player – China*. [43]

Velis, C. et E. Cook (2021), « Mismanagement of Plastic Waste through Open Burning with Emphasis on the Global South: A Systematic Review of Risks to Occupational and Public Health », *Environmental Science & Technology*, vol. 55/11, pp. 7186-7207, https://doi.org/10.1021/acs.est.0c08536. [9]

Victory, M. (2020), *Insight: recycling chain facing deeply challenging times but investment opportunities remain*, Independent Commodity Intelligence Services, Londres, https://www.icis.com/explore/resources/news/2020/05/19/10509185. [28]

Victory, M., H. McGeough et M. Tudball (2021), *2021 Global Market Outlook Sustainability*, https://www.icis.com/explore/resources/2021-global-market-outlook-sustainability-content/ (consulté le 28 janvier 2021). [38]

Wang, C. et al. (2020), « Structure of the global plastic waste trade network and the impact of China's import Ban », *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 153, https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104591. [39]

Wilson, D., C. Velis et C. Cheeseman (2006), « Role of informal sector recycling in waste management in developing countries », *Habitat International*, vol. 30/4, pp. 797-808, https://doi.org/10.1016/j.habitatint.2005.09.005. [10]

Yamaguchi, S. (2018), « International Trade and the Transition to a More Resource Efficient and Circular Economy: A Concept Paper »*, Documents de travail de l'OCDE sur les échanges et l'environnement*, n° 2018/03, Éditions OCDE, Paris, https://doi.org/10.1787/847feb24-en. [41]

Zheng, J. et S. Suh (2019), « Strategies to reduce the global carbon footprint of plastics », *Nature Climate Change*, vol. 9/5, pp. 374-378, https://doi.org/10.1038/s41558-019-0459-z. [4]

Zink, T. et R. Geyer (2018), « Material Recycling and the Myth of Landfill Diversion », *Journal of Industrial Ecology*, vol. 23/3, pp. 541-548, https://doi.org/10.1111/jiec.12808. [1]

Notes

[1] Le recyclage mécanique traite les déchets plastiques par lavage, déchiquetage, fusion puis moulage, et inclut souvent l'ajout de matière vierge pour former un produit fini, généralement sous la forme de granulés.

[2] Le recyclage chimique traite les déchets plastiques par l'application d'agents chimiques qui décomposent les matériaux en éléments constitutifs (polymères, monomères ou combustibles).

5 Innovation dans le domaine des plastiques

Il est possible d'innover dans la production, la transformation et le recyclage des plastiques. Ce chapitre examine d'abord les tendances générales de l'innovation en matière de technologies qui ont une utilité pour l'environnement dans le domaine des plastiques, avant d'étudier le lien empirique entre les politiques d'économie circulaire et l'innovation. Pour finir, ce chapitre met l'accent sur les tendances récentes portant sur des technologies spécifiques et leurs implications en termes de politiques publiques.

MESSAGES CLÉS

- L'innovation à toutes les étapes de la chaîne de valeur des plastiques sera primordiale pour réduire les répercussions de ces matières sur l'environnement. Ce chapitre présente une approche nouvelle élaborée pour conceptualiser cette innovation et la quantifier à l'échelle mondiale, en s'appuyant sur les données relatives aux brevets et aux marques déposées des trente dernières années.
- L'innovation concernant des technologies en rapport avec l'environnement dans le domaine des plastiques a progressé à un rythme soutenu : le nombre de brevets correspondants a été multiplié par 3.4 entre 1990 et 2017. En outre, notre analyse des données relatives aux marques déposées, qui mesurent des innovations technologiquement peu avancées qui ne transparaissent pas forcément dans les données sur les brevets, indique qu'entre 1995 et 2017, les innovations en matière de réemploi des plastiques ont augmenté de 23 % par an, tandis que celles concernant la réparation des plastiques ont progressé de 12 % par an.
- La moitié environ des innovations brevetées pertinentes pour l'environnement en 2017 était axée sur la circularité, c'est-à-dire sur la prévention et le recyclage des déchets plastiques. Un tiers portait sur les matières premières biosourcées, et la part restante concernait la conversion thermique ou l'élimination des déchets, ainsi que l'extraction des plastiques rejetés dans l'environnement.
- Parmi les brevets déposés, ceux portant sur le recyclage sont devenus plus nombreux que ceux portant sur la prévention des déchets, ce qui est peut-être expliqué par une attention plus importante accordée au recyclage par les pouvoirs publics et les consommateurs.
- Notre analyse quantitative indique que les politiques promouvant l'économie circulaire, telles que les filières à responsabilité élargie des producteurs, peuvent encourager l'innovation dans le domaine du recyclage des déchets plastiques. Les innovations portant sur la prévention et le recyclage des déchets plastiques restent toutefois peu nombreuses : elles représentaient 1.2 % seulement des innovations totales dans le domaine des plastiques en 2017, une proportion comparable à celle mesurée pour l'année 1990 (1.1 %). Des politiques nettement plus ambitieuses sont nécessaires pour orienter les avancées technologiques vers le bouclage de la boucle des plastiques et la réduction des rejets dans l'environnement.
- L'innovation est concentrée dans les pays de l'OCDE et en République populaire de Chine, qui sont à l'origine de plus de 80 % des brevets en rapport avec la circularité des plastiques. Étant donné les rejets de plastiques de plus en plus importants observés dans les pays en développement, il est nécessaire d'accélérer le transfert international de ces technologies.
- L'innovation pertinente pour l'environnement dans le domaine des plastiques évolue rapidement. Par exemple, celles concernant les plastiques biodégradables ont progressé rapidement au cours des dix dernières années avant de ralentir récemment, probablement en raison d'interrogations sur le degré de biodégradabilité réelle de ces matériaux dans les milieux naturels. Dans le domaine du recyclage chimique, qui cible notamment les déchets ne se prêtant pas à un recyclage mécanique, les technologies n'en sont qu'à leurs débuts mais doivent surmonter des difficultés non négligeables. De nombreuses autres innovations sur tout le cycle de vie des plastiques sont également en train d'émerger.
- L'innovation ne débouchera sur des solutions largement applicables que si la demande de plastiques circulaires est forte. Par conséquent, les investissements dans l'innovation devraient aller de pair avec des mesures en faveur de l'éducation et d'une plus importante sensibilisation à l'environnement des incitations financières pour faire évoluer les comportements et des réglementations contraignantes qui doivent être conçues et appliquées en fonction du contexte local.

5.1. Quelles sont les tendances relatives aux innovations pertinentes pour l'environnement dans le domaine des plastiques ?

Pour répondre à cette question, la présente analyse quantifie l'innovation pertinente pour l'environnement dans le domaine des plastiques en s'appuyant sur les données relatives aux brevets et aux marques déposées. Un brevet est un droit exclusif octroyé à un inventeur qui lui permet d'utiliser et de vendre son invention pendant un nombre d'années donné. Compter les brevets est une méthode standard utilisée pour mesurer l'innovation car cela permet de disposer d'informations précises sur les innovations récentes présentant une valeur marchande significative (Narin, 1995[1]). En revanche, les données relatives aux marques déposées mesurent les innovations technologiquement peu avancées qui ne transparaissent pas nécessairement dans les données sur les brevets.

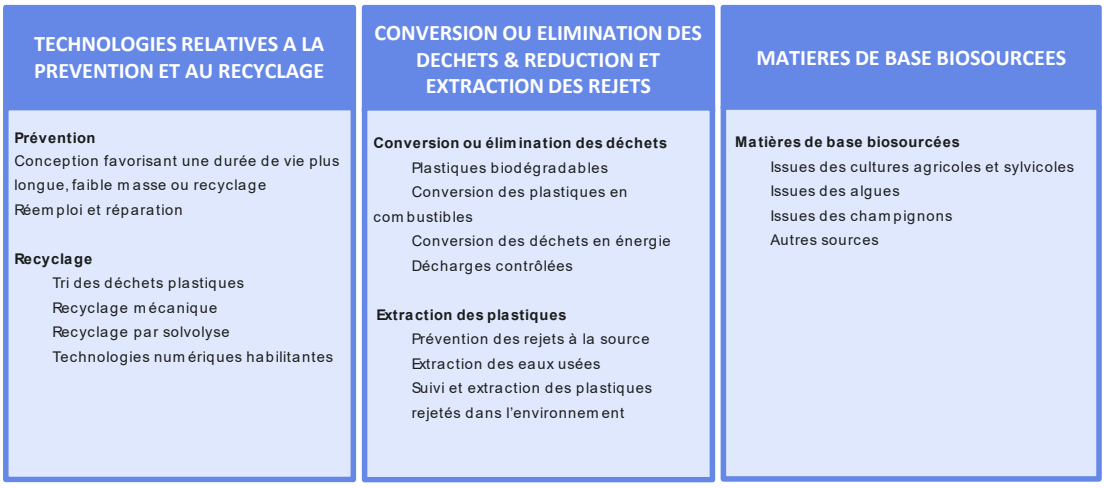
Ainsi, dénombrer les brevets peut permettre de mesurer l'innovation pertinente pour l'environnement dans le domaine des plastiques. Pour ce faire, les informations textuelles contenues dans les résumés de brevets ont fait l'objet de recherches dans la base de données PATSTAT avec diverses combinaisons de mots-clés. Par exemple, les inventions concernant le recyclage mécanique peuvent être identifiées en recherchant les phrases « déchets plastiques broyés » ou « valorisation des débris de polymères », tandis que les brevets portant sur le recyclage chimique de plastique à plastique peuvent être retrouvés en cherchant des termes tels que « hydrolyse » ou « glycolyse ».

Après l'exploration de la base de données, les inventions retenues ont été examinées en vue de l'extraction des familles de brevets portant sur des innovations pertinentes pour l'environnement dans le domaine des plastiques et ont été classées en trois groupes principaux (Graphique 5.1) :

1. Les innovations pour la prévention et le recyclage des plastiques : la « prévention des plastiques » est un terme large qui englobe non seulement les innovations pour la prévention des déchets plastiques, mais aussi les innovations en matière de technologies ou de processus qui utilisent d'emblée moins de plastiques. Ces innovations pour la préventation et le recyclage sont également appelées « innovations pour la circularité des plastiques ».
2. Les innovations pour la conversion (en énergie ou combustible) ou l'élimination des déchets et la réduction et l'extraction des plastiques rejetés dans l'environnement.
3. Les innovations dans le domaine des matières premières biosourcées.

A l'aide d'une comparaison entre pays, seules les familles de brevets ayant été délivrés par plusieurs offices nationaux des brevets ont été comptabilisées pour éviter l'accumulation d'un trop grand nombre de brevets de moindre valeur[1]. L'analyse inclut les données relatives aux brevets de 1990 à 2017, car les données des années plus récentes pourraient être incomplètes en raison du délai d'enregistrement des brevets. Plus encore, si l'on s'intéresse aux familles de brevets internationales ou régionales, les années disponibles reculent de 2017 à 2014 en raison du délai entre le premier dépôt de brevet dans un pays donné et les dépôts ultérieurs dans d'autres pays.

Graphique 5.1. Classification des innovations intéressantes pour l'environnement dans le domaine des plastiques



Source : Dussaux et Agrawala (2022[2]).

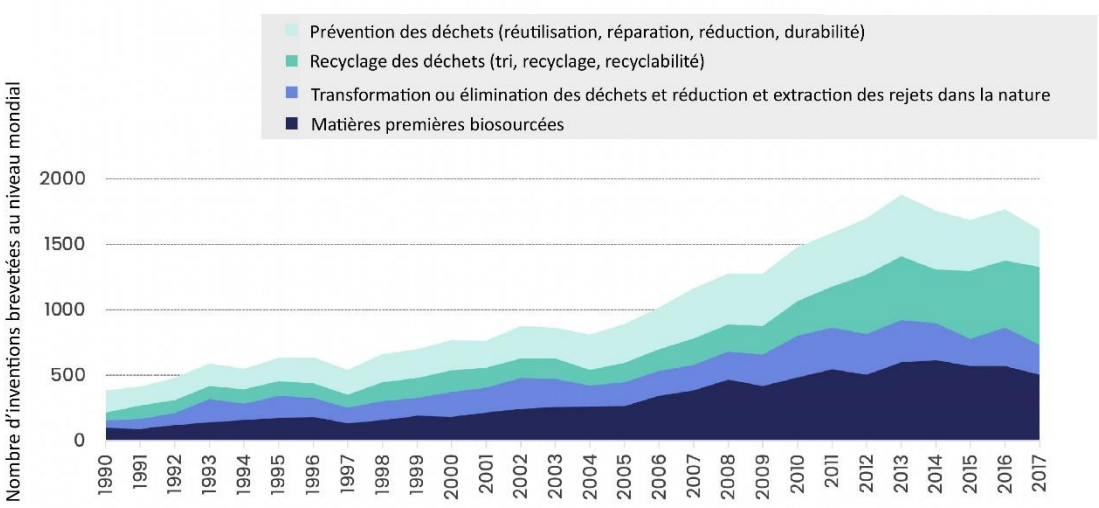
Pour certaines technologies, les données relatives aux brevets ne sont pas toujours les plus pertinentes pour mesurer l'innovation.[2] C'est le cas du réemploi des plastiques qui relève d'innovations de faible niveau technologique et souvent non brevetées, ou encore celui des innovations en rapport avec la réparation des plastiques qui sont déjà largement commercialisées. Le nombre de marques déposées constitue alors un indicateur mieux à même de mesurer les tendances de l'innovation dans ces technologies. Par exemple, les marques déposées sont utilisées pour protéger l'innovation dans des récipients ou gobelets en plastique réutilisables, des gourdes et des emballages plastiques utilisés par les services de livraison. Les produits réutilisables peuvent sembler technologiquement peu avancés, mais la logistique derrière les systèmes de transport et conteneurs partagés constitue une réelle innovation.

5.1.1. L'innovation pertinente pour l'environnement dans le domaine des plastiques se développe mais reste relativement petite

L'innovation concernant des technologies pertinentes pour l'environnement dans le domaine des plastiques a progressé à un rythme soutenu ces 30 dernières années (Graphique 5.2). Le nombre de brevets dans ce secteur a été multiplié par 3.4 entre 1990 et 2017. Les technologies brevetées portant sur la prévention et le recyclage des plastiques constituent le plus grand groupe de technologies et ont connu la plus forte croissance, à savoir une multiplication par quatre. Le nombre de brevets portant sur de nouvelles technologies liées aux matières premières biosourcées, ou encore à la conversion ou à l'élimination des déchets ou à la réduction et à l'extraction des plastiques rejetés dans le milieu naturel a, quant à lui, triplé.

Graphique 5.2. L'innovation en matière de prévention des plastiques et de recyclage des déchets plastiques a connu la plus forte croissance

Nombre d'inventions brevetées dans le monde en rapport avec l'environnement dans le domaine des plastiques, 1990-2017



Source : calculs à partir de l'analyse textuelle des données tirées de OCDE, Laboratoire de micro-données STI : base de données sur la propriété intellectuelle, http://oe.cd/ipstats, juin 2020.

StatLink https://stat.link/6s4qcp

Entre 2012 et 2017, la hausse du nombre de brevets portant sur des technologies pertinente pour l'environnement dans le domaine des plastiques a ralenti. Depuis 2012, le nombre de nouveaux brevets portant sur des technologies en rapport avec la prévention et le recyclage est resté constant, tandis qu'il a légèrement diminué en ce qui concerne les technologies en rapport avec les matières premières biosourcées ainsi que les technologies en rapport avec la conversion ou l'élimination des déchets et la réduction et l'extraction des plastiques rejetés dans l'environnement. Cependant, la sensibilisation du public à la question des rejets de déchets plastiques et l'action politique pour lutter contre ce problème ont progressé depuis 2015, date à laquelle le Plan d'action du G7 contre les déchets marins a été lancé. Il est donc probable que le nombre de brevets ait augmenté depuis lors, mais les données en la matière ne sont pas encore disponibles.

Les données relatives aux marques déposées fournissent davantage de détails sur les innovations en matière de plastiques technologiquement peu avancées. Chaque année entre 2013 et 2017, le nombre de nouvelles marques déposées a été en moyenne de 65 en ce qui concerne les technologies de réemploi des plastiques et de 2 700 en ce qui concerne les technologies de réparation des plastiques. Le nombre de marques déposées portant sur le réemploi des plastiques a augmenté de 23 % par an entre 1955 et 2017, tandis que celui des marques déposées concernant la réparation des plastiques a progressé de 12 % par an.

Depuis 2012, l'innovation en matière de recyclage a évolué plus rapidement que celle dans la prévention des déchets plastiques, comme le montre le nombre quasiment double de brevets déposés en 2017 (Graphique 5.2). L'intérêt croissant pour le recyclage est probablement favorisé par le fait que les consommateurs accordent une attention toujours plus grande aux questions environnementales et consentent à payer un prix plus élevé pour des matières recyclées ; les politiques à responsabilité élargie

des producteurs (REP) qui chargent les producteurs de financer le recyclage des déchets (emballage compris) sont aussi une explication (chapitre 6).

L'innovation dans la prévention et le recyclage des déchets plastiques est certes en hausse depuis 1990, néanmoins sa part au sein de l'ensemble des innovations dans le domaine des plastiques à l'échelle mondiale reste faible. De fait, en 2017, 1.2 % seulement de cette innovation totale portait sur la prévention des déchets et le recyclage, proportion comparable au 1.1 % relevé en 1991. Des politiques nettement plus ambitieuses s'imposent donc pour orienter les avancées technologiques vers le bouclage de la boucle des plastiques.

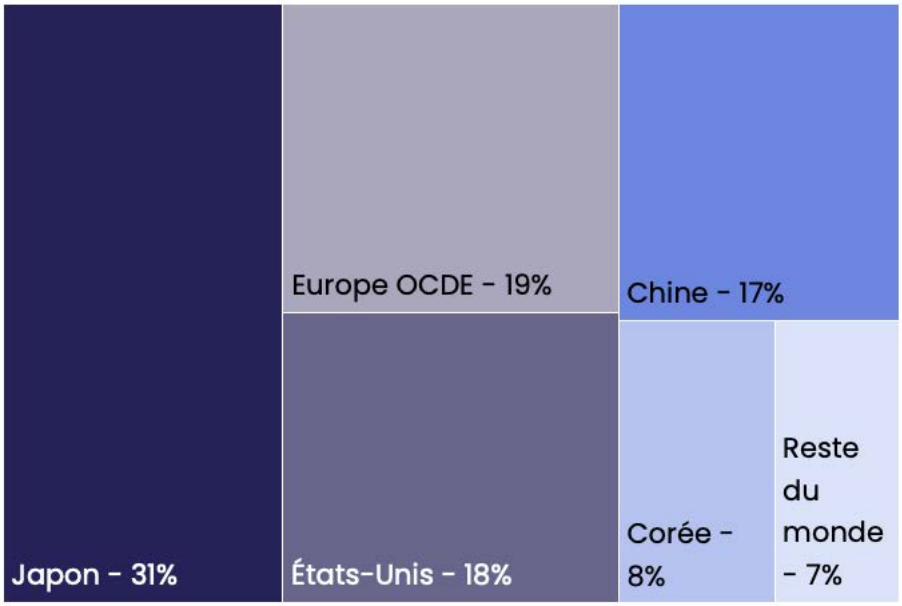
Le reste de la présente section porte sur les technologies de prévention et de recyclage, les matières premières biosourcées (chapitre 2) et les technologies de transformation ou d'élimination des déchets ayant été traitées de manière exhaustive dans les chapitres précédents (voir notamment les encadrés 2.2 et 2.3).

5.1.2. Une innovation dans la prévention des déchets et le recyclage concentrée dans quelques pays seulement

L'innovation en matière de prévention et de recyclage des plastiques (l'innovation pour la circularité des plastiques) n'est pas répartie uniformément dans le monde (Graphique 5.3). La grande majorité est concentrée dans les pays de l'OCDE et en Chine. Par exemple, dix pays seulement étaient responsables de 92 % des brevets relatifs à la prévention et au recyclage des plastiques entre 2010 et 2014, le Japon, les États-Unis, la Chine, la Corée, l'Allemagne et la France représentant à eux seuls 85 % de ces brevets.

Graphique 5.3. Les pays de l'OCDE et la Chine sont en tête de l'innovation en matière de circularité des plastiques

Répartition régionale des inventions brevetées pour la prévention et le recyclage des plastiques (2010-14)



Source : calculs à partir de l'analyse textuelle des données tirées de OCDE, Laboratoire de micro-données STI : base de données sur la propriété intellectuelle, http://oe.cd/ipstats, juin 2020.

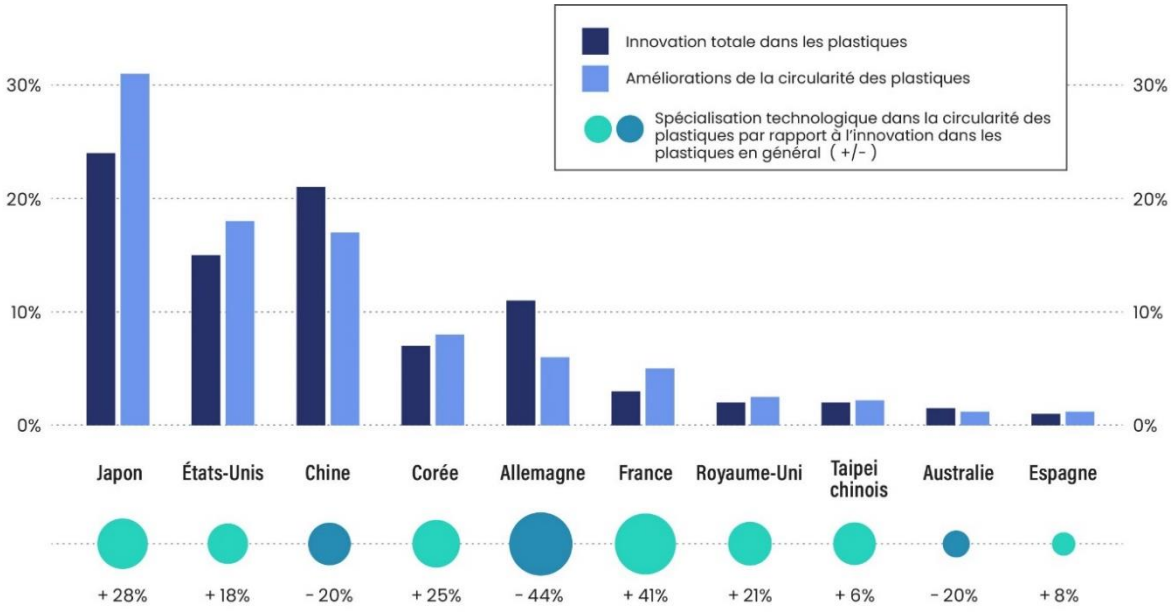
Le Graphique 5.4 examine les dix pays les plus innovants et compare leur part mondiale d'inventions brevetées pour la prévention et le recyclage des plastiques avec leur part mondiale de tous les brevets

relatifs aux plastiques, qu'ils soient en rapport avec l'environnement ou non. Sans surprise, les pays qui innovent dans le domaine des plastiques en général sont aussi ceux qui tendent à innover dans les technologies qui favorisent la circularité des plastiques. Néanmoins, certains pays déploient des efforts plus importants, en proportion, dans les technologies qui favorisent la prévention et le recyclage des plastiques. Ainsi, la France, le Japon, la Corée, le Royaume-Uni et les États-Unis ont consacré une partie relativement importante de leur innovation à la circularité des plastiques entre 2010 et 2014. En revanche, l'Allemagne, la Chine et l'Australie se sont relativement moins concentrées sur la circularité des plastiques au cours de la même période. Il n'en reste pas moins qu'étant donné leur nombre élevé d'innovations dans le domaine des plastiques, ces trois pays font partie des principaux pays qui déposent des demandes de brevets liés aux plastiques circulaires en nombre absolu. En outre, plusieurs pays vont probablement privilégier de plus en plus les technologies qui favorisent l'utilisation circulaire des plastiques. Par exemple, une interdiction totale d'exportation des déchets entrera en vigueur en Australie à la mi-2024, ce qui augmentera de manière significative la demande intérieure de recyclage des plastiques. Le marché australien en pleine expansion, bénéficiant également d'un investissement public de 190 millions de dollars australiens dans la modernisation du recyclage, devrait stimuler l'innovation dans le recyclage des déchets plastiques.

Cette grande concentration d'innovations en matière de prévention et de recyclage des plastiques met en évidence la nécessité d'accélérer le transfert international de ces technologies vers les pays en développement, où l'emploi des plastiques et les problèmes de rejet des plastiques dans l'environnement connaissent une croissance rapide.

Graphique 5.4. Certains pays sont spécialisés dans l'innovation en matière d'utilisation circulaire des plastiques

Les dix principaux pays qui innovent dans la prévention et le recyclage des plastiques, part mondiale (2010-14)



Source : calculs à partir de l'analyse textuelle des données tirées de OCDE, Laboratoire de micro-données STI : base de données sur la propriété intellectuelle, http://oe.cd/ipstats, juin 2020.

StatLink https://stat.link/n39o4l

5.2. Quel est le rôle des politiques publiques en matière d'innovation dans la circularité des plastiques ?

Comme on l'a vu, il existe des différences notables entre pays en matière d'innovation dans la circularité des plastiques. Dans la présente section, on cherche à savoir comment les politiques d'économie circulaire contribuent à ces différences, en se basant sur une étude de cas sur le décret allemand sur les emballages – l'un des premiers systèmes de responsabilité élargie des producteurs (REP) portant sur le recyclage et la valorisation des emballages primaires et secondaires dans le monde.

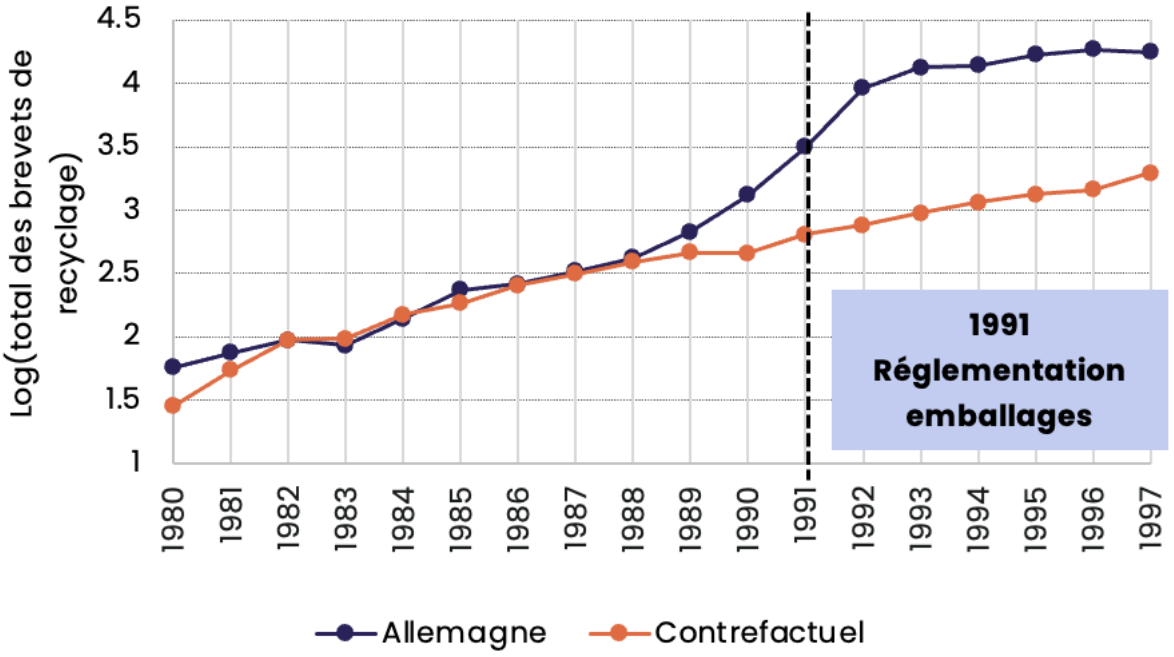
Le décret de 1991 sur les emballages, qui a été remplacé en 2019 par une loi sur les emballages (*Verpackungsgesetz*), imposait aux vendeurs et aux producteurs de récupérer et de recycler un pourcentage donné, mais croissant année après année, de leurs emballages. Le système de récupération a été jugé efficace au vu de la baisse de 500 000 tonnes du volume d'emballages utilisés entre 1992 et 1993.

Trois ans après l'entrée en vigueur de cette réglementation, les capacités de recyclage des plastiques avaient été multipliées par quatre (OCDE, 1998[3]). Des analyses qualitatives indiquent que cette hausse notable des capacités de recyclage était due aux conséquences positives notables du décret sur l'innovation dans le recyclage des plastiques. Afin d'atteindre les quotas de reprise fixés, les producteurs ont dû imaginer de nouveaux procédés permettant de transformer les déchets plastiques et créer de nouveaux marchés pour les matières secondaires. À l'époque, on trouvait parmi les nouvelles technologies des procédés de recyclage innovants comme les hydrocyclones et les centrifugeuses permettant de séparer les plastiques un par un (OCDE, 1998[3]).

Afin d'analyser quantitativement l'effet de la réglementation allemande relative aux emballages sur l'innovation dans le recyclage des plastiques, et afin d'établir un lien plus fort qu'une corrélation, une méthode à contrôle synthétique reposant sur une Allemagne contrefactuelle, c'est-à-dire un groupe témoin, a été utilisée[3]. Ce groupe témoin est composé du Canada, du Japon, des Pays-Bas, de la Corée et des États-Unis. Ces pays sont tous similaires à l'Allemagne en matière de brevets de recyclage, mais aucun d'entre eux n'avait instauré une politique de recyclage similaire vers 1991[4]. À l'aide de plusieurs variables prédictives, les dépôts de brevets portant sur des technologies de recyclage en Allemagne avant l'entrée en vigueur de la réglementation ont pu être répliqués dans le groupe témoin (Graphique 5.5)[5]. Il s'avère que cinq ans après son entrée en vigueur en Allemagne, le décret sur les emballages a augmenté la quantité d'innovations en matière de recyclage de 190 % par rapport au groupe témoin, où il n'est pas entré en vigueur[6].

Le Graphique 5.5 montre également qu'il y avait déjà eu une poussée de l'innovation en matière de recyclage des plastiques entre 1989 et 1991 en Allemagne. Ce phénomène ne peut pas s'expliquer uniquement par des stratégies de dépôts de brevet avant l'entrée en vigueur du décret, car celui-ci est entré en vigueur très rapidement et aurait donc été difficile à anticiper par la plupart des acteurs. Il pourrait toutefois s'expliquer par le fait que le premier ministère allemand de l'Environnement a mis en place, en 1988, une réglementation sur la consigne des emballages plastiques de boissons, en réaction à l'utilisation massive de bouteilles jetables en polyéthylène téréphtalate (PET). Cela pourrait expliquer la différence observée dès 1988 entre l'Allemagne et le groupe témoin.

Graphique 5.5. Le décret allemand sur les emballages a donné lieu à des innovations dans le domaine du recyclage des plastiques



Note : Le groupe témoin pour l'Allemagne est composé du Canada (28 %), du Japon (12 %), des Pays-Bas (24 %), de la Corée (13 %) et des États-Unis (23 %). Les variables prédictives utilisées sont log(nombre de brevets liés à l'innovation totale dans les plastiques), log(PIB par habitant), log(consommation d'énergie par habitant), log(nombre de brevets liés au recyclage) en 1982, 1984 et 1988. Une invention correspond à une seule famille de brevets. L'année retenue pour l'invention est celle du brevet dont la priorité a été reconnue. Seuls les brevets délivrés sont pris en compte. Les brevets pour recyclage des plastiques comprennent ceux portant sur le recyclage mécanique, le recyclage chimique (solvolyse), le tri et d'autres prétraitements. Les données datant d'avant 1990 ne portent que sur la République fédérale d'Allemagne (RFA).
Source : calculs à partir de l'analyse textuelle des données tirées de OCDE, Laboratoire de micro-données STI : base de données sur la propriété intellectuelle, http://oe.cd/ipstats, juin 2020.

StatLink https://stat.link/9kfj56

L'étude de ce cas suggère que les politiques publiques favorables au recyclage des plastiques sont parvenues à déclencher l'innovation dans ce domaine. Cependant, l'effet des politiques actuelles et à venir en faveur de l'économie circulaire sur l'émergence de nouvelles technologies reste à explorer. Les paragraphes qui suivent permettent de faire un pas de côté par rapport aux analyses globales et présentent des tendances récentes dans certains types d'innovations pertinentes pour l'environnement dans le domaine des plastiques. Ils explorent aussi les enseignements à tirer de ces tendances pour l'action publique.

5.3. Quels sont les derniers défis à relever en matière d'innovation ?

5.3.1. L'innovation dans le domaine des plastiques biodégradables ralentit après des décennies de croissance continue

Les plastiques biodégradables ont conquis les consommateurs avec l'idée qu'ils se dégraderaient dans le milieu naturel sous forme de dioxyde de carbone, d'eau et de biomasse[7]. Actuellement, ils sont utilisés dans les emballages, dans l'agriculture, dans l'horticulture, dans l'industrie des textiles et des biens de consommation. La capacité mondiale de production de plastiques biodégradables s'élevait à 1.2 Mt en 2019, soit moins de 0.3 % de la production totale de plastiques (Crevel, 2016[4] ; European Bioplastics, 2019[5]).

Le nombre de brevets portant sur des innovations dans le domaine des plastiques biodégradables a doublé entre 1995 et 2017. Entre 2013 et 2017, 228 familles de brevets concernant les plastiques biodégradables ont été délivrées chaque année (Dussaux et Agrawala, 2022[2]). Cependant, cette tendance ralentit depuis 2013, sans doute en raison de l'impact environnemental des plastiques dits biodégradables qui est devenu un sujet de controverse compte tenu des difficultés inhérentes à leur biodégradation dans l'environnement naturel (Encadré 5.1).

Encadré 5.1. Les plastiques dits biodégradables sont sujets à controverse.

La dégradation microbienne des polymères biodégradables n'est pas facilement réalisable dans un milieu naturel (Wierckx et al., 2018[6]). Par exemple, certains polymères tels que l'acide polylactique (PLA) ne se biodégradent dans des délais raisonnables que lors d'un compostage industriel à plus de 60 °C (Farah, Anderson et Langer, 2016[7]). La biodégradation nécessite également des conditions optimales en termes de concentration d'enzymes, de souches de microorganismes, de température, de pH, d'humidité, d'apport en oxygène et de luminosité. Ces conditions optimales sont rarement présentes dans les environnements naturels (Laycock et al., 2017[8] ; Haider et al., 2019[9]).

Napper et Thompson (2019[10]) ont comparé la détérioration de sacs en polyéthylène conventionnels à celle de sacs dits biodégradables, oxo-dégradables ou compostables. L'étude portait sur différents traitements : les sacs ont été maintenus l'air libre, enfouis dans le sol ou immergés dans le milieu marin. À l'exception du sac compostable en milieu marin, tous les sacs avaient rejeté des fragments dans l'environnement au bout de 27 mois. Plus encore, certains sacs étaient toujours utilisables comme cabas après trois années passées dans le sol ou dans un milieu marin. Le résultat frappant est que les sacs dits biodégradables testés dans l'expérience ne s'étaient pas détériorés plus rapidement que les sacs conventionnels en polyéthylène.

La plupart des études d'écotoxicité ne démontrent aucun effet nocif des produits de la dégradation (Haider et al., 2019[9]), à deux exceptions notables près qui concernent les PLA. Souza et al. (2013[11]) ont trouvé des effets cytotoxiques et génotoxiques sur les oignons communs et Adhikari et al. (2016[12]) ont constaté que l'activité microbienne était inhibée après 84 jours d'incubation dans le sol. Une autre préoccupation concerne l'utilisation de plastiques oxo-dégradables contenant des sels métalliques, ces derniers servant de catalyseurs pour accélérer la dégradation (OCDE, 2013[13] ; Kershaw, 2015[14]). La dégradation des plastiques oxo-dégradables peut libérer des micro-fragments de plastiques et de métal dans le milieu naturel, mais les effets sur les sols, l'eau, la flore et la faune restent mal connus. Plusieurs pays ont déjà entrepris de réglementer les plastiques oxo-dégradables. Par exemple, depuis 2015, la France interdit les sacs et emballages en plastique oxo-dégradable, et l'Union européenne interdit les produits en plastique oxo-dégradable depuis 2019.

Outre les questions liées à la biodégradation, d'autres préoccupations sont apparues. Tout d'abord, certains plastiques biodégradables sont produits à partir de polymères biosourcés dont l'impact sur l'environnement est mitigée. Ensuite, si les conditions de collecte et de recyclage ne sont pas adaptées, les plastiques biodégradables peuvent nuire à la qualité des ressources recyclées (Hornitschek, 2012[15] ; Hann et al., 2015[16]). En outre, les consommateurs peuvent se tromper et mettre des plastiques non compostables dans les déchets ménagers destinés au compostage. Enfin, la mention biodégradable apposée sur les plastiques pourrait encourager les rejets sauvages de déchets (Kershaw et Rochman, 2015[17]).

Malgré ces limites, fabriquer des plastiques compostables peut représenter un avantage pour des applications spécifiques. Par exemple, les plastiques des restaurants peuvent être directement compostés avec les déchets alimentaires, sans autre traitement. Par ailleurs, il existe de nombreux types de plastiques

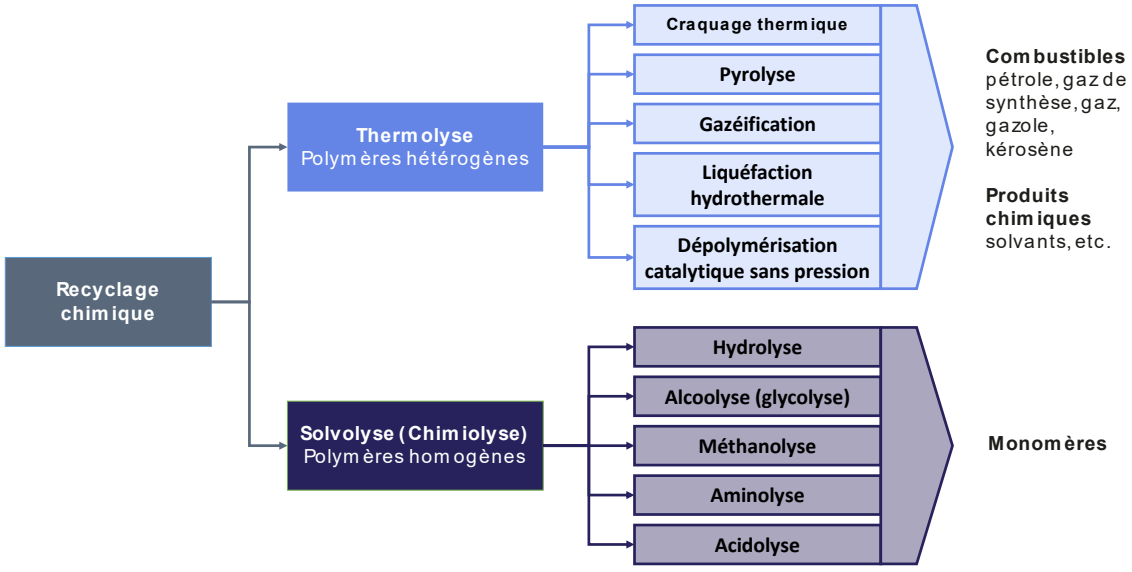
compostables, et l'innovation dans ce secteur pourrait permettre de concevoir de meilleurs polymères et d'envisager de nouvelles applications.

5.3.2. Les débuts du recyclage chimique : des défis considérables

Le recyclage chimique consiste à décomposer, par un procédé chimique, les polymères contenus dans les déchets pour en faire une matière de base dans la production de combustibles ou de nouveaux polymères (Thiounn et Smith, 2020[18]). Il est différent de l'incinération, qui consiste à récupérer la chaleur produite par la combustion des déchets plastiques. Tout comme pour le recyclage mécanique, le tri et le prétraitement sont essentiels pour optimiser le recyclage chimique.

Le recyclage chimique peut être subdivisé en deux catégories (Graphique 5.6). La première est la transformation des déchets plastiques en combustibles, principalement, via une thermolyse ; on parle aussi de filière « du plastique au carburant ». Les types de procédés thermolytiques sont le craquage thermique, la pyrolyse, la gazéification, la liquéfaction hydrothermale et la dépolymérisation catalytique sans pression (Rahimi et García, 2017[19])[8].

Graphique 5.6. Le recyclage chimique : des procédés très divers



La thermolyse des déchets plastiques est pratiquée à haute température, ce qui consomme une grande partie de l'énergie contenue dans les plastiques. Par exemple, la pyrolyse a généralement lieu à 550 °C et a besoin théoriquement de 1 328 MJ par kilogramme de déchets de polyéthylène (PE) pour fabriquer un carburant au pouvoir calorifique d'environ 40 MJ par kilogramme de déchets (Gao, 2010[20] ; Ripley, 2014[21] ; Rollinson et Oladejo, 2019[22]). En raison de cette demande énergétique relativement élevée et de la finalité qui consiste à produire de l'énergie, et non des matériaux, le terme de « recyclage » appliqué à la plupart des procédés de thermolyse fait débat.

Chaque procédé thermolytique présente des conséquences environnementales différentes. Par exemple, d'après Khoo, (2019[23]) la gazéification de déchets plastiques mélangés nécessite dix fois plus d'énergie, mais émet moins d'oxydes d'azote (NOx), de dioxyde de soufre (SO_2) et de particules que la pyrolyse. Ce résultat s'appuie cependant sur des sources anciennes et devrait faire l'objet de nouvelles études. En s'appuyant sur l'analyse du cycle de vie, Demetrious et Crossin (2019[24]) ont démontré que la pyrolyse et

la gazéification présentent une incidence moindre sur l'environnement que la mise en décharge, mais une incidence comparable à celle de l'incinération à des fins de valorisation énergétique. Khoo (2019[23]) démontre que la pyrolyse et la gazéification contribuent moins au changement climatique que l'incinération à des fins de valorisation énergétique, mais favorisent nettement davantage l'acidification des terres et la formation de particules. Dans la même étude, on constate que le recyclage mécanique surpasse largement ces procédés de thermolyse quant aux impacts écologiques.

La seconde catégorie de recyclage chimique est la solvolyse et consiste à transformer des déchets de plastique en plastique neuf. Ce procédé permet de transformer les déchets plastiques en monomères qui deviennent la matière de base de nouveaux polymères (Graphique 5.6). Ces technologies de dépolymérisation chimique comprennent l'hydrolyse, l'alcoolyse, la méthanolyse, la glycolyse et l'aminolyse (BCG, 2019[25] ; Das et Pandey, 2007[26]). Ce type de recyclage chimique fait moins débat que la thermolyse, car il pourrait faire baisser la demande en polymères vierges. La solvolyse vise à dépasser le principal obstacle auquel fait face le recyclage mécanique (le décyclage[9]) en produisant des polymères identiques au matériau neuf.

Les procédés de solvolyse commencent tout juste à apparaître et ne sont pas aussi matures que les techniques de la filière thermolytique. Entre 1995 et 2017, le nombre de brevets liés à l'innovation dans le recyclage par solvolyse n'a augmenté que de 5.2 % par an (Dussaux et Agrawala, 2022[2]). Cela n'est pas surprenant sachant que cela fait peu de temps que le recyclage par solvolyse suscite un intérêt et que les données sur les brevets ne sont donc pas encore tout à fait disponibles. Les acteurs du marché interrogés pour cette étude ont dit s'attendre à ce que la capacité mondiale, portée par des usines pilotes et de démonstration des technologies de solvolyse, augmente jusqu'à atteindre au moins 140 kilotonnes de déchets par an en 2022[10].

L'impact écologique de la solvolyse dépend du polymère, du procédé employé et de facteurs locaux tels que le mix électrique. Une étude a démontré que la solvolyse de polystyrène expansé (PSE) permettait d'éviter l'émission de 3.3 tonnes d'équivalent CO_2 par tonne de produit entrant comparé à l'incinération, cette dernière étant actuellement la principale forme de traitement des déchets de PSE (CE Delft, 2019[27]). À l'inverse, De Andrade et al. (2016[28]) ont montré que le recyclage mécanique de l'acide polylactique (PLA) était plus performant que le recyclage chimique par hydrolyse et repolymérisation, tant du point de vue du changement climatique que de la toxicité humaine et de l'épuisement des combustibles fossiles. Le recyclage mécanique consomme 2 649 kJ d'électricité par kilogramme de PLA résiduel, contre 11 211 kJ pour la solvolyse. Une étude néerlandaise a cependant conclu que le recyclage mécanique du PSE avait la même incidence sur le climat que la solvolyse du PSE (Netherlands Institute for Sustainable Packaging, 2018[29]). Dans une autre étude fondée sur l'analyse du cycle de vie, il est rapporté que le recyclage mécanique de barquettes en PET émet moins de gaz à effet de serre que la dépolymérisation magnétique,[11] mais que la différence est faible puisque limitée à 0.7 tonne de CO_2e par tonne de déchets (CE Delft, 2019[27]).

Cependant, les résultats de ces études fondées sur l'analyse du cycle de vie doivent être considérés avec une grande prudence. Les conséquences sur l'environnement du recyclage par solvolyse ne sont pas encore bien comprises. Un récent examen a établi qu'il est difficile d'acquérir des données de qualité relatives à l'incidence environnementale de ce type de recyclage chimique, en raison de la moindre maturité commerciale du concept de solvolyse (Tabrizi et al., 2020[30]). En outre, certains acteurs mettent en garde contre l'excès d'enthousiasme envers les procédés de recyclage chimique, car ceux-ci pourraient favoriser l'acceptation des plastiques à usage unique, retardant d'autant la mise au point de technologies de prévention des déchets (Tabrizi et al., 2020[30]).

5.3.3. De nombreuses innovations apparaissent tout au long de la chaîne de valeur des plastiques

En dehors du recyclage chimique par solvolyse, de nombreuses autres innovations qui visent à répondre aux enjeux écologiques des plastiques sont en train d'apparaitre. Certains examples notables incluent :

- *L'apprentissage automatique pour trier les déchets plastiques* : afin d'améliorer la pureté, les techniques de tri de pointe font à présent intervenir « l'apprentissage profond », c'est-à-dire l'entraînement d'une machine pour qu'elle reconnaisse différents types de plastiques et autres matériaux. Par exemple, l'apprentissage automatique est actuellement utilisé dans le tri des déchets plastiques provenant d'équipements électriques et électroniques, par exemple l'acrylonitrile butadiène styrène (ABS), le polystyrène à haut impact (HIPS), le polypropylène et le polystyrène cristal. Cette technologie est particulièrement utile pour le tri des plastiques sombres que les techniques par infrarouge proche peinent à identifier en raison de l'absorption des rayonnements. La capacité de calcul toujours croissante permettra à l'avenir de mettre en œuvre de nouveaux algorithmes et de nouvelles applications (Tarun, Sreelakshmi et Peeyush, 2019[31]).
- *La chaîne de blocs (blockchain) pour encourager le recyclage* : le manque de garantie de qualité des plastiques triés constitue une barrière pour les fabricants de plastiques (Chidepatil et al., 2020[32]). La chaîne de blocs est un outil numérique permettant de suivre des processus de près et de vérifier les informations. Elle pourrait rendre accessible aux fabricants de plastiques les informations dont ils ont besoin si le tri était associé à une intelligence artificielle alimentée par de multiples capteurs et si une grande partie des acteurs de la chaîne d'approvisionnement s'engageaient à travailler ensemble. Par exemple, Radical Innovations Group a mis au point une plateforme par chaîne de blocs qui recourt à des contrats intelligents comprenant des données validées sur la source du déchet, son type, sa couleur, sa quantité, son origine et le procédé de tri qu'il a subi.
- *Un sac de lavage filtrant pour la réduction à la source des rejets de microplastiques* : il est possible de placer les textiles synthétiques ou autres dans le sac de lavage Guppyfriend afin de limiter la perte de microfibres pendant le lavage[12]. Après lavage, les microfibres retenues sont enlevées et jetées dans les déchets ménagers non recyclables. Ce sac de lavage fabriqué en polyamide tissé est simple d'utilisation.
- *Un système autonome de récupération des rejets dans les cours d'eau et océans* : l'Ocean Cleanup Interceptor 2.0 est doté de barrières qui guident les déchets plastiques flottants vers une embarcation collectant les déchets. L'objectif est de récupérer les plastiques rejetés dans les cours d'eau avant qu'ils n'arrivent dans l'océan[13]. L'embarcation fonctionne à l'énergie solaire, est autonome et peut stocker jusqu'à 50 mètres cubes de déchets.
- *De nouveaux modèles de livraison* : l'innovation ne concerne pas que des nouvelles technologies. Loop est un exemple d'innovation organisationnelle d'une entreprise de livraison qui permet d'éviter l'emploi de conditionnements jetables et de réduire l'empreinte environnementale globale du service[14]. Loop livre des produits à des acheteurs en ligne en utilisant des conditionnements qui sont ensuite collectés, nettoyés et réutilisés.

5.4. Comment passer de l'innovation au déploiement massif ?

Étant donné la variété des technologies proposées, la question est de savoir lesquelles devraient être développées et déployées à plus grande échelle pour répondre efficacement aux problèmes environnementaux générés par la production et l'utilisation des plastiques. L'utilité d'une technologie dépend fortement du contexte national. Par exemple, le déploiement massif de systèmes de filtration privés ne sera peut-être pas rentable dans les pays qui disposent sur tout le territoire de stations

d'épuration équipées pour capter les microplastiques des eaux usées[15]. Dans d'autres pays, en revanche, ces systèmes peuvent être les bienvenus. De plus, la récupération des débris plastiques dans les cours d'eau est plus pertinente dans les pays où les problèmes de gestion des déchets sont les plus prégnants.

L'innovation dans les produits, les procédés et les modèles économiques est essentielle, mais elle ne représente qu'une partie de ce qui est nécessaire. Afin de privilégier les technologies qui favorisent l'emploi circulaire des plastiques et d'inciter fortement les consommateurs et entrepreneurs à prendre ce virage, un ensemble de politiques publiques cohérentes est nécessaire, à savoir notamment des réglementations, des campagnes d'éducation et d'information visant à induire des changements de comportement. Les innovations seront déployées massivement que s'il existe une forte demande du marché. À l'aide d'obligations réglementaires et d'incitations financières, les pouvoirs publics peuvent créer les conditions de marché qui faciliteront l'adoption de technologies circulaires chez les consommateurs et les producteurs. De plus, ils devront intervenir en amont pour freiner la consommation globale en ressources. Ces questions en termes de politiques publiques font l'objet du chapitre suivant.

Références

Adhikari, D. et al. (2016), « Degradation of bioplastics in soil and their degradation effects on environmental microorganisms », *Journal of Agricultural Chemistry and Environment*, vol. 5/1, p. 23. [12]

BCG (2019), *A Circular Solution to Plastic Waste*. [25]

CE Delft (2019), « Exploratory study on chemical recycling. Update 2019. What are the opportunities for climate policy, now in the future? ». [27]

Chidepatil, A. et al. (2020), « From Trash to Cash: How Blockchain and Multi-Sensor-Driven Artificial Intelligence Can Transform Circular Economy of Plastic Waste? », *Administrative Sciences*, vol. 10/2. [32]

Crevel, R. (2016), « Bio-based food packaging in Sustainable Development: Challenges and opportunities to utilize biomassresidues from agriculture and forestry as a feedstock for bio-based food packaging », *FAO*. [4]

Das, S. et S. Pandey (2007), « Pyrolysis and catalytic cracking of municipal plastic waste for recovery of gasoline range hydrocarbons », *Thèse de doctorat, National Institute of Technology Rourkela*. [26]

De Andrade, M. et al. (2016), « Life cycle assessment of poly (lactic acid)(PLA): comparison between chemical recycling, mechanical recycling and composting. », *Journal of Polymers and the Environment*, vol. 24/4, pp. 372-384. [28]

Demetrious, A. et E. Crossin (2019), « Life cycle assessment of paper and plastic packaging waste in landfill, incineration, and gasification-pyrolysis », *Journal of Material Cycles and Waste Management*, vol. 21/4, pp. 850-860. [24]

Dussaux, D. et S. Agrawala (2022), « Quantifying environmentally relevant and circular plastic innovation : Historical trends, current landscape and the role of policy », *OECD Environment Working Papers*, n° 199, OECD Publishing, Paris, https://doi.org/10.1787/1f6dbd07-en. [2]

European Bioplastics (2019), *Bioplastics market data 2019 - Global production capacities of bioplastics 2019-2024*. [5]

Farah, S., D. Anderson et R. Langer (2016), « Physical and mechanical properties of PLA, and their functions in widespread applications—A comprehensive review. », *Advanced drug delivery reviews*, vol. 107, pp. 367-392. [7]

Gao, F. (2010), « Pyrolysis of Waste Plastics into Fuels », *A Thesis, University of Canterbury.*. [20]

Haider, T. et al. (2019), « Plastics of the future? The impact of biodegradable polymers on the environment and on society », *Angewandte Chemie International Edition*, vol. 58/1, pp. 50-62. [9]

Hann, S. et al. (2015), « The Impact of the Use of « Oxo-degradable » Plastic on the Environment », *Final Report for the European Commission DG Environment. Project conducted under Framework Contract No ENV.A.2/FRA/2015/0008and 07.0201/2016/748104/ETU/ENV.B.3*. [16]

Hornitschek, B. (2012), « Impact of degradable and oxydegradable plastics carrier bags on mechanical recycling », *Report by the Transfer Center for Polymer Technology (TCKT) on behalf of the European Plastic Converters (EuPC)*, p. 22. [15]

Kershaw, P. (2015), « Biodegradable Plastics & Marine Litter: Misconceptions, Concerns and Impacts on Marine Environments », *PNUE GPA*. [14]

Kershaw, P. et C. Rochman (2015), « Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment. », *Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection (GESAMP)*, vol. 93. [17]

Khoo, H. (2019), « LCA of plastic waste recovery into recycled materials, energy and fuels in Singapore », *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 145, pp. 67-77. [23]

Law, K. et al. (2020), « The United States' contribution of plastic waste to land and ocean », *Science Advances*, vol. 6/44, https://doi.org/10.1126/sciadv.abd0288. [36]

Laycock, B. et al. (2017), « Lifetime prediction of biodegradable polymers », *Progress in Polymer Science*, vol. 71, pp. 144-189. [8]

Merrington, A. (2017), « Recycling of Plastics », dans *Applied Plastics Engineering Handbook : Processing, Materials, and Applications : Second Edition*, Elsevier Inc., https://doi.org/10.1016/B978-0-323-39040-8.00009-2. [35]

Napper, I. et R. Thompson (2019), « Environmental deterioration of biodegradable, oxo-biodegradable, compostable, and conventional plastic carrier bags in the sea, soil, and open-air over a 3-year period », *Environmental science & technology*, vol. 53/9, p. 47. [10]

Narin, F. (1995), « Patents as indicators for the evaluation of industrial research output », *Scientometrics*, vol. 34/3, pp. 489-496. [1]

Netherlands Institute for Sustainable Packaging (2018), « Chemical recycling of plastic packaging materials. Analysis and opportunities for upscaling ». [29]

OCDE (2013), « Policies for Bioplastics in the Context of a Bioeconomy », *OECD Science, Technology and Industry Policy Papers*, n° 10, Éditions OCDE, Paris, https://doi.org/10.1787/5k3xpf9rrw6d-en. [13]

OCDE (1998), « Extended Producer Responsibility Phase 2: Case study on the German packaging ordinance ». [3]

Rahimi, A. et J. García (2017), « Chemical recycling of waste plastics for new materials production », *Nature Reviews Chemistry*, vol. 1/6, pp. 1-11. [19]

Ren, D. (2020), *China boosts face mask production capacity by 450 per cent in a month, threatening a glut scenario*, South China Morning Post, https://www.scmp.com/business/companies/article/3075289/china-boosts-face-mask-production-capacity-450-cent-month. [34]

Ripley, J. (2014), « Routine Caol and Coke Analysis: Collection, Interpretation, and Use of Analytical Data MNL57-2ND (2nd Edn), Chapter 5: Proximate Analysis », *ASTM International, West Conshohocken*, pp. 29-48. [21]

Rollinson, A. et J. Oladejo (2019), « 'Patented blunderings', efficiency awareness, and self-sustainability claims in the pyrolysis energy from waste sector », *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 141, pp. 233-242. [22]

Souza, P. et al. (2013), « PLA and organoclays nanocomposites: degradation process and evaluation of ecotoxicity using Allium cepa as test organism », *Journal of Polymers and the Environment*, vol. 21/4, pp. 1052-1063. [11]

Tabrizi, A. et al. (2020), « Understanding the Environmental Impacts of Chemical Recycling – ten concerns with existing life cycle assessments », *Zero Waste Europe, Bruxelles*. [30]

Tarun, K., K. Sreelakshmi et K. Peeyush (2019), « Segregation of Plastic and Non-plastic Waste using Convolutional Neural Network », *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, vol. 561/1, p. 012113. [31]

Thiounn, T. et R. Smith (2020), « Advances and approaches for chemical recycling of plastic waste », *Journal of Polymer Science*, vol. 58/10, pp. 1347-1364. [18]

Wang, C. et al. (2020), « Structure of the global plastic waste trade network and the impact of China's import Ban », *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 153, https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104591. [33]

Wierckx, N. et al. (2018), « Plastic biodegradation: Challenges and opportunities », *Consequences of Microbial Interactions with Hydrocarbons, Oils, and Lipids Biodegradation and Bioremediation*, pp. 1-29. [6]

Notes

[1] Une famille de brevets est une collection de demandes de brevet couvrant un contenu technique identique ou similaire. Voir Dussaux et Agrawala (2022[2]) pour plus de détails concernant la méthodologie et les avantages et inconvénients des données issues des brevets.

[2] Cela étant, les données relatives au brevets restent l'outil préféré, car elles couvrent toutes les catégories d'innovation, contrairement aux données relatives aux marques déposées, qui ne permettent de suivre que quelques domaines.

[3] Voir Dussaux et Agrawala (2022[2]) pour les détails de la méthodologie.

[4] L'Autriche et la France sont exclues, car elles ont mis en place un système de responsabilité élargie des producteurs d'emballages en 1993 ; la Suède est également exclue, car elle a mis en place une réglementation REP en 1994.

[5] Les variables prédictives utilisées sont log(nombre de brevets liés à l'innovation totale dans les plastiques), log(PIB par habitant), log(consommation d'énergie par habitant), log(nombre de brevets liés au recyclage) en 1982, 1984 et 1988.

[6] Les variables prédictives sont bien équilibrées entre l'Allemagne et le groupe témoin. Le résultat est robuste même lorsque le traitement est anticipé de cinq ans. Les tests de permutation sur le contrefactuel montrent que la hausse est significativement différente de zéro. Le résultat est également robuste lorsque l'on exclut un à la fois tous les pays du contrefactuel, sauf le Canada. Une analyse similaire n'a révélé aucun effet statistiquement significatif de la réglementation relative aux emballages sur l'innovation totale dans le domaine des plastiques. Voir Dussaux et Agrawala (2022[2]) pour les détails de la méthodologie.

[7] La norme européenne EN 13432 définit la biodégradabilité comme la capacité d'atteindre 90 % de biodégradation en moins de six mois. La désintégration est atteinte si la masse totale des résidus supérieurs à 2 mm est inférieure à 10 % de la masse initiale.

[8]La dépolymérisation catalytique sans pression est aussi connue sous le nom de*Katalytische Drucklose Verölung (KDV)*.

[9] Le décyclage se produit lorsque, pendant le recyclage mécanique, des déchets plastiques contaminés sont fondus en une nouvelle matière première dont les propriétés sont inférieures à celles du produit plastique d'origine. Par exemple, les déchets plastiques d'une brique de lait ne peuvent pas être réemployés dans la production d'une nouvelle brique, mais seulement dans des applications moins exigeantes telles qu'une couche de conditionnement pour détergent.

[10] Tous les acteurs n'ayant pas été entendus, cette estimation doit être considérée avec prudence.

[11] La dépolymérisation magnétique est une technologie mise au point par la start-up néerlandaise Ioniqa et consiste à dépolymériser le PET chimiquement à l'aide d'un fluide magnétique. La dépolymérisation magnétique du PET permet d'éliminer divers colorants et contaminants des déchets en PET et de produire un équivalent vierge, le BHET, utilisable comme matière première dans la production de PET (https://ioniqa.com/).

[12] La marque Guppyfriend a été déposée auprès de l'EUIPO en décembre 2018 et auprès de l'USPTO en mai 2020. L'Office européen des brevets (OEB) a délivré un brevet pour le Guppyfriend en novembre 2019. Des demandes de brevet ont également été déposées au Japon et aux États-Unis.

[13] La marque Interceptor a été déposée auprès de l'EUIPO en avril 2019.

[14] Pour de plus amples informations, consulter : https://loopstore.com/how-it-works.

[15] La gestion des microplastiques récupérés dans les stations d'épuration reste un problème, car les boues sont la plupart du temps utilisées dans l'agriculture (chapitre 2).

6 Le paysage de l'action publique

Les décideurs du monde entier sont à la recherche d'instruments efficaces pour faire face aux pressions environnementales engendrées par la production, la consommation et la gestion en fin de vie des plastiques. Ce chapitre décrit les lignes d'action et les principaux instruments à disposition pour s'attaquer à ces problèmes. Il fait le point sur le paysage mondial actuel de l'action publique et présente une feuille de route visant à réduire les rejets de macroplastiques terrestres et rendre le cycle de vie des plastiques davantage circulaire.

MESSAGES CLÉS

- Les matières plastiques ont toute une série de répercussions sur l'environnement, les rejets de macroplastiques dans l'environnement étant une priorité importante pour les gouvernements. L'atténuation de ces répercussions nécessite un ensemble complet d'instruments complémentaires, regroupés dans les catégories suivantes : restreindre la demande, encourager la conception pour la circularité, renforcer le recyclage, fermer les voies de rejet et dépolluer.
- Comme l'indique le recensement des instruments réglementaires et économiques adoptés par 50 pays qui représentent 69 % de la population de la planète et 84 % du produit intérieur brut (PIB) mondial, l'action publique à l'égard des plastiques est aujourd'hui parcellaire et largement perfectible.
- La réduction de la demande peut engendrer les principales améliorations sur le plan environnemental : la diminution de la quantité de plastiques utilisés signifie moins d'énergie grise, moins de risques pour la santé et moins de déchets plastiques à gérer. Les taxes sur les plastiques, des objectifs d'incorporation de matières recyclées et des dispositifs de responsabilité élargie des producteurs (REP) avec contributions modulées peuvent constituer des incitations financières à la réduction de la consommation et au renforcement de la circularité. Seuls quelques pays expérimentent ces instruments et objectifs économiques innovants – leur adoption doit être étendue à davantage de produits et de pays.
- Le recyclage peut être encouragé par le biais d'incitations financières. La REP, les taxes de mise en décharge et les taxes d'incinération fonctionnent bien pour les entreprises et les municipalités. Cependant, seuls 33 pays (représentant 18 % de la population couverte par l'inventaire) parmi les 50 étudiés ont mis en place une réglementation nationale et des dispositifs opérationnels en matière de REP, et 25 pays (représentant 11 % de la population couverte par l'inventaire) ont instauré des taxes nationales de mise en décharge et d'incinération. Les ménages peuvent être encouragés à trier les déchets plastiques à la source grâce à des systèmes de consigne et de tarification incitative. Cependant, seuls 13 pays (représentant 4 % de la population couverte par l'inventaire) ont adopté ce type de dispositifs.
- Si les interdictions et les taxes sur les plastiques à usage unique constituent une approche populaire pour réduire les déchets sauvages – plus de 120 pays ont adopté ces mesures – elles ne visent qu'une petite partie des plastiques en volume et n'ont pas toujours des retombées environnementales positives. Pour obtenir une baisse structurelle des déchets plastiques sauvages, il est indispensable d'élargir la portée des mesures qui les ciblent et de mieux faire appliquer la législation sur le terrain.
- Il est possible de fermer les voies de rejet en investissant dans les infrastructures élémentaires de gestion des déchets. La mauvaise gestion des déchets étant un problème répandu, notamment dans les économies en développement, il est nécessaire d'investir massivement dans les infrastructures et d'encourager parallèlement la mise en place de cadres juridiques efficaces qui imposent à tous les acteurs économiques le respect des obligations d'élimination.
- Notre analyse se conclut par une feuille de route qui peut être adoptée par tous les pays. La feuille de route en question comporte trois phases de plus en plus ambitieuses : 1) fermer les voies de rejet : créer des infrastructures sanitaires de gestion des déchets, organiser la collecte des déchets et interdire ou taxer les produits qui finissent souvent en déchets sauvages ; 2) créer des incitations au recyclage et améliorer le tri à la source ; et 3) freiner la demande et optimiser la conception pour rendre les chaînes de valeur des matières plastiques plus circulaires, et les prix des plastiques recyclés plus compétitifs.

6.1. Il faut déployer un vaste éventail d'instruments pour lutter contre les effets négatifs de l'utilisation des plastiques

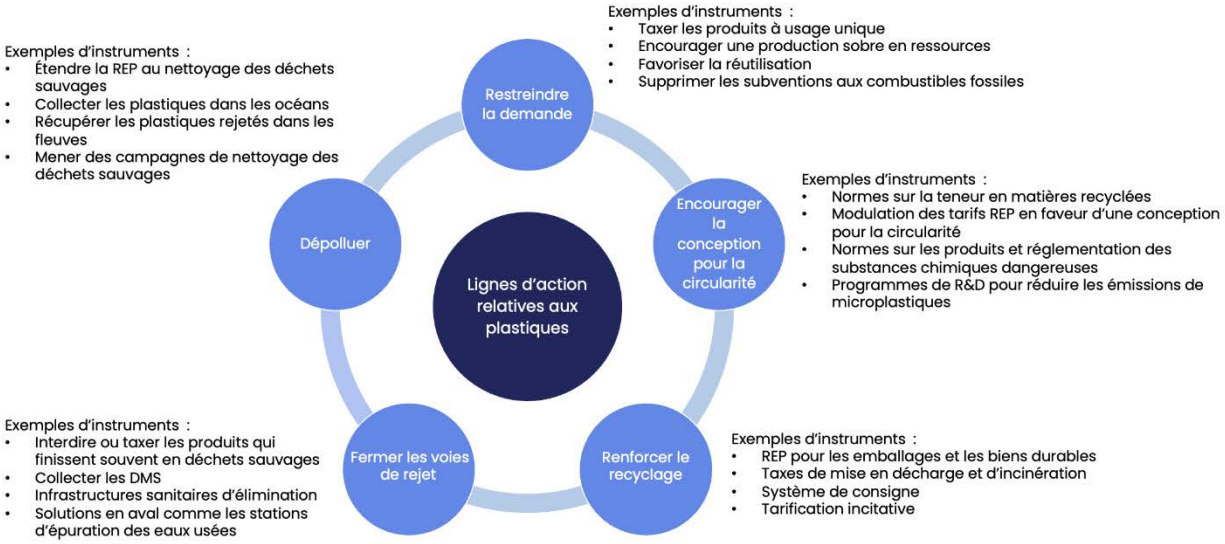
La production, la consommation et la gestion en fin de vie des plastiques ont un large ensemble de répercussions sur l'environnement, dont les émissions de gaz à effet de serre, la pollution de l'air et de l'eau, ainsi que le rejet de substances chimiques dangereuses. L'effet négatif le plus notoire des plastiques est la hausse de la mortalité des espèces marines, qui se prennent dans des débris plastiques flottants ou ingèrent des particules plastiques. Cependant, les déchets plastiques dans l'environnement marin ont également un coût économique non négligeable, du fait de leurs répercussions négatives sur le tourisme et la pêche (Krelling, Williams et Turra, 2017[1]). Certains additifs et substances des matières plastiques qui sont inhalés ou ingérés dans les aliments commencent également à être une source d'inquiétude pour la santé humaine.

Parmi les nombreux effets liés à l'utilisation des plastiques, le rejet de déchets de macroplastiques sauvages dans l'environnement est l'un des problèmes qui préoccupent le plus les pouvoirs publics à l'heure actuelle. Pour s'attaquer à ce problème, il existe essentiellement cinq lignes d'action possibles (Graphique 6.1) :

- Restreindre la demande : réduire la quantité excessive de plastiques et d'autres matériaux utilisés en encourageant l'allongement de la durée de vie des produits, le réemploi, une réorientation de la demande vers les services et d'autres mesures en amont.
- Encourager la conception pour la circularité : rendre le processus de production des plastiques plus circulaire en évitant les matières dangereuses dans le cycle de vie, en maximisant la part de matières recyclées et en adoptant d'autres mesures de conception.
- Renforcer le recyclage : boucler la boucle des matières en triant et en recyclant les déchets plastiques.
- Fermer les voies de rejet : réduire les pertes dans l'environnement en mettant en place, entre autres, un système efficace de collecte et d'élimination des déchets plastiques (p. ex., élimination dans des décharges contrôlées) et des stations de traitement des eaux usées (STEU) qui soient efficaces.
- Dépolluer : retirer les plastiques de l'environnement, par exemple en nettoyant les plages ou en installant des barrages flottants dans les fleuves pour récupérer les plastiques avant qu'ils ne se déversent dans les océans.

Les mesures qui s'attaquent aux microplastiques sont nettement moins bien développées que celles ciblant les macroplastiques. Il reste beaucoup d'incertitudes quant à l'efficacité des mesures pouvant être utilisées pour réduire la quantité de microplastiques rejetés involontairement (p. ex., pendant les phases de production et d'utilisation, comme les rejets de microfibres lors du lavage des vêtements) (OCDE, 2021[2]). Par conséquent, l'incertitude plane aussi concernant les lignes d'action les plus appropriées pour lutter contre les rejets de microplastiques. Ce chapitre porte donc sur les macroplastiques terrestres et inclut uniquement les microbilles incorporées aux cosmétiques et aux détergents, car ces microplastiques peuvent être remplacés facilement par des matières plus respectueuses de l'environnement. Les approches volontaires et réglementaires visant à éliminer progressivement les microbilles ajoutées intentionnellement et à les remplacer par d'autres matières se généralisent d'ores et déjà.

Graphique 6.1. Lignes d'action pour réduire les rejets de plastiques

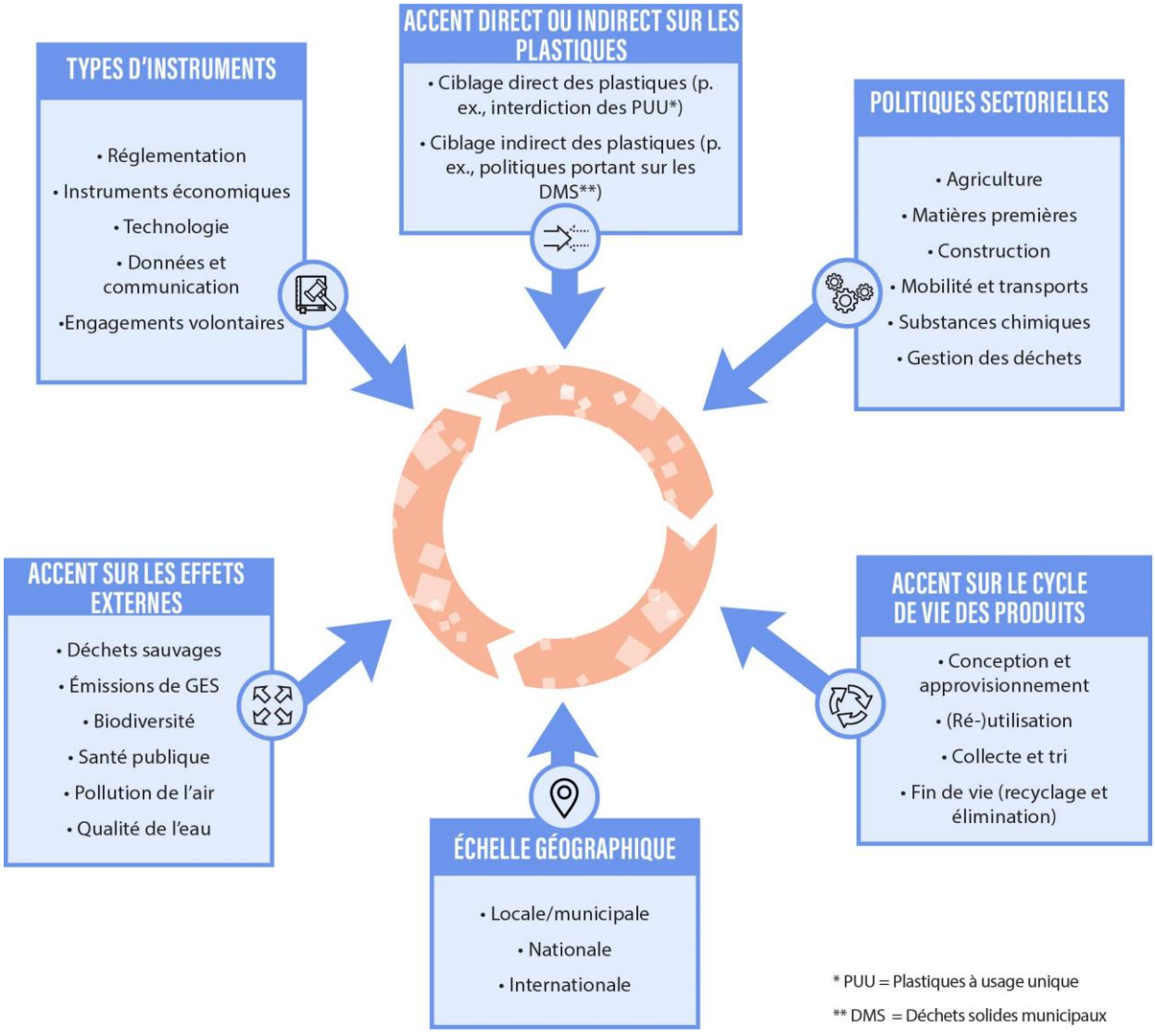


Note : REP = responsabilité élargie des producteurs ; DMS = déchets municipaux solides ; STEU = station de traitement des eaux usées

La réduction des répercussions négatives des macroplastiques nécessite une intervention par le biais d'un large éventail d'instruments (Graphique 6.2). Certains de ces instruments ciblent expressément les plastiques, tandis que d'autres ont une portée plus large et s'appliquent à un plus large ensemble de types de déchets ou de matériaux. Par exemple, les interdictions et les taxations de plastiques à usage unique sont très ciblées et visent à réduire l'utilisation d'articles tels que les sacs en plastique, tandis que les taxes de mise en décharge portent habituellement sur les déchets solides en général, avec l'objectif de décourager l'élimination et d'encourager le recyclage ou la valorisation énergétique.

Les politiques sectorielles, comme celles portant sur les produits chimiques, la gestion des déchets, l'agriculture ou le bâtiment, peuvent également être utiles, de même que les politiques qui agissent sur des externalités précises, comme une taxe carbone qui vise à réduire les émissions de gaz à effet de serre (GES). Certaines politiques sont plus pertinentes à l'échelle locale ou nationale (p. ex., législation sur la gestion des déchets), tandis que d'autres sont mises à l'œuvre à l'échelle internationale (p. ex., les règles commerciales pour les déchets plastiques).

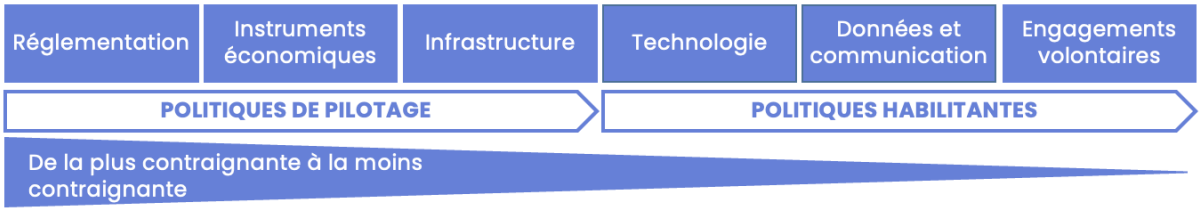
Graphique 6.2. L'éventail des politiques ayant une incidence sur la gestion des plastiques est large.



Note : DMS = déchets municipaux solides, PUU = plastiques à usage unique

Aucun des instruments sélectionnés pour cet examen du paysage de l'action publique liée aux plastiques ne sera très efficace s'il est appliqué seul. Ces instruments doivent être intégrés à une panoplie plus large de mesures qui combine un certain nombre d'instruments complémentaires qui se renforcent mutuellement. Outre les instruments de pilotage (tels que des réglementations contraignantes, des normes obligatoires et des instruments économiques), il convient de mettre en place diverses mesures habilitantes et non contraignantes, comme des investissements dans la recherche-développement (R-D), des stratégies de communication, d'encouragement et d'éducation, des approches volontaires et des alliances entre les parties prenantes (Graphique 6.3).

Graphique 6.3. Une panoplie complète de mesures nécessite un mélange de politiques de pilotage et de politiques habilitantes



L'examen et l'évaluation d'un ensemble limité d'instruments d'action dans le présent rapport (principalement des instruments réglementaires et économiques) constituent une simplification notable. Néanmoins, les instruments réglementaires et économiques sont essentiels pour offrir une structure incitative adéquate qui favorise une économie des plastiques respectueuse de l'environnement et la présence de ces instruments est généralement corrélée à une réduction des déchets plastiques mal gérés et à une hausse du taux de recyclage des plastiques, entre autres (Watkins et al., 2012[3]).

6.2. L'utilisation actuelle des instruments économiques et réglementaires est fragmentée et pourrait être améliorée.

L'OCDE a récemment élaboré un inventaire des politiques relatives aux plastiques afin d'analyser les instruments de pilotage. Cet inventaire recense les principaux instruments réglementaires et économiques qui portent exclusivement sur les plastiques, ainsi que les instruments plus généraux qui ciblent des produits et des flux de déchets, comme les déchets municipaux solides, qui contiennent une part importante de plastiques. Il couvre les instruments de 50 pays : les 38 pays membres de l'OCDE, ainsi que 12 pays non membres de l'OCDE sélectionnés en raison de la taille de leur population et de leur couverture géographique (l'Afrique du Sud, le Brésil, l'Inde, l'Indonésie, la République populaire de Chine et la Russie, ainsi que plusieurs pays d'Asie du Sud-Est et d'Afrique ayant une population importante) (Tableau 6.1). Globalement, l'inventaire couvre 69 % de la population mondiale et 84 % du PIB mondial. L'inventaire des politiques s'appuie sur une analyse documentaire approfondie, comprenant la base de données de l'OCDE sur les instruments d'action dans le domaine de l'environnement (PINE) (OCDE, 2021[4]), le PNUE (2018[5]), Cornago et al. (2021[6]), l'OCDE (2022[7]), Ecoprog (2020[8]) et Karasik et al. (2020[9]). Par ailleurs, pour les pays non membres de l'OCDE, les experts locaux ont fourni des études de cas de pays afin de valider et d'étoffer les informations contenues dans l'inventaire. L'inventaire inclut les politiques qui sont entrées en vigueur avant décembre 2020. Malgré ces recherches poussées, des lacunes dans l'inventaire ou des problèmes de classification restent possibles. Il convient donc de faire preuve de prudence dans l'interprétation de l'ensemble des résultats (Encadré 6.1).

Cette section s'appuie sur l'analyse de l'inventaire pour évaluer le paysage mondial actuel de l'action publique à l'égard des plastiques et pour mettre en évidence les lacunes à combler, en se basant sur les cinq domaines d'action indiqués dans le Graphique 6.1.

Encadré 6.1. La cartographie et l'étalonnage des instruments d'action internationaux s'avèrent complexes

La cartographie et la comparaison de l'utilisation des instruments d'action dans différents pays peuvent fournir des éclairages précieux et des pratiques exemplaires. Toutefois, les inventaires mondiaux de politiques posent une série de difficultés :

- Les politiques indiquées dans les documents d'orientation ne sont pas toutes opérationnelles en pratique.
- Les politiques économiques ou industrielles sont parfois estampillées « circulaires » après modification alors qu'elles n'introduisent pas de nouvelle obligation en matière de circularité.
- Dans les pays dotés d'une structure fédérale, les États, provinces et régions peuvent adopter des réglementations variées.
- Les mesures habilitantes telles que les campagnes de communication sont parfois présentées comme des actions phares sans que leur impact ne soit évalué.
- Les retombées des mesures prises en aval pour restreindre la demande et encourager l'écoconception sont souvent intangibles.
- Il existe des différences structurelles entre les définitions, les données disponibles, les méthodes de mesure et les conditions-cadres en lien avec les matériaux et la gestion des déchets selon les pays.

Par conséquent, les inventaires internationaux des politiques peuvent mettre en lumière les principales tendances de l'économie circulaire, mais devraient être interprétés avec prudence.

6.2.1. Les interdictions et les taxes sur les articles à usage unique ne suffisent pas à restreindre la demande.

C'est la réduction de l'utilisation excessive des plastiques qui permettra les gains environnementaux les plus importants. La diminution de la quantité de plastiques utilisés signifie moins d'énergie grise, moins de risques pour la santé et moins de déchets plastiques à gérer. Néanmoins, l'orientation des modes de production et de consommation nécessite des politiques sophistiquées qui prennent en compte les échanges internationaux et les effets secondaires potentiellement indésirables.

De nombreux pays ont pris des mesures pour réduire l'utilisation des microbilles dans les applications à rincer, ainsi que d'articles à usage unique tels que les pailles ou les emballages alimentaires en polystyrène. Cependant, l'attention porte en majorité sur les sacs de caisse en plastique à usage unique. Selon le PNUE (2020[10]), 127 pays ont déjà publié des textes législatifs pour interdire, taxer ou réglementer l'utilisation des sacs de caisse en plastique. Parmi ceux-ci figurent des marchés émergents tels que le Botswana, la Mongolie et le Yémen. Toutefois, ces règlements ne sont pas tous pleinement mis en œuvre ou appliqués (OCDE, 2021[11]). En outre, le fait de se concentrer exclusivement sur les plastiques peut entraîner l'utilisation d'autres matières au lieu de la réduction du nombre de matières utilisées (). Plus important encore, ces mesures ciblent de petits flux de produits, ce qui signifie qu'ils réussissent peut-être à faire diminuer la quantité de détritus, mais qu'ils ont moins d'effet sur les volumes totaux utilisés.

Des mesures très variées sont adoptées pour restreindre la demande et utiliser les ressources plus efficacement. Par exemple, les stratégies de communication et d'encouragement sont employées pour encourager la réutilisation et les services de partage des produits (PBM, 2020[12]). Cependant, malgré les appels fréquents à l'instauration de taxes sur les plastiques, il n'existe pas de taxe ou d'obligation à l'échelle de l'économie qui dissuade structurellement de consommer des plastiques. Cette lacune s'explique en partie par la complexité de la mise en place de taxes sur un marché international et par les inconvénients potentiels d'un remplacement des matières (Encadré 6.2). Par ailleurs, il existe encore de

nombreux exemples de subventions aux combustibles fossiles qui encouragent la surconsommation en veillant à ce que les produits plastiques de départ restent à bas prix (OCDE/AIE, 2021[13]).

Encadré 6.2. Le ciblage des sacs de caisse en plastique n'est que la partie émergée de l'iceberg.

Le cas des sacs de caisse en plastique souligne qu'un accent placé exclusivement sur les produits en plastique peut entraîner un remplacement sans réduire l'empreinte globale de la consommation. Ces dernières années, les taxes sur les sacs de caisse en plastique à usage unique ont été mises en place avec succès dans de nombreuses parties du monde. Cependant, dans certains cas, l'accent mis exclusivement sur les plastiques a entraîné une réorientation vers d'autres matières au lieu de réduire la consommation globale de matières. Par exemple, une étude sur les déchets sauvages menée en 2009 a montré que l'interdiction partielle des gobelets en polystyrène instaurée à San Francisco avait fait baisser la quantité de gobelets en polystyrène abandonnés, mais avait également provoqué à la place une forte augmentation des gobelets en carton jetés sur la voie publique (HDR, 2009[14] ; Cornago, Börkey et Brown, 2021[6]).

L'utilisation du plastique est souvent perçue par les consommateurs comme l'option d'emballage la moins avantageuse, mais il existe de nombreux cas où les analyses du cycle de vie contredisent cette intuition (Boesen, Bey et Niero, 2019[15] ; Stefanini et al., 2020[16]). Par exemple, une méta-analyse récente de sept analyses du cycle de vie conclut que les sacs en polyéthylène à usage unique ont un plus faible impact climatique et participent moins à l'acidification, à l'eutrophisation et à l'appauvrissement de la couche d'ozone que les produits de remplacement à usage unique non plastiques (p ex. les sacs en papier), principalement du fait de leur poids nettement inférieur (PNUE, 2020[17]). Par conséquent, la législation qui vise des produits tels que les sacs de caisse devrait tenir compte des effets potentiels de la substitution et viser à encourager le réemploi (Cornago, Börkey et Brown, 2021[6]).

6.2.2. Des politiques innovantes sont nécessaires afin d'encourager la conception pour la circularité

La conception est profondément ancrée à la fois dans les processus de production et de vente, et influe sur l'empreinte écologique des produits tout au long de leur cycle de vie. Des normes sur les produits, des systèmes réglementaires d'évaluation des risques et des mesures d'interdiction des substances dangereuses sont en place dans de nombreux pays. Bien que ces instruments réglementaires soient essentiels pour détoxiquer les cycles de vie des matières (Encadré 6.3), ils n'influent que sur une infime partie des substances sources de risques pour la santé (Wiesinger, Wang et Hellweg, 2021[18]). De plus, la multitude de produits et le rythme de l'innovation font qu'il est difficile pour les instruments réglementaires d'orienter les processus de conception. Aussi plusieurs pays examinent-ils comment appliquer des instruments économiques innovants et des objectifs obligatoires afin de favoriser la conception de produits plus circulaires. Par exemple :

- La France a recours à la REP (Encadré 6.4) pour encourager l'écoconception. En modulant les tarifs REP, c'est-à-dire les contributions au recyclage payées par les producteurs, les conceptions de produits circulaires reçoivent un bonus ou un malus suivant leurs critères de conception (Laubinger et al., 2021[19]). Des mesures d'écomodulation similaires sont en place ou envisagées au Canada (Québec), au Chili, en Estonie, en Italie et au Portugal (Encadré 6.4). Cependant, les recherches visant à corroborer l'efficacité de la mesure à inciter à faire évoluer la conception doivent être poursuivies.
- En 2022, le Royaume-Uni appliquera une taxe de 200 GBP par tonne sur les plastiques d'emballage qui contiennent moins de 30 % de matières recyclées.
- L'Union européenne a lancé plusieurs nouveaux règlements :

- Une directive[1] qui oblige les États membres à mettre en place des tarifs REP modulés prenant en compte, dans la mesure du possible, la durabilité, la réparabilité et les possibilités de réutilisation et de recyclage d'un produit, ainsi que la présence de substances dangereuses. Un document d'orientation sur la façon de mettre en œuvre les tarifs REP modulés est en cours d'élaboration (Laubinger et al., 2021[19]).

  Obligation d'atteindre un taux de matières recyclées de 25 % pour les bouteilles en polyéthylène téréphtalate (PET) d'ici 2025 et de 30 % pour l'ensemble des bouteilles pour boissons d'ici 2030[2].

- La Californie est le premier État des États-Unis à imposer un objectif d'incorporation de matières recyclées pour les contenants pour boissons. L'objectif, fixé à 15 % en 2022, et atteindra 50 % en 2050.

Encadré 6.3. L'harmonisation de la réglementation relative aux substances chimiques et des méthodes de conception entre les pays peut réduire les risques pour la santé et améliorer la circularité.

La sélection des substances chimiques à l'étape de conception détermine les effets sur la santé et sur l'environnement tout au long du cycle de vie d'un produit (OCDE, 2021[20]). Par exemple, les orthophtalates ou les phtalates sont un groupe important de substances chimiques qui peuvent, entre autres choses, être utilisées comme plastifiant dans le PVC pour rendre le matériau souple. Parmi les applications figurent les fils électriques, les gants, les jouets et les dalles de revêtement souples, de même que les produits cosmétiques et les produits de soins. L'utilisation des phtalates est très répandue et la biosurveillance d'échantillons d'urine montre que nous sommes imprégnés par des volumes importants de phtalates du fait de leur ingestion et d'autres voies d'exposition (Holland, 2018[21] ; CDC, 2021[22] ; 2021[23]). Certains phthalates, tels que le DEHP, le BBP et le DBP, ont des effets nocifs avérés sur la santé (p. ex., baisse de la fertilité à long terme). Par ailleurs, une fréquence d'exposition élevée, de fortes concentrations et une exposition cumulée à différents phtalates augmentent les risques (Benjamin et al., 2017[24] ; Engel et al., 2021[25] ; Silano et al., 2019[26]). À l'évidence, l'utilisation de substances si dangereuses dans les plastiques et les produits en plastique suscite des préoccupations aux étapes de production, d'utilisation et de gestion des déchets. Les évaluations des risques pour mieux appréhender les répercussions potentielles, les règlements gouvernementaux pour restreindre leur utilisation et les engagements des industriels à supprimer progressivement ces substances dangereuses sont essentiels pour parvenir à des matières plus sûres et plus sécuritaires.

Néanmoins, plusieurs problèmes entravent les efforts de réglementation et les initiatives des industriels visant à détoxiquer les boucles des matières. Le premier problème est la disparité des mesures à l'échelle internationale, comme l'illustre l'exemple des phtalates. Par exemple, l'Australie restreint l'utilisation du DEHP dans les applications des plastiques pour les enfants à un taux maximal de 1 % en poids (Australian Competition & Consumer Commission, 2021[27] ; Commonwealth of Australia, 2011[28]). Ce règlement est complété par l'engagement volontaire de l'industrie australienne du PVC à supprimer progressivement les phtalates des emballages en contact avec les aliments, ainsi que les phtalates légers, plus mobiles et potentiellement plus dangereux[3], de l'ensemble des applications d'ici 2023 (Vinyl Council Australia, 2018[29]). Le Royaume-Uni et l'Union européenne ont également mis en place des restrictions légales pour plusieurs phtalates[4]. Au sein de l'Union européenne, le taux maximal de DEHP en poids, en association avec d'autres phtalates ciblés, est de 0.1 % pour les jouets et les articles de puériculture, ainsi que pour certaines autres applications destinées aux consommateurs. De plus, l'industrie européenne du PVC a réussi à supprimer presque tous les phtalates de faible poids moléculaire en les remplaçant par des phtalates de poids moléculaire élevé et des plastifiants autres que des phtalates (Vinyl Plus, 2021[30] ; INERIS, 2021[31]). En revanche, dans la plupart des pays non

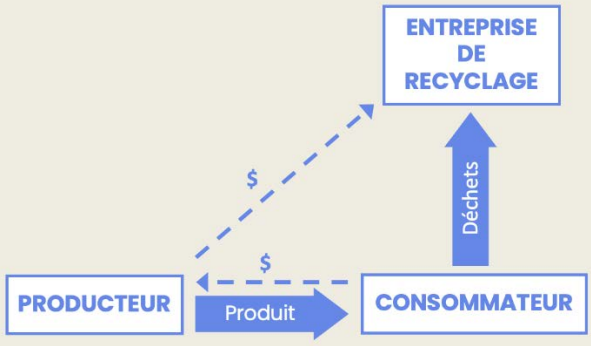
membres de l'OCDE, aucune restriction n'est en vigueur et les phtalates de faible poids moléculaire restent très utilisés dans les applications destinées aux consommateurs. En 2016, le DEHP était non seulement le plastifiant le plus répandu, avec une consommation mondiale estimée à trois millions de tonnes, mais le volume des ventes continuait à progresser (Polymers, 2017[32]). Des cadres réglementaires aussi disparates occasionnent des coûts de conformité, mais ne résolvent pas la question des risques pour la santé au niveau mondial. Par exemple, en 2017, des inspecteurs participant à un projet à l'échelle de l'UE coordonné par l'Agence européenne des produits chimiques (AEPC) ont analysé près de 5 000 articles importés et constaté que 18 % contenaient des substances chimiques non conformes. L'infraction la plus fréquente était de fortes concentrations de phthalates dans les jouets (ECHA, 2018[33]). La coopération internationale est nécessaire pour harmoniser les réglementations et les conditions de marché et prévenir ainsi les risques pour la santé tout en entraînant des gains d'efficacité grâce à la suppression des obstacles aux échanges (chapitre 7).

Un deuxième obstacle important à la détoxication des boucles de matières est la présence de substances dangereuses traditionnelles au sein de l'économie. Par exemple, à l'étape de fin de vie, la présence de DEHP dans les plastiques recyclés a suscité des controverses au sujet de la balance des avantages et des inconvénients entre la suppression des substances dangereuses des boucles de matières et la nécessité d'accroître les taux de recyclage. La délivrance d'autorisations pour l'utilisation d'un PVC souple recyclé contenant du DEHP au sein de l'Union européenne a provoqué un débat public voire des litiges (Chemical Watch, 2021[34] ; Parlement européen, 2015[35]). La conception proactive de plastiques qui vise une composition chimique durable améliorera l'harmonisation et allègera la gestion des problèmes liés aux substances chimiques anciennes à l'avenir.

Encadré 6.4. La responsabilité élargie des producteurs a démontré son intérêt, mais des problèmes subsistent

L'OCDE définit la REP comme un instrument d'action environnementale qui confère aux producteurs la responsabilité financière ou physique de l'ensemble du cycle de vie d'un produit, y compris du traitement ou de l'élimination des produits en aval de leur consommation (OCDE, 2001[36]) (Graphique 6.4). La REP a été mise en œuvre avec succès afin d'accroître les taux de recyclage dans divers pays pour tout un éventail de produits tels que les emballages, les batteries, les voitures, l'électronique et les pneus (Kaffine et O'Reilly, 2015[37]).

Graphique 6.4. La responsabilité élargie des producteurs



Note : Les flèches pleines représentent les flux physiques de produits, d'emballages ou de déchets. Les lignes en pointillés représentent les flux financiers.

Le type de REP le plus répandu consiste à imposer des objectifs de recyclage ou d'autres obligations aux producteurs afin d'internaliser les coûts externes et de créer un cadre de financement stable pour le recyclage. Les consommateurs paient la gestion des déchets lors de l'acquisition plutôt que lors de l'élimination, qui est difficile à surveiller.

Malgré son succès dans de nombreux pays à revenu élevé, plusieurs règlements sur la REP ont été abandonnés dans les économies émergentes, en raison, entre autres, de la faiblesse des institutions et de la résistance des parties prenantes (OCDE, 2016[38]). À la suite d'un appel public à la prise de mesures concernant les plastiques, plusieurs organisations représentant des entreprises internationales ont adopté une position courageuse en faveur de la REP, dont le Consumer Goods Forum (2020[39]) et la Ellen MacArthur Foundation (2021[40]). Ce soutien de ces intervenants souligne que la REP peut favoriser l'utilisation circulaire des plastiques et pourrait donner l'élan nécessaire pour promouvoir la mise en œuvre de la REP dans le monde entier.

Pour réaliser des économies d'échelle, la plupart des systèmes de REP sont organisés à l'échelle des secteurs, ce qui rompt le lien entre la conception du produit et les obligations de recyclage des producteurs. Par conséquent, en l'absence d'intervention supplémentaire, les producteurs ne sont pas encouragés à investir dans l'écoconception (OCDE, 2016[38]). La modulation des tarifs REP (redevance de recyclage) est une façon possible de progresser : elle permet aux producteurs adoptant une conception plus circulaire de payer un tarif REP inférieur. Plusieurs pays expérimentent des tarifs REP modulés, mais une mise en œuvre à grande échelle est nécessaire pour que l'impact soit notable (Laubinger et al., 2021[19]) :

- Québec, Canada (emballages) : réduction du tarif de 20 % pour les emballages entièrement fabriqués à partir de matières recyclées.
- Estonie (emballages) : il n'est pas nécessaire de déclarer les emballages réutilisables tant qu'ils sont réutilisés efficacement.
- France (emballages) : augmentation du tarif de 100 % pour les matières non recyclables (conformément aux lignes directrices nationales) et les produits en PET opaque avec une charge minérale supérieure à 4 %.
- France (textiles) : réduction du tarif de 50 % pour les textiles et les chaussures contenant 15 % de fibres ou de matières recyclées.
- France (électronique) : réduction du tarif de 20 % pour un lave-linge ou un lave-vaisselle dont les pièces détachées sont disponibles pendant 11 ans ou dont le taux d'incorporation de matières recyclées post-consommation est supérieur à 10 %.
- Portugal (emballages) : pénalité de 10 % appliquée aux bouteilles en PET avec une étiquette en PVC ou un bouchon métallique, ainsi qu'aux bouteilles en verre avec un bouchon en céramique ou en acier.
- Chili (emballages) : système de bonus-malus fondé sur la recyclabilité et le taux de matières recyclées des emballages.

6.2.3. Il est possible de renforcer le recyclage et le tri en les rendant rentables.

Les plastiques ne sont recyclés à grande échelle que s'il est rentable de le faire. Les instruments économiques et réglementaires peuvent soutenir la création de modèles économiques viables pour la collecte et le recyclage des déchets plastiques. De plus, les mesures d'incitation au tri à la source sont un facteur essentiel, car la qualité du tri détermine la pureté et la valeur des matières recyclées, et donc la rentabilité des opérations de recyclage.

Tableau 6.1 combine les données de l'Inventaire des politiques relatives aux plastiques de l'OCDE avec la fraction des déchets municipaux solides mal gérés par pays (Kaza et al., 2018[41]). Il montre que ces

pays disposent d'importantes marges de manœuvre pour renforcer encore leur cadre d'action en matière de recyclage.

- *Les mesures d'incitation au recyclage* destinées aux entreprises et aux municipalités peuvent être efficacement renforcées par la REP, les taxes de mise en décharge et les taxes d'incinération (Encadré 6.4 et Encadré 6.5). Toutefois, le Tableau 6.1 montre que ces instruments bien connus ne sont appliqués à l'échelle nationale que dans un nombre restreint de pays, couvrant 11 % de la population de l'inventaire mondial ou 42 % de la population des pays de l'OCDE.
- Il est possible d'améliorer efficacement le *tri effectué à la source* par les ménages en instaurant des systèmes de consigne pour les bouteilles de boissons et une tarification incitative, un dispositif où les citoyens doivent payer un prix variable par kilo ou par sac de déchets non triés (Encadré 6.5). (ACR plus, 2019[42] ; Zhou et al., 2020[43]). Par exemple, les systèmes de consigne pour les bouteilles de boissons peuvent porter les taux de collecte à plus de 90 % et faire baisser notablement les taux de déchets sauvages (Reloop Platform, 2020[44]). Cependant, le Tableau 6.1 montre que seule 4 % de la population prise en compte dans l'inventaire mondial a adopté au moins l'un de ces deux instruments à l'échelle nationale.

Encadré 6.5. Les taxes peuvent être de puissants leviers pour changer les comportements, comme on le constate dans plusieurs pays de l'OCDE.

La tarification incitative encourage le tri à la source en Belgique

En Belgique, la tarification incitative est un pilier du portefeuille de mesures visant à encourager les citoyens à trier leurs déchets. Les Flandres, l'une des trois régions de la Belgique, impose aux municipalités de fixer un prix variable compris entre 0.11 et 0.33 EUR par kilogramme pour la collecte des déchets non triés. Cela signifie que pour un seul sac de déchets non triés de 10 kg, le tarif peut atteindre jusqu'à 3.3 EUR (Gouvernement de Flandre, 2021[45]). Ces incitations financières, associées à d'autres mesures, ont permis au pays d'atteindre l'un des taux de tri et de valorisation des matières les plus élevés en Europe et dans le monde (Eurostat, 2021[46] ; OCDE, 2021[47]). Un facteur de réussite essentiel de la tarification incitative est de la combiner à de longues campagnes de sensibilisation et à des mesures d'application de la loi afin d'éviter que des déchets non triés ne soient jetés dans des conteneurs de recyclage ou dans la rue afin d'éviter de payer la part variable. Une contribution annuelle fixe à la gestion des déchets n'est pas considérée comme une tarification incitative, car elle ne comporte pas d'incitation financière à trier les déchets.

La taxe de mise en décharge décourage la mise en décharge au Royaume-Uni

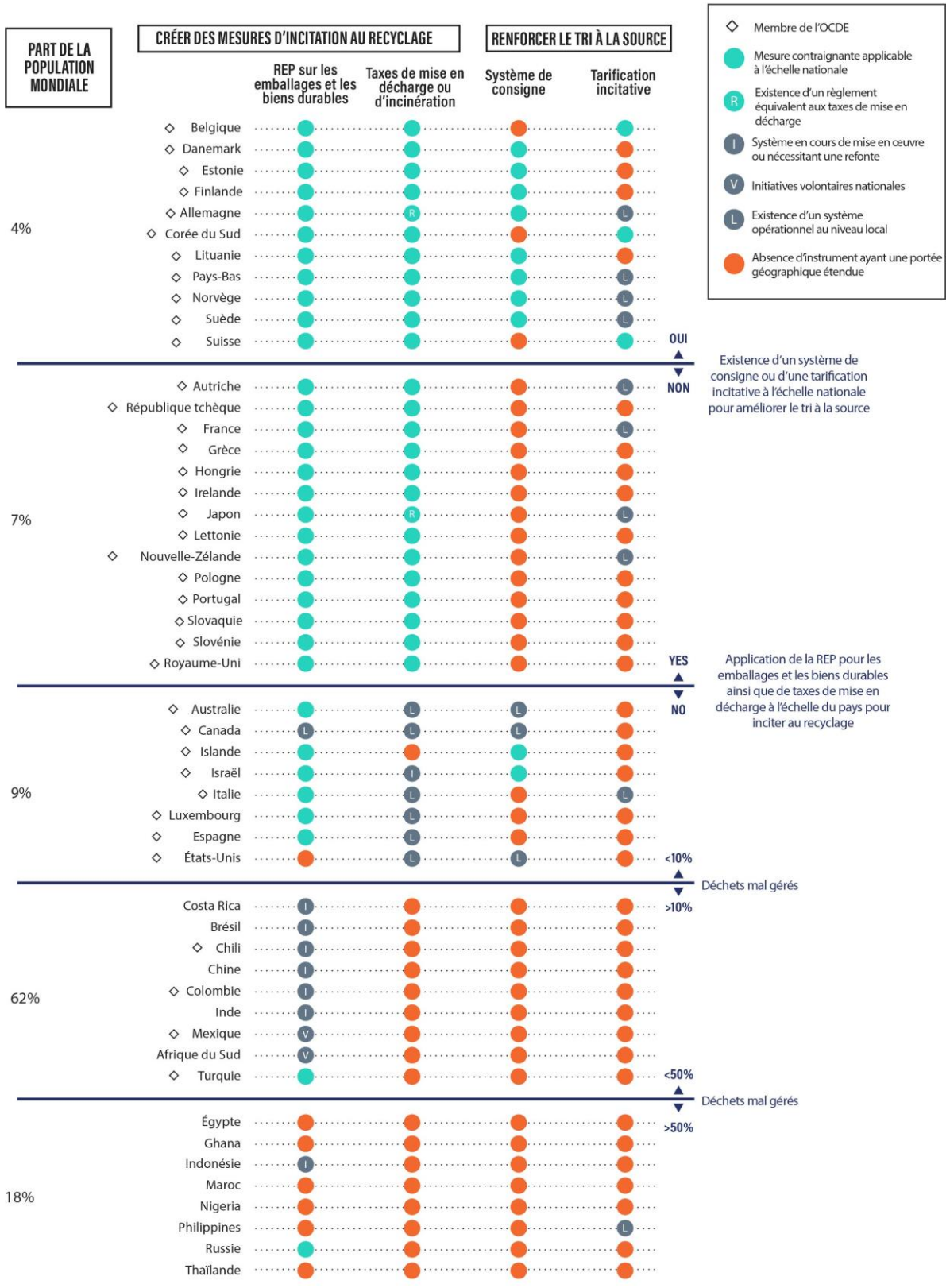
Le Royaume-Uni a mis en place une taxe de mise en décharge en 1996 et a augmenté progressivement les taux au fil du temps. Le tarif standard a atteint 96.7 GBP par tonne pour 2021. Cette « échelle » de la mise en décharge est considérée comme un facteur clé de la réduction de la part des déchets municipaux solides mis en décharge, qui est passée de 86 % (440 kg par habitant) en 1996 à 15 % (69 kg par habitant) en 2018 (Gouvernement du Royaume-Uni, 2021[48]).

Les taxes de mise en décharge ne sont efficaces que si elles sont assorties d'une réglementation efficace et de mécanismes de contrôle opérationnels pour lutter contre les décharges sauvages.

Une taxe sur les sacs en plastique pour lutter contre les déchets sauvages en Irlande

En 2002, l'Irlande a instauré une taxe de 0.15 EUR sur les sacs en plastique à usage unique. Cette taxe a directement incité les consommateurs à réduire la quantité de sacs de caisse consommés et les déchets sauvages ont fortement diminué. Les sacs en plastique jetés représentaient environ 5 % des déchets sauvages en 2001, mais leur part est tombée à moins de 0.5 % après 2003 (OCDE, 2021[49]).

Tableau 6.1. L'utilisation d'instruments d'action clés pour faire progresser le recyclage est disparate à l'échelle mondiale



Source : Inventaire des politiques relatives aux plastiques de l'OCDE et (Kaza et al., 2018[41]).

Outre les instruments économiques et réglementaires présentés dans le Tableau 6.1, plusieurs pays s'appuient également sur des initiatives volontaires ou des accords avec le secteur privé. Par exemple, en Australie, le secteur de l'emballage s'est engagé à recycler 70 % des emballages et à y incorporer 50 % de matières recyclées d'ici à 2025. Ces objectifs sont convenus au niveau national et ont ensuite orienté les politiques, les actions et les investissements du gouvernement. L'industrie de l'emballage s'engage de manière proactive à atteindre les objectifs fixés (APCO, 2022[50]). Bien que les initiatives volontaires de ce type contribuent fortement à améliorer la circularité des produits, elles sont classées comme des instruments habilitants plus que comme des instruments de pilotage et ne sont donc pas prises en compte dans le Tableau 6.1. Les initiatives volontaires ont généralement une portée moins grande que les dispositifs découlant d'obligations légales et suivent, voire empêchent parfois, les initiatives des pouvoirs publics au lieu de guider la transition vers une plus grande circularité (OCDE, 2003[51] ; Hickle, 2013[52] ; Nash et Bosso, 2013[53]).

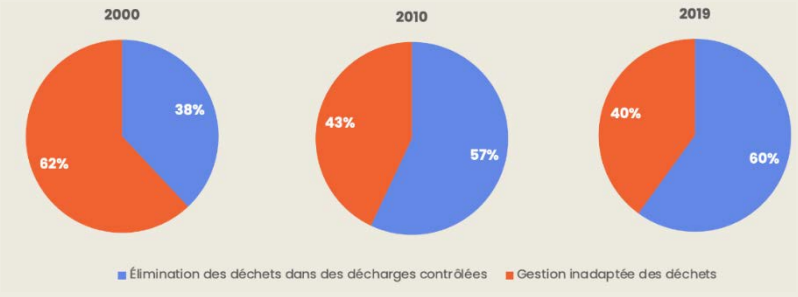
6.2.4. Il est possible de fermer les voies de rejet en investissant dans les infrastructures élémentaires de gestion des déchets

L'étape la plus élémentaire, mais aussi la plus essentielle pour atténuer les risques pour la santé et les rejets de plastiques est de créer des infrastructures visant à éliminer les déchets, plastiques inclus, en toute sécurité (en général, des décharges contrôlées) et de veiller à ce que les déchets non triés soient collectés et acheminés vers ces installations. Comme l'illustre le Tableau 6.1, Kaza et al. (2018[41]) estiment que plus de 10 % des déchets municipaux solides sont mal gérés dans des pays qui représentent 80 % de la population mondiale couverte par l'inventaire. En outre, dans des pays qui représentent 18 % de la population couverte, plus de 50 % des déchets municipaux solides sont mal gérés. Même au sein de l'OCDE, la mauvaise gestion des déchets constitue un défi d'envergure : plus de 10 % des déchets restent mal gérés dans des pays qui représentent 21 % de la population des pays de l'OCDE. Comme le souligne l'Encadré 6.6, un ensemble intégré de mesures et des efforts soutenus doivent être déployés pour résoudre ce problème. Le chapitre 7 évoque également le rôle de la coopération internationale dans le renforcement des infrastructures élémentaires de gestion des déchets dans les pays en développement. Par ailleurs, l'interdiction ou la restriction de l'utilisation des produits en plastique qui finissent souvent en déchets sauvages est une mesure simple et largement utilisée (section 6.2.1).

Encadré 6.6. Le combat du Brésil contre l'abandon de déchets.

Les dépotoirs et les décharges sauvages étaient les endroits où les déchets non triés étaient le plus couramment éliminés au Brésil. Il reste encore beaucoup de chemin à parcourir, mais le Brésil a accompli des progrès notables dans le traitement des déchets mal gérés, notamment entre 2000 et 2010 (Graphique 6.5). Entre 2000 et 2019, la part des déchets éliminés dans des décharges contrôlées est passée de 38 % à 60 % dans le pays (ABRELPE, 2003[54] ; ABRELPE, 2020[55]).

Graphique 6.5. La gestion des déchets solides au Brésil s'est considérablement améliorée entre 2000 et 2010.



Source : (ABRELPE, 2003[54] ; ABRELPE, 2020[55]).

Les progrès significatifs accomplis entre 2000 et 2010 sont le fruit d'une combinaison de politiques et de mesures prises par les parties prenantes. En 1998, en vertu d'une loi fédérale, l'élimination inappropriée des déchets solides est devenue un crime contre l'environnement (Presidência da República, 1998[56]). Une couverture législative plus large et une attention politique accrue ont entraîné des inspections des organes municipaux, des fermetures de décharges à ciel ouvert et une hausse du soutien financier apporté par le gouvernement fédéral aux nouvelles décharges contrôlées (Neto, Petter et Cortina, 2009[57]). Un autre nouveau texte de loi important, la Politique nationale d'assainissement, adopté en 2007, a défini les conditions sanitaires de base, dont la prestation de services adéquats de gestion des déchets solides (Presidência da República, 2007[58]).

Après 2010, il semble qu'il a été difficile de maintenir la dynamique, bien que quelques nouvelles mesures aient été lancées. En 2010, la Politique nationale sur les déchets solides a été lancée (Presidência da República, 2010[59]), mais la mise en œuvre de cette mesure législative progressiste n'a pas répondu aux attentes (Alfaia, Costa et Campos, 2017[60] ; Pereira et al., 2020[61]). Les deux principaux obstacles ont été le manque d'expertise des autorités locales et l'insuffisance des moyens alloués. Pour encourager davantage la gestion circulaire des déchets (plastiques) au Brésil, il est nécessaire de renforcer le cadre réglementaire, l'application des obligations sur le terrain et la mise en œuvre des instruments économiques (Banque mondiale, 2018[62]).

6.2.5. Le nettoyage des plastiques rejetés coûte cher et reste une mesure de dernier recours

Les campagnes de nettoyage des plages et le ramassage des déchets sauvages sont souvent organisés par les parties prenantes et les ONG. Peu de mesures de pilotage sont axées sur le nettoyage des plastiques rejetés étant donné que cette méthode coûte cher (Tableau 6.2) et que structurellement, il est préférable de prévenir la pollution en premier lieu. Toutefois, plusieurs règlements relatifs à la REP sur les emballages et systèmes de REP obligent les producteurs à organiser et à financer le nettoyage des déchets sauvages ().

Tableau 6.2. Les coûts élevés du nettoyage des détritus abandonnés sur les plages mettent en évidence la rentabilité de la prévention.

Source	Pays	Portée du nettoyage	Coût du nettoyage
Mouat, Lozano et Bateson (2010[63])	Royaume-Uni	Détritus abandonnés sur les plages	121 EUR/t
	Pays-Bas et Belgique	Détritus abandonnés sur les plages	1 877 EUR/t
Hwang et Ko (2017[64])	Corée	Nettoyage du littoral, débris marins	1 300 USD/t
McIlgorm, Campbell et Rule (2008[65])	France	Nettoyage du littoral, débris marins	Mécanique : 1 100-11 400 USD/t Manuel : 2 200-22 800 USD/t
Raaymakers (2007[66])	Îles du Nord-Ouest d'Hawaii	Engins de pêche abandonnés	25 000 USD/t
McIlgorm, Campbell et Rule (2008[65])	Sud-Est de l'Alaska	Nettoyage du littoral, débris marins	2 339 USD/t (Coûts directs uniquement : 1 766 USD/t)
Burt et al. (2020[67])	Atoll d'Aldabra (petite île isolée)	Nettoyage du littoral, débris marins	8 900 USD/t

Encadré 6.7. La directive de l'UE sur les plastiques à usage unique décourage l'utilisation de produits qui finissent souvent en déchets sauvages.

La directive (UE) 2019/904[5] se concentre sur les dix produits en plastique les plus fréquents sur les plages et sur les engins de pêche. Depuis le deuxième semestre 2021, elle instaure progressivement des interdictions (entre autres mesures) pour les bâtonnets de coton-tige, les couverts, les assiettes, les pailles, les bâtonnets mélangeurs pour boissons, les tiges pour ballons de baudruche, les récipients et gobelets pour aliments et pour boissons en polystyrène expansé. Elle imposera également un objectif d'incorporation de 25 % de matières recyclées dans les bouteilles pour boissons et la création de systèmes de REP pour les ballons de baudruche, les produits du tabac avec filtres et les lingettes humides afin de décourager la pollution et de financer le nettoyage des déchets sauvages.

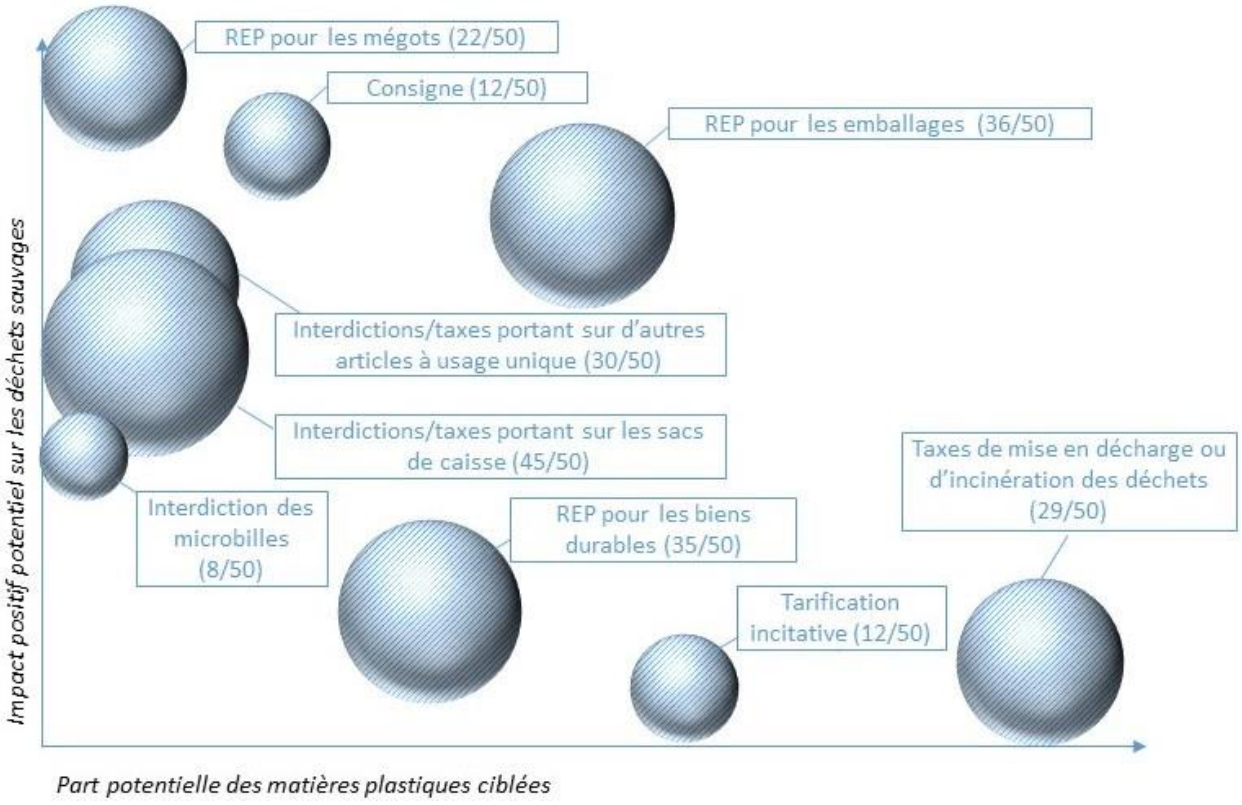
6.3. Une panoplie de mesures bien dosées est un élément crucial pour le changement structurel.

Les instruments réglementaires et économiques examinés dans la section 6.2 peuvent influer sur le recyclage et les déchets sauvages, mais l'ampleur de l'impact sur ces deux aspects varie grandement selon l'instrument. Pour accroître sensiblement le taux global de recyclage des plastiques, l'instrument doit cibler une part importante des déchets plastiques. Par exemple, les mesures applicables à l'ensemble des plastiques des déchets municipaux solides offrent un fort potentiel d'augmentation du recyclage. À l'inverse, pour lutter contre les déchets sauvages, les mesures doivent cibler les produits qui finissent souvent en déchets sauvages, lesquels ne représentent souvent qu'une faible proportion de l'ensemble des déchets plastiques. Les mégots de cigarettes en sont un bon exemple.

Le Graphique 6.6 présente une sélection d'instruments de pilotage selon ces deux dimensions afin de mettre leurs différences en relief. La taille des bulles illustre la fréquence d'utilisation d'une mesure par les pays couverts par l'Inventaire des politiques relatives aux plastiques. Seuls les systèmes réglementaires nationaux ou les systèmes en place au niveau d'un État, d'une région ou d'une province sont pris en compte (Tableau 6.1). La mesure la plus prisée consiste à interdire ou à taxer les sacs de caisse à usage unique (appliquée par 45 des 50 pays de l'inventaire), suivie de près par la REP (34 sur 50) pour les emballages et les biens durables (p. ex., électronique, voitures, batteries ou pneus), les interdictions ou taxes applicables à d'autres articles à usage unique (31 sur 50) et les taxes de mise en décharge ou d'incinération (31 sur 50).

Étant donné que la taille des bulles dépend du nombre de pays qui ont mis en place l'instrument, la taille des bulles doit être interprétée comme la popularité de l'instrument auprès des décideurs politiques, plutôt que sa couverture des plastiques mondiaux. La plupart des instruments de pilotage repris dans l'inventaire s'appliquent à l'ensemble du pays, mais certains ne s'appliquent qu'à une partie du pays. Par exemple, les 34 pays ayant mis en place une REP comprennent un pays doté de dispositifs provinciaux, et les 31 pays ayant mis en place des taxes de mise en décharge et d'incinération comprennent six pays qui n'ont instauré des taxes sur les déchets que dans certaines provinces ou régions (Tableau 6.1).

Graphique 6.6. Les instruments ont un impact potentiel variable sur les déchets sauvages et le recyclage



Note : la taille des bulles illustre le nombre de pays qui utilisent l'instrument à l'échelle nationale, régionale ou provinciale (l'inventaire comporte 50 pays).
Source : Inventaire des politiques relatives aux plastiques de l'OCDE.

L'axe horizontal du Graphique 6.6 montre la part de plastiques mondiaux qui peut être ciblée par ces instruments. Les instruments réglementaires et économiques qui ciblent une large part des plastiques peuvent avoir un impact positif non négligeable sur les taux de recyclage globaux :

- **Les taxes de mise en décharge et d'incinération** encouragent efficacement le recyclage et ciblent une large proportion des déchets plastiques totaux, car elles peuvent influer sur les flux de déchets municipaux solides comme sur les flux de déchets industriels. Les taux de taxation appliqués diffèrent notablement selon les pays et les flux de déchets : par exemple, de quelques dollars américains par tonne pour mettre en décharge des matériaux inertes à plus de 100 EUR par tonne pour des fractions de déchets non triés dans certains pays (Encadré 6.5). Les taxes d'incinération des déchets sont moins souvent mises en œuvre, mais offrent un moyen efficace d'internaliser les répercussions environnementales de l'incinération (Dubois, 2013[68]). Les taux de taxation de l'incinération des déchets sont souvent inférieurs à ceux de la mise en décharge. Les tarifs s'établissent généralement autour de 10 EUR par tonne de déchets incinérés, bien qu'il existe des tarifs supérieurs. La nouvelle taxe européenne sur les plastiques non recyclés de 800 EUR par tonne est aussi une taxe de mise en décharge et d'incinération des déchets, étant donné qu'il s'agit des solutions de remplacement du recyclage les plus directes. Cependant, cette taxe est imposée aux États membres de l'UE, et il leur revient ensuite de décider s'ils répercutent ce coût sur les producteurs de déchets ou non.

- **La tarification incitative** peut constituer une mesure très efficace pour encourager le tri des déchets plastiques par les ménages. De nombreux plastiques sont directement ou indirectement gérés par les ménages, et la tarification incitative leur envoie un signal financier fort qui les encourage à diminuer le plus possible leurs déchets et à les trier (Encadré 6.5). La taille réduite de la bulle (seuls 13 pays sur 50 ont mis en place une réglementation nationale, régionale ou provinciale) montre que cet instrument est largement sous-utilisé pour améliorer le recyclage.
- **La REP pour les emballages** peut cibler une part conséquente des déchets plastiques, car les emballages représentent près d'un tiers de l'utilisation des plastiques et leur cycle de vie est court. Étant donné que les taux de recyclage des emballages plastiques sont sensiblement inférieurs à ceux des autres matériaux d'emballage tels que le verre, les métaux ou le papier, des progrès notables peuvent être réalisés en matière de recyclage et de conception circulaire en mettant à profit la REP (Encadré 6.4).
- **La REP** s'applique à un éventail de **produits durables** tels que le matériel électronique ou les voitures. Ceci étant dit, les plastiques ne représentent souvent qu'une faible part de la composition des produits durables et les systèmes de REP actuels portent principalement sur la récupération d'autres matériaux tels que les métaux. L'intégration d'objectifs d'incorporation de matières recyclées et d'objectifs de recyclage propres aux plastiques dans la réglementation sur la REP encouragerait les marchés du recyclage des plastiques.

L'axe vertical du Graphique 6.6 met l'accent sur l'incidence potentielle des instruments réglementaires et économiques sur les déchets sauvages. Sur le graphique, les instruments sont classés selon leur impact potentiel sur la réduction de la quantité de déchets sauvages, en tenant compte des détritus sur les plages comptabilisés lors du nettoyage des côtes effectué par Ocean Conservancy (2017[69]). Ces chiffres soulignent que la plupart des instruments qui visent les déchets sauvages ou d'autres rejets directs dans l'environnement ciblent de faibles parts des déchets plastiques totaux :

- **Les sacs de caisse à usage unique** sont très visibles mais ne représentent qu'une petite part des déchets plastiques totaux. Par exemple, aux États-Unis et en Europe, les sacs à poignées représentaient moins de 1 % des déchets plastiques totaux en 2019 (EPA, 2020[70] ; OCDE, s.d.[71] ; Plastics Recyclers Europe, 2020[72]). De plus, **les interdictions et les taxes** ne visent souvent que les sacs ayant des caractéristiques précises (p. ex., de moins de 35 µm d'épaisseur), ce qui limite sensiblement les volumes de plastique concernés.
- **Les interdictions et les taxes sur d'autres produits à usage unique qui finissent souvent en déchets sauvages** tels que les contenants pour aliments en polystyrène, les assiettes, les tasses, les pailles et les cigarettes peuvent empêcher l'abandon de détritus, mais elles ne ciblent qu'une part limitée des déchets plastiques totaux. Par exemple, aux États-Unis et en Europe, les sacs et les gobelets en plastique représentaient moins de 2 % des déchets plastiques totaux en 2017 (EPA, 2020[70] ; OCDE, s.d.[71]). En outre, les mesures ne sont souvent orientées que sur une petite partie de ces flux de produits, de sorte que l'effet des interdictions de produits à usage unique est plus limité qu'on ne le laisse souvent penser.
- La Directive (UE) 2019/904 sur les plastiques à usage unique récemment adoptée imposera la **REP pour les produits du tabac avec filtres** à compter de janvier 2023 (Encadré 6.7). L'objectif est d'internaliser les coûts des mégots de cigarette abandonnés dans la nature. Dans tous les États membres de l'UE, les producteurs devront couvrir au minimum les coûts de sensibilisation, de nettoyage des déchets sauvages et de surveillance des résultats. La réglementation nationale et la mise en œuvre opérationnelle des différents dispositifs de REP dans les États membres sont en cours. Cette mesure aura une incidence importante sur la gestion des mégots de cigarette abandonnés dans la nature, mais n'aura pas d'effet sur le recyclage.
- Les microbilles présentes dans les produits d'hygiène personnelle à rincer sont destinées à être éliminées par l'eau et donc à pénétrer dans le réseau des eaux usées. S'il y a des stations

d'épuration des eaux usées, la majorité de ces plastiques sont retenus dans les boues[6], mais s'il n'en existe pas, ils finiront dans la nature. Un nombre croissant de pays, dont le Canada, la Chine, les États-Unis, la France, l'Italie, la Nouvelle-Zélande, le Royaume-Uni et la Suède, **interdisent les microbilles** (Anagnosti et al., 2021[73]). De plus, en 2020, l'Agence européenne des produits chimiques a proposé d'interdire les microplastiques ajoutés intentionnellement dans un certain nombre de produits sur le marché de l'UE (ECHA, 2020[74]). Dans la plupart des pays, les mesures actuelles se limitent aux produits d'hygiène personnelle à rincer et aux cosmétiques, sans encadrer les produits de nettoyage, alors qu'ils contiennent parfois aussi des microbilles. Il est important de noter que les interdictions ont eu une résonance globale : de grandes entreprises internationales se sont engagées à éliminer progressivement les microbilles de leur portefeuille mondial de produits. Les mesures internationales sont très efficaces, mais le volume total sur lequel elles portent est minime (moins de 0.01 % de l'ensemble des plastiques). Par conséquent, ces mesures parviennent à réduire les risques pour la santé et l'environnement, mais ne contribuent pas beaucoup à restreindre la demande globale de plastiques.

Certains instruments économiques peuvent agir simultanément sur le recyclage et les déchets sauvages, mais ont également leurs limites :

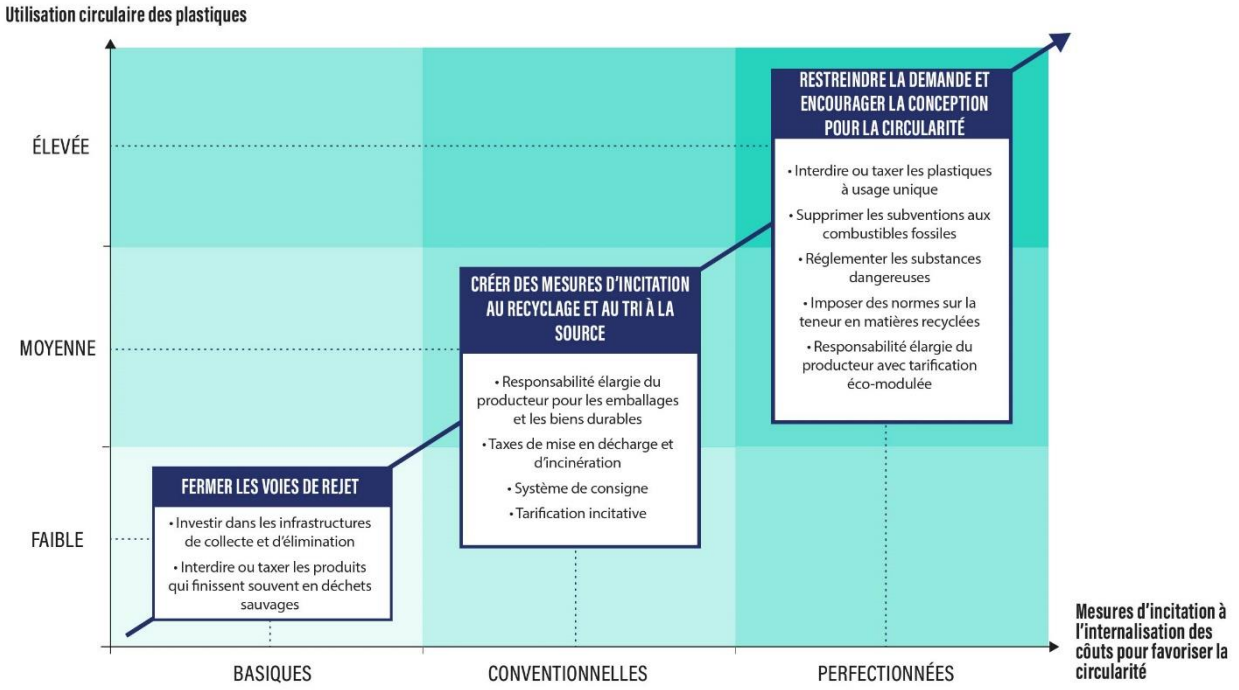
- Comme indiqué plus haut, la **REP pour les emballages** est généralement axée sur la hausse du taux de recyclage, mais cet instrument est aussi de plus en plus utilisé pour transférer la responsabilité des déchets sauvages aux producteurs. En Belgique, par exemple, les producteurs d'emballage doivent financer des actions visant à réduire les déchets sauvages[7]. Cependant, cette obligation se limite aux déchets d'emballage et ne comporte pas d'objectifs mesurables contraignants.
- **Les systèmes de consigne** peuvent entraîner un recyclage de haute qualité, voire la réutilisation d'emballages de boisson tout en réduisant les déchets sauvages. Cependant, en règle générale, ils se limitent aux bouteilles pour boissons, qui ne représentent qu'une part limitée des déchets plastiques totaux. Par exemple, aux États-Unis, les bouteilles et les pots en PET représentaient moins de 5 % des déchets plastiques totaux en 2019 (EPA, 2020[70] ; OCDE, s.d.[71]).

Les mesures qui ciblent des flux très visibles tels que les sacs en plastique à usage unique suscitent beaucoup d'attention. De nombreux pays mettent en œuvre des mesures de ce type et les qualifient de mesures phares dans la transition vers une économie circulaire. Ces instruments aident effectivement à fermer les voies de rejet en freinant les déchets sauvages, mais leur incidence sur le recyclage ou la prévention est souvent limité, car ils ne portent que sur une part mineure de l'utilisation totale des plastiques. Pour boucler la boucle des matières et améliorer le recyclage de manière structurelle, il est nécessaire de déployer à plus grande échelle les taxes de mise en décharge, les taxes d'incinération, la tarification incitative, les systèmes de consigne et la REP à la fois pour les emballages et les biens durables. De plus, les effets de ces instruments peuvent être complétés par les objectifs d'incorporation de matières recyclées et d'autres mesures qui encouragent à recycler en favorisant la conception circulaire des produits.

6.4. Une feuille de route pour une utilisation plus circulaire des plastiques

L'analyse a permis d'élaborer une feuille de route de haut niveau que les décideurs peuvent adapter aux conditions nationales afin de lutter contre la pollution plastique et d'accroître la circularité des plastiques tout au long de leur cycle de vie (Graphique 6.7). Cette feuille de route propose une approche progressive qui peut être mise en œuvre au fil du temps afin d'atteindre des objectifs de plus en plus ambitieux.

Graphique 6.7. Feuille de route pour une utilisation plus circulaire des plastiques



La feuille de route met l'accent sur la nécessité de recourir à des instruments réglementaires et économiques qui peuvent susciter des changements de comportement dans l'ensemble de l'économie. Pour que leur mise en œuvre soit réussie, ces instruments de pilotage doivent être accompagnés de politiques habilitantes telles que des investissements dans l'innovation, la communication et la collaboration avec les parties prenantes. La feuille de route regroupe les principales mesures en trois phases :

- *Fermer les voies de rejet :* la mesure la plus élémentaire pour atténuer les risques pour la santé et la pollution plastique consiste à créer des infrastructures sanitaires de gestion des déchets, généralement des décharges, et d'organiser la collecte des déchets (Watkins et al., 2019[75]). De plus, en interdisant ou en taxant des produits qui finissent souvent en déchets sauvages, les rejets dans l'environnement peuvent être sensiblement réduits.
- *Créer des mesures d'incitation pour le recyclage et renforcer le tri à la source :* le recyclage des plastiques n'est mis en place à grande échelle que s'il est rentable. Les responsables politiques peuvent appliquer des taxes de mise en décharge et d'incinération afin de rendre le recyclage plus compétitif. En imposant également la REP, ils peuvent rendre les producteurs responsables du recyclage des emballages et des biens durables tels que les voitures, les batteries, les pneus et l'électronique. Étant donné que la faisabilité et la rentabilité du recyclage dépendent de la qualité des flux de déchets collectés, les pays peuvent atteindre une bien meilleure circularité en perfectionnant les incitations financières à trier les déchets à la source. Les systèmes de consigne créent une incitation financière forte à rapporter les bouteilles pour boissons, tandis que la tarification incitative rend l'élimination des déchets non triés chère pour les ménages. S'il est combiné à des mesures visant à éviter l'abandon des déchets et la pollution d'autres flux de déchets, le paiement au sac ou au kilo de déchets non triés constitue un moyen efficace d'encourager les ménages à trier leurs déchets à la source.
- *Restreindre la demande et optimiser la conception :* les principales améliorations sur le plan environnemental seront le fruit de la réduction de l'utilisation des matières vierges et de

l'amélioration de la conception des produits (Watkins et al., 2019[75]). La suppression des dispositifs pour les plastiques d'origine fossile tels que les subventions au gaz de schiste (OCDE, 2016[76]) rendra les chaînes de valeur des plastiques plus circulaires en restreignant la consommation et en améliorant la compétitivité des matières plastiques recyclées. En excluant des plastiques les substances dangereuses et les substances qui empêchent le recyclage au stade de la conception, il est possible d'éviter les risques chimiques et d'accroître les taux de recyclage. Plusieurs pays ont lancé des mesures perfectionnées telles que des taxes sur les plastiques (à usage unique), des incitations à la réutilisation, des objectifs d'incorporation de matières recyclées et des contributions modulées dans les systèmes de REP, mais ces mesures seraient bien plus efficaces si elles étaient appliquées à davantage de types de produits et par un plus grand nombre de pays.

Références

ABRELPE (2020), *Panoramados dos Resíduos Sólidos no Brasil 2020*. [55]

ABRELPE (2003), *Panoramados dos Resíduos Sólidos no Brasil 2003*. [54]

ACR plus (2019), *Analysis of 135 paper and packaging waste collection systems*, http://www.acrplus.org. [42]

Alfaia, R., A. Costa et J. Campos (2017), « Municipal solid waste in Brazil: A review », *Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy*, vol. 35/12, pp. 1195-1209, https://doi.org/10.1177/0734242x17735375. [60]

Anagnosti, L. et al. (2021), « Worldwide actions against plastic pollution from microbeads and microplastics in cosmetics focusing on European policies. Has the issue been handled effectively? », *Marine Pollution Bulletin*, vol. 162, p. 111883, https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111883. [73]

APCO (2022), *About APCO*, https://apco.org.au/about-apco (consulté le 8 février 2022). [50]

Australian Competition & Consumer Commission (2021), *DEHP in plastic items*, Product Safety Australia, https://www.productsafety.gov.au/products/chemicals/dehp-in-plastic-items. [27]

Banque mondiale (2018), *Brazil: Integrated Solid Waste Management and Carbon Finance Project*. [62]

Benjamin, S. et al. (2017), « Phthalates impact human health: Epidemiological evidences and plausible mechanism of action », *Journal of Hazardous Materials*, vol. 340, https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.06.036. [24]

Boesen, S., N. Bey et M. Niero (2019), « Environmental sustainability of liquid food packaging: Is there a gap between Danish consumers' perception and learnings from life cycle assessment? », *Journal of Cleaner Production*, vol. 210, pp. 1193-1206, https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.11.055. [15]

Burt, A. et al. (2020), « The costs of removing the unsanctioned import of marine plastic litter to small island states », *Scientific Reports*, vol. 10/1, https://doi.org/10.1038/s41598-020-71444-6. [67]

CDC (2021), *Fourth National Report on Human Exposure to Environmental Chemicals Update*, https://www.cdc.gov/nchs/nhanes/. (consulté le 21 mai 2021). [22]

CDC (2021), *Phthalates Factsheet | National Biomonitoring Program*, https://www.cdc.gov/biomonitoring/Phthalates_FactSheet.html (consulté le 21 mai 2021). [23]

Chemical Watch (2021), *European Commission wins NGO appeal case on DEHP authorisation: ClientEarth says reforms are needed to tackle SVHC use in recycled material*, Chemical Watch, https://chemicalwatch.com/347913/european-commission-wins-ngo-appeal-case-on-dehp-authorisation. [34]

Commonwealth of Australia (2011), *Consumer Protection Notice No. 11 Of 2011: Permanent Ban On Children's Products Containing More Than 1% Diethylhexyl Phthalate (DEHP)*, Commonwealth of Australia, https://www.legislation.gov.au/Details/F2011L00192. [28]

Cornago, E., P. Börkey et A. Brown (2021), « Preventing single-use plastic waste: Implications of different policy approaches », *Documents de travail de l'OCDE sur l'environnement*, n° 182, Éditions OCDE, Paris, https://doi.org/10.1787/c62069e7-en. [6]

Dubois, M. (2013), « Towards a coherent European approach for taxation of combustible waste », *Waste Management*, vol. 33/8, pp. 1776-1783, https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.03.015. [68]

ECHA (2020), *Microplastiques*, Agence européenne des produits chimiques, https://echa.europa.eu/fr/hot-topics/microplastics#:~:text=In%20January%202019%2C%20ECHA%20proposed,their%20release%20to%20the%20environment.&text=ECHA%27s%20Committee%20for%20Risk%20Assessment,its%20opinion%20in%20June%202020. [74]

ECHA (2018), *Inspectors find phthalates in toys and asbestos in second-hand products*, https://echa.europa.eu/nl/-/inspectors-find-phthalates-in-toys-and-asbestos-in-second-hand-products (consulté le 21 mai 2021). [33]

ECHA (2013), *Evaluation of new scientific evidence concerning DINP and DIDP In relation to entry 52 of Annex XVII to REACH Regulation (EC) No 1907/2006*, http://echa.europa.eu/ (consulté le 26 mai 2021). [78]

Ecoprog (2020), *Waste to Energy 2020/2021*, https://www.ecoprog.com/fileadmin/user_upload/extract_market_report_WtE_2020-2021_ecoprog.pdf (consulté le 26 mai 2021). [8]

Ellen MacArthur Foundation (2021), *Extended Producer Responsibility: a necessary part of the solution to packaging waste and pollution*. [40]

Engel, S. et al. (2021), « Neurotoxicity of Ortho-Phthalates: Recommendations for Critical Policy Reforms to Protect Brain Development in Children », *American journal of public health*, vol. 111/4, pp. 687-695, https://doi.org/10.2105/AJPH.2020.306014. [25]

EPA (2020), *Advancing Sustainable Materials Management: 2018 Tables and Figures*, Agence pour la protection de l'environnement des États-Unis, https://www.epa.gov/sites/default/files/2021-01/documents/2018_tables_and_figures_dec_2020_fnl_508.pdf. [70]

Eurostat (2021), *Waste statistics*, https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Waste_statistics#Waste_treatment. [46]

Gouvernement de Flandre (2021), *Collecte et tri des déchets*, https://www.vlaanderen.be/afvalinzameling-en-sorteren. [45]

Gouvernement du Royaume-Uni (2021), *Policy paper: Changes to Landfill Tax rates from 1 April 2021*, https://www.gov.uk/government/publications/changes-to-landfill-tax-rates-from-1-april-2021/changes-to-landfill-tax-rates-from-1-april-2021. [48]

HDR (2009), *The City of San Francisco: Streets litter Re-audit*, San Francisco Environment Department. [14]

Hickle, G. (2013), « Comparative Analysis of Extended Producer Responsibility Policy in the United States and Canada », *Journal of Industrial Ecology*, vol. 17/2, pp. 249-261, https://doi.org/10.1111/jiec.12020. [52]

Holland, M. (2018), « Socio-economic assessment of phthalates »*, Documents de travail de l'OCDE sur l'environnement*, n° 133, Éditions OCDE, Paris, https://doi.org/10.1787/a38a0e34-en. [21]

Hwang, S. et J. Ko (2017), *Achievement and progress of marine litter retrieval project in near coast of Korea - based on activities of Korea Fisheries Infrastructure Promotion Association*. [64]

INERIS (2021), *Substitution des phtalates*, https://substitution-phtalates.ineris.fr/fr (consulté le 21 mai 2021). [31]

IPEE (2017), *EPR in the EU Plastics Strategy and the Circular Economy: A focus on plastic packaging*, Institut pour une politique européenne de l'environnement. [79]

Kaffine, D. et P. O'Reilly (2015), *Quels enseignements tirer de la mise en ouvre de la responsabilité élargie des producteurs au cours de la décennie écoulée ? Revue de la littérature économique récente sur la REP*, Éditions OCDE, Paris. [37]

Karasik, R. et al. (2020), *20 Years of Government Responses to the Global Plastic Pollution Problem: The Plastics Policy Inventory*, Duke University, Durham, https://nicholasinstitute.duke.edu/sites/default/files/publications/20-Years-of-Government-Responses-to-the-Global-Plastic-Pollution-Problem-New_1.pdf. [9]

Kaza, S. et al. (2018), *What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050*, Banque mondiale, https://doi.org/10.1596/978-1-4648-1329-0. [41]

Krelling, A., A. Williams et A. Turra (2017), « Differences in perception and reaction of tourist groups to beach marine debris that can influence a loss of tourism revenue in coastal areas », *Marine Policy*, vol. 85, pp. 87-99, https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.08.021. [1]

Laubinger, F. et al. (2021), « Modulated fees for Extended Producer Responsibility schemes (EPR) »*, Documents de travail de l'OCDE sur l'environnement*, n° 184, Éditions OCDE, Paris, https://doi.org/10.1787/2a42f54b-en. [19]

McIlgorm, A., H. Campbell et M. Rule (2008), *Understanding the economic benefits and costs of controlling marine debris in the APEC region (MRC 02/2007)*, A report to the Asia-Pacific Economic Cooperation Marine Resource Conservation Working Group by the National Marine Science Centre (University of New England and Southern Cross University),Coffs Harbour, https://d3n8a8pro7vhmx.cloudfront.net/boomerangalliance/pages/510/attachments/original/1481158813/Understanding_the_Economic_Benefits_and_Costs_of_Controlling_Marine_Debris_in_the_APEC_Region.pdf?1481158813. [65]

Mouat, J., R. Lozano et H. Bateson (2010), *Economic Impacts of Marine Litter*, Kommunernes Internationale Miljøorganisation (KIMO), https://www.kimointernational.org/wp/wp-content/uploads/2017/09/KIMO_Economic-Impacts-of-Marine-Litter.pdf. [63]

Nash, J. et C. Bosso (2013), « Extended Producer Responsibility in the United States », *Journal of Industrial Ecology*, vol. 17/2, pp. 175-185, https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2012.00572.x. [53]

Neto, R., C. Petter et J. Cortina (2009), « Report: The current situation of sanitary landfills in Brazil and the importance of the application of economic models », *Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy*, vol. 27/10, pp. 1002-1005, https://doi.org/10.1177/0734242x09104583. [57]

OCDE (2021), *A Chemicals Perspective on Designing with Sustainable Plastics: Goals, Considerations and Trade-offs*, Éditions OCDE, Paris, https://doi.org/10.1787/f2ba8ff3-en. [20]

OCDE (2021), *Base de données sur les instruments de la politique de l'environnement (PINE)*, http://oe.cd/pine. [4]

OCDE (2021), *OECD Environmental Performance Reviews: Belgium 2021*, Examens environnementaux de l'OCDE, Éditions OCDE, Paris, https://doi.org/10.1787/738553c5-en. [47]

OCDE (2021), *OECD Environmental Performance Reviews: Ireland 2021*, Examens environnementaux de l'OCDE, Éditions OCDE, Paris, https://doi.org/10.1787/9ef10b4f-en. [49]

OCDE (2021), *Policies to Reduce Microplastics Pollution in Water: Focus on Textiles and Tyres*, Éditions OCDE, Paris, https://doi.org/10.1787/7ec7e5ef-en. [2]

OCDE (2021), « Rapport sur la mise en œuvre de la recommandation de l'OCDE sur la productivité des ressources », https://one.oecd.org/document/C(2021)62/REV1/fr/pdf. [11]

OCDE (2016), *La responsabilité élargie du producteur : Une mise à jour des lignes directrices pour une gestion efficace des déchets*, Éditions OCDE, Paris, https://doi.org/10.1787/9789264273542-fr. [38]

OCDE (2016), *Policy Guidance on Resource Efficiency*, Éditions OCDE, Paris, https://doi.org/10.1787/9789264257344-en. [76]

OCDE (2003), *Les approches volontaires dans les politiques de l'environnement : Efficacité et combinaison avec d'autres instruments d'intervention*. [51]

OCDE (2001), *Responsabilité élargie des producteurs : Manuel à l'intention des pouvoirs publics*, Éditions OCDE, Paris, https://doi.org/10.1787/9789264289864-fr. [36]

OCDE (s.d.), *Perspectives mondiales des plastiques*, https://www.oecd-ilibrary.org/environment/data/perspectives-mondiales-des-plastiques_34b0a3b7-fr. [71]

OCDE/AIE (2021), *Update on recent progress in reform of inefficient fossil-fuel subsidies that encourage wasteful consumption*. [13]

Ocean conservancy (2017), *International coastal cleanup report*. [69]

Parlement européen (2015), *Les députés contre le recyclage des plastiques contenant l'additif DEHP*, Actualité Parlement européen, https://www.europarl.europa.eu/news/fr/press-room/20151120IPR03616/les-deputes-contre-le-recyclage-des-plastiques-contenant-l-additif-dehp. [35]

PBM (2020), *Next Steps: Tackling plastic litter - a nudging strategy for reducing consumption of single-use disposable cups*. [12]

Pereira, A. et al. (2020), « Waste policy reforms in developing countries: A comparative study of India and Brazil », *Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy*, vol. 38/9, pp. 987-994, https://doi.org/10.1177/0734242x20938435. [61]

Plastics Recyclers Europe (2020), *Flexible films market in Europe*. [72]

PNUE (2020), « Single-use plastic bags and their alternatives: Recommendations from Life Cycle Assessments », https://www.lifecycleinitiative.org/single-use-plastic-bags-and-their-alternatives-recommendations-from-life-cycle-assessments/. [17]

PNUE (2020), *Tackling Plastic Pollution: Legislative Guide for the Regulation of Single-Use Plastic Products*, Programme des Nations Unies pour l'environnement, https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/34570/PlastPoll.pdf.pdf?sequence=3&isAllowed=y. [10]

PNUE (2018), *Legal Limits on Single-Use Plastics and Microplastics: A Global Review of National Laws and Regulations*, Programme de l'ONU pour l'environnement, https://www.unep.org/resources/publication/legal-limits-single-use-plastics-and-microplastics-global-review-national. [5]

Polymers, A. (2017), « Global demand for plasticizers continues to rise », *Additives for Polymers*, vol. 2017/10, pp. 10-11, https://doi.org/10.1016/s0306-3747(17)30137-9. [32]

Presidência da República (2010), *Loi n° 12.305*, http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm. [59]

Presidência da República (2007), *Loi n° 11.445*, http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/L11445compilado.htm. [58]

Presidência da República (1998), *Loi n° 9.605*, http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9605.htm. [56]

Raaymakers, S. (2007), *The problem of derelict fishing gear: Global review and proposals for action*, Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture et Programme des Nations Unies pour l'environnement. [66]

Reloop Platform (2020), *Global Deposit Book 2020: An Overview of Deposit Systems for one-way Beverage Containers*, https://www.reloopplatform.org/wp-content/uploads/2020/12/2020-Global-Deposit-Book-WEB-version-1DEC2020.pdf (consulté le 19 mars 2021). [44]

Silano, V. et al. (2019), « Update of the risk assessment of di-butylphthalate (DBP), butyl-benzyl-phthalate (BBP), bis(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP), di-isononylphthalate (DINP) and di-isodecylphthalate (DIDP) for use in food contact materials », *EFSA Journal*, vol. 17/12, https://doi.org/10.2903/j.efsa.2019.5838. [26]

Soós, R., A. Whiteman et G. Gavgas (2022), « The cost of preventing ocean plastic pollution », *OECD Environment Working Papers*, n° 190, OECD Publishing, Paris, https://doi.org/10.1787/5c41963b-en. [7]

Stefanini, R. et al. (2020), « Plastic or glass: a new environmental assessment with a marine litter indicator for the comparison of pasteurized milk bottles », *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 26/4, pp. 767-784, https://doi.org/10.1007/s11367-020-01804-x. [16]

The Consumer Goods Forum (2020), *Driving Positive Change*, https://www.theconsumergoodsforum.com/. [39]

van den Driesche, S. et al. (2020), « Systematic comparison of the male reproductive tract in fetal and adult Wistar rats exposed to DBP and DINP in utero during the masculinisation programming window », *Toxicology Letters*, vol. 335, pp. 37-50, https://doi.org/10.1016/j.toxlet.2020.10.006. [77]

Vinyl Council Australia (2018), *PVC Stewardship Program: Progress Report 2018*, Vinyl Council Australia, https://vinyl.org.au/images/vinyl/Sustainability/PSP/VCAPSPReport2018-FINAL_VERSION.pdf. [29]

Vinyl Plus (2021), *Reporting on 2020 activities and summarising the key achievements of the past 10 years*, https://www.vinylplus.de/wp-content/uploads/2021/06/VinylPlus-Progress-Report-2021_WEB.pdf (consulté le 21 mai 2021). [30]

Watkins, E. et al. (2012), *Use of Economic Instruments and Waste Management Performances. Rapport final rédigé pour la Commission européenne.*, Commission européenne (DG ENV), https://www.ecologic.eu/sites/default/files/publication/2021/2670-04-Economic-instruments-waste-management-performance-web.pdf. [3]

Watkins, E. et al. (2019), « Policy approaches to incentivise sustainable plastic design », *Documents de travail de l'OCDE sur l'environnement*, n° 149, Éditions OCDE, Paris, https://doi.org/10.1787/233ac351-en. [75]

Wiesinger, H., Z. Wang et S. Hellweg (2021), « Deep Dive into Plastic Monomers, Additives, and Processing Aids », *Environmental Science & Technology*, vol. 55/13, pp. 9339-9351, https://doi.org/10.1021/acs.est.1c00976. [18]

Zhou, G. et al. (2020), « A systematic review of the deposit-refund system for beverage packaging: Operating mode, key parameter and development trend », *Journal of Cleaner Production*, vol. 251, p. 119660, https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119660. [43]

Notes

[1] Directive-cadre sur les déchets 2008/98/EC, modifiée par la directive 2018/851, article 8a, 4b

[2] Directive sur les plastiques à usage unique, article 6.5. Pour de plus amples informations, consulter https://ec.europa.eu/environment/topics/plastics/single-use-plastics_en.

[3] Les phtalates de poids moléculaire élevé qui ont de plus longues chaînes chimiques tels que le DINP et le DIDP présentent des risques plus limités pour la santé (ECHA, 2013[78]) et sont moins mobiles dans le plastique, ce qui réduit le risque d'exposition (van den Driesche et al., 2020[77]).

[4] Dont le Règlement (UE) 2018/2005 et la Toxic Substances Control Act des États-Unis.

[5] https://ec.europa.eu/environment/topics/plastics/single-use-plastics_en.

[6] Les microplastiques pris dans les boues peuvent néanmoins finir dans l'environnement du fait de l'épandage des boues sur le sol.

[7] Pour de plus amples informations sur les campagnes contre les déchets sauvages en Belgique : https://www.fostplus.be/fr, https://mooimakers.be/, https://www.bewapp.be/.

7 Coopération internationale en faveur de la circularité des chaînes de valeur des plastiques

Le présent chapitre examine le paysage actuel des initiatives et ententes internationales, ainsi que l'état d'avancement des mesures prises pour l'améliorer. Il étudie ensuite plus en détail les ressources financières qui seront nécessaires pour stopper les rejets de plastiques issus de mauvaises pratiques de gestion des déchets dans les pays en développement, qui constituent une priorité importante de cette coopération internationale. Enfin, il évalue la contribution actuelle de l'aide publique au développement à cet objectif.

MESSAGES CLÉS

- Les dommages environnementaux générés par les pratiques actuelles en matière d'utilisation et d'élimination des plastiques sont des problèmes mondiaux qui, pour être résolus, nécessiteront une coopération internationale. La communauté internationale a annoncé des objectifs ambitieux de limitation de la pollution de l'environnement par les matières plastiques, et une dynamique s'est mise en marche en faveur d'un accord mondial contraignant sur la pollution plastique.
- En plus des mesures de prévention en amont, l'une des priorités consiste à améliorer la gestion des déchets pour réduire la pollution d'origine terrestre des mers par les plastiques. Dans la mesure où la mauvaise gestion des déchets macroplastiques s'observe le plus souvent dans des pays à revenu faible ou intermédiaire, l'ampleur des investissements nécessaires dans ces pays est particulièrement importante.
- On estime que la construction des infrastructures élémentaires de gestion des déchets s'élèvera à plus de 25 milliards EUR par an dans les pays à revenu faible et intermédiaire.
- Il ressort d'une analyse de l'aide publique au développement (APD) qu'en dépit de l'augmentation du soutien financier apporté à la lutte contre les rejets de plastiques dans les pays en développement, celui-ci ne couvre qu'une petite partie des besoins.
- Il conviendra de mobiliser d'autres sources de financement et de mettre en place des cadres d'action de nature à garantir une utilisation efficace des ressources. Sans soutien international et en l'absence d'impulsion politique au niveau local, les investissements et la gouvernance qu'exige une infrastructure de qualité ne verront pas le jour.

7.1. La lutte contre les conséquences environnementales des chaînes de valeur mondiales des plastiques nécessite une coopération internationale

Les mesures prises au niveau national pour s'attaquer aux problèmes liés à l'utilisation de plastiques, décrites dans le chapitre précédent, devront être complétées par des initiatives de coopération internationale, et ce pour plusieurs raisons :

- Parce que les plastiques voyagent à travers le monde sous la forme de matières, de produits et de déchets, et que les chaînes d'approvisionnement ont des ramifications partout sur la planète, les actions menées produiront plus d'effets si elles sont coordonnées au plan international.
- Les conséquences écologiques de la pollution des masses d'eau par les plastiques dépassent souvent les frontières et menacent les océans, qui sont notre patrimoine commun.
- Les réponses aux défis environnementaux posés par les plastiques en amont et en aval nécessiteront des innovations et des investissements à grande échelle, ainsi qu'une adaptation rapide en matière d'élaboration des politiques, toutes choses que la coopération internationale peut accélérer.

7.2. Une approche mondiale plus exhaustive de la pollution plastique est indispensable

Avant même que les plastiques ne figurent parmi les priorités politiques, plusieurs accords internationaux ont formulé des prescriptions contraignantes et des recommandations concernant la gestion des matières plastiques et la prévention de la pollution (Graphique 7.1). Toutefois, cette mosaïque d'accords présente

des lacunes et aucun instrument de gouvernance internationale ne permet de traiter de façon globale les problèmes rencontrés à toutes les étapes du cycle de vie des plastiques. Ainsi, il n'existe que peu de moyens d'action spécifiques concernant les déchets plastiques marins[1], les législations nationales sur les affaires maritimes restent parcellaires, les prescriptions sont insuffisamment appliquées, et les systèmes multilatéraux de suivi ne sont pas opérationnels (Rapport du Secrétaire général de l'ONU, 2018[1]).

Tableau 7.1. Le caractère morcelé des accords mondiaux sur les plastiques entrave la protection de l'environnement

Principaux accords internationaux qui couvrent la pollution et les impacts des plastiques

	Accord	Description	Signataires
Accords contraignants			
Pollution	Convention des Nations Unies sur le droit de la mer (UNCLOS)	Définit le cadre légal des activités maritimes. Inclut l'obligation générale de prendre toutes les mesures nécessaires pour éviter, réduire et lutter contre la pollution (plastique). UNCLOS est entrée en vigueur en 1994.	167 pays (+UE)
	La Convention internationale sur la prévention de la pollution des mers résultant de l'immersion de déchets de 1972 (Convention de Londres) et son protocole de 1996 (le Protocole de Londres)	Interdit l'immersion ou le rejet direct de déchets plastiques dans l'océan.	87 États
	Annexe V de la Convention internationale pour la prévention de la pollution par les navires (MARPOL)	MARPOL est le seul traité international mondial à traiter des débris marins (Parker, 2019[2]). L'Annexe V interdit l'immersion de déchets plastiques par les navires dans l'océan. L'Annexe est entrée en vigueur en 1988.	156 États
Biodiversité	Convention sur la diversité biologique (CDB)	L'Objectif 8 d'Aichi pour la biodiversité avait pour objectif de réduire la pollution (plastique) à des niveaux non préjudiciables pour les fonctions écosystémiques avant 2020. Adoptée à la COP 10 à la CDB (2010). Le projet[1] de Cadre mondial de la biodiversité pour l'après-2020 inclut l'Objectif 7 visant l'élimination des rejets de déchets plastiques.	195 États (+UE), les États-Unis l'ont signée mais pas ratifiée
	L'Accord des Nations Unies sur les stocks de poissons du 10 décembre 1982	Il oblige les pays à réduire au minimum la pollution (plastique), les déchets, les rejets, et les prises par les équipements de pêche fantômes.	59 États
Produits chimiques	La Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants (Convention de Stockholm)	Réglemente la production, l'utilisation et l'élimination des additifs utilisés avec les plastiques qui sont répertoriés en tant que polluants organiques persistants ; entrée en vigueur en 2004.	184 parties
Commerce des déchets	La Convention de Bâle sur le contrôle des mouvements transfrontières de déchets dangereux et de leur élimination (Convention de Bâle)	Définit les exigences et les interdictions relatives au commerce des déchets dangereux et autres déchets plastiques. Elle est entrée en vigueur en 1992, avec des amendements concernant le commerce des déchets plastiques en 2020.	188 parties
		Accords non contraignants	
Pollution	Code de conduite pour une pêche responsable de la FAO	Propose des principes juridiques pour une pêche responsable, notamment des mesures pour traiter le problème des engins de pêche fantômes. Adopté en 1995.	
	Programme d'action mondial pour la protection du milieu marin contre la pollution due aux activités terrestres	Forum intergouvernemental proposant des directives sur la façon de lutter contre les sources terrestres de pollution (plastique) marine. Adopté en 1995.	108 États (+UE)
	Partenariat mondial sur les déchets marins (GPML)	Plateforme de coopération et de partage des bonnes pratiques sur les mesures pour lutter contre la pollution plastique des mers (GPML, 2018[3]). Il a été initié lors de la Conférence des Nations Unies sur le Développement durable (Rio+20) en juin 2012.	412 membres
	Pacte pour des océans propres	Les pays s'engagent à réduire la pollution causée par les plastiques à usage unique, à protéger leurs eaux nationales et à encourager le recyclage (PNUE, 2019[4]). Le pacte a été	63 pays

		approuvé en 2017.	
	La Stratégie d'Honolulu, faisant suite à la Cinquième conférence sur les débris marins en 2011	La stratégie définit un cadre mondial, et recommande des stratégies et des mesures envisageables pour réduire la quantité et l'impact des déchets plastiques (NOAA et PNUE, 2012[5]). Elle ne prescrit pas d'objectifs ou d'actions spécifiques.	
Commerce des déchets	Le Partenariat sur les déchets plastiques de la Convention de Bâle	Un forum destiné à promouvoir la gestion écologiquement rationnelle des déchets plastiques. Ce partenariat a été lancé en 2019.	50 parties (+UE)

Note : 1. Le projet de Cadre de la CBD est en cours de négociation et devrait être adopté durant la seconde phase de la Conférence des Nations Unies pour la biodiversité en mai 2022, à Kunming, République populaire de Chine (Convention sur la diversité biologique, 2021[6]).
Source : D'après le PNUE (2017[7]), *Combating Marine Plastic Litter and Microplastics: An assessment of the effectiveness of relevant international, regional and subregional governance strategies and approaches*, https://www.gpmarinelitter.org/resources/information-documents/combating-marine-plastic-litter-and-microplastics-assessment.

Les Objectifs de développement durable (ODD), adoptés par les Nations Unies en 2015, contiennent également des cibles qui sont pertinentes pour les rejets et la gestion des déchets plastiques (voir Tableau 7.2 pour une sélection des cibles pertinentes). Il convient de noter que les ODD sont non contraignants.

Tableau 7.2. Les ODD soulignent les ambitions internationales de réduction des impacts environnementaux et sanitaires des déchets

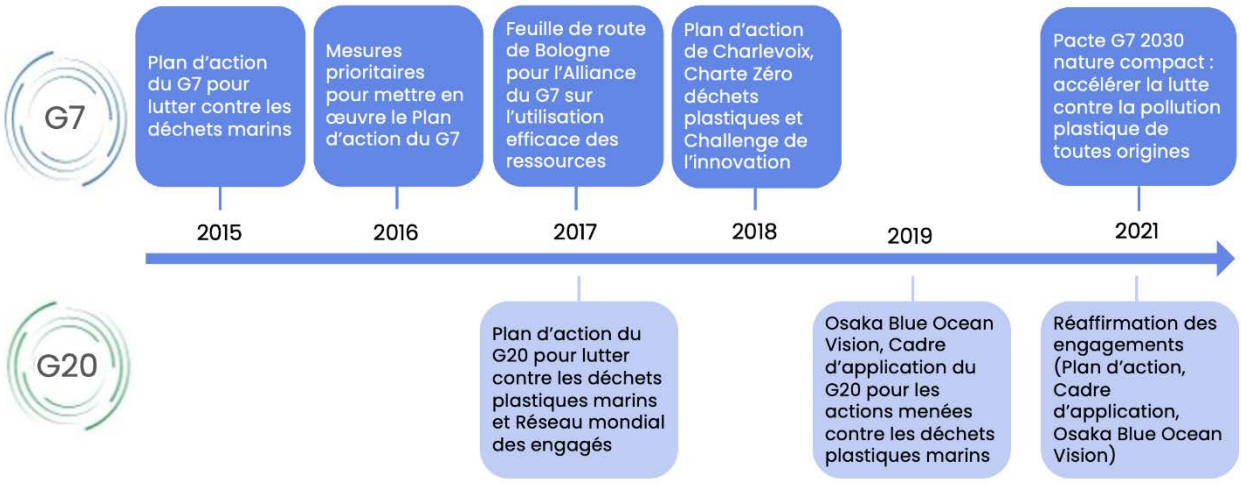
Sélection des ODD les plus pertinents			
Cibles directement liées aux rejets et déchets (plastiques)	11.6 : D'ici à 2030, réduire l'impact environnemental négatif des villes par habitant, par la gestion, notamment municipale, des déchets	12.4 : Gestion écologiquement rationnelle des déchets tout au long de leur cycle de vie, et réduire leur déversement dans l'air, l'eau et le sol 12.5 : D'ici à 2030, réduire considérablement la production de déchets	14.1 : D'ici à 2025, prévenir et réduire la pollution marine, en particulier celle résultant des activités terrestres

Source : adapté de (Nations Unies, 2021[8]).

Ces dernières années, l'attention accordée à la pollution plastique, et en particulier aux déchets marins, s'est fortement accrue. En conséquence, plusieurs initiatives de grande envergure abordant les rejets de plastiques (voir le Glossaire) ont été lancées par le G7, puis par le G20 (Graphique 7.1). Les communiqués et les engagements ont dans un premier temps porté sur les sources terrestres de déchets plastiques marins. L'une des principales initiatives à l'échelle du G20 est la Vision d'Osaka pour les océans, qui a été annoncée en 2019 et fixe l'objectif stratégique de réduire à zéro les rejets plastiques dans l'océan d'ici 2050. La Convention sur la diversité biologique[2] et l'Union européenne ont également fixé des objectifs supplémentaires[3] ; mais ils restent non contraignants.

Graphique 7.1. Le G7 et le G20 ont initié plusieurs initiatives de lutte contre la pollution plastique

Chronologie des principaux communiqués et engagements du G7 (haut) et du G20 (bas)



Note : La Charte sur les plastiques dans les océans du G7 a été approuvée par le Canada, la France, l'Allemagne, l'Italie, le Royaume-Uni et l'Union européenne.

En l'absence d'accord mondial, certaines organisations régionales ont coordonné les politiques entre leurs membres pour s'attaquer à certains problèmes liés aux plastiques, comme la pollution plastique marine (Tableau 7.3). Toutes les régions et tous les problèmes ne sont cependant pas couverts (Rapport du Secrétaire général de l'ONU, 2018[1]).

Tableau 7.3. Les organisations régionales participent à la coordination des politiques et des actions de leurs membres

Organisation régionale	Description	Exemple(s)
Conventions et plans d'action sur les mers régionales (RSCAP)	À ce jour, 18 conventions des mers régionales ont été établies dans le monde. Elles adoptent des protocoles et des plans d'action régionaux, participent au suivi et aux évaluations environnementales régionales en lien avec les déchets en mer et la prévention de la pollution issue de sources terrestres.	La convention OSPAR a adopté un Plan d'action régional pour la prévention et la gestion des déchets marins dans l'Atlantique du Nord-Est (Commission OSPAR, 2014[9]). Le Protocole relatif à la pollution due à des sources et activités terrestres (Protocole LBS) adopté par la Convention de Carthagène (PNUE, 1999[10]), et le Plan d'action régional pour la gestion des déchets marins (RAPMaLi) s'attaquent aux déchets
Organes régionaux des pêches	Coordonnent les mesures prises pour lutter contre les sources marines de déchets plastiques (par exemple les équipements fantômes).	La Commission des thons de l'océan Indien (CTOI) a interdit les filets dérivants de grande dimension en haute mer dans sa zone de compétence, et exige le marquage des engins de pêche (Gilman et al., 2016[11]).
Projets intéressants les grands écosystèmes marins (Large Marine Ecosystems – LME)	On dénombre 66 LME qui disposent de plans d'action stratégiques ou qui coordonnent leurs activités.	Onze de ces 66 projets ont mis en place des plans d'action stratégiques qui considèrent les déchets et débris marins comme un problème, et répertorient les mesures et activités permettant à leurs membres de s'attaquer à ce problème (Wienrich, Weiand et Unger, 2021[12]).
Unions économiques régionales	Coordonnent les orientations stratégiques via des conseils pratiques, le renforcement des capacités, des	Dans l'Union européenne, plusieurs directives, comme la Directive sur les plastiques à usage unique, définissent des obligations pour les États membres, notamment des objectifs de collecte et des interdictions sur certains articles en

	réglementations et des directives contraignantes.	plastique à usage unique. L'Association des nations de l'Asie du Sud-Est (ASEAN) a adopté plusieurs mesures pour lutter contre les déchets plastiques marins, notamment la Déclaration de Bangkok sur la lutte contre les débris marins et le Cadre d'action sur les débris marins de l'ASEAN. Les membres de l'ASEAN ont également lancé un Plan d'action régional sur la lutte contre les débris marins qui définit 14 actions régionales pour la réduction du plastique, une meilleure collecte et la valorisation des déchets (Ministère de l'Environnement (Japon), 2020[13]). La Loi sur le contrôle des matériaux polyéthylène de la Communauté de l'Afrique de l'Est, adoptée en 2016, fixe une série de restrictions concernant la fabrication, le commerce et l'utilisation du polyéthylène.

Plusieurs gouvernements et acteurs de la société civile réclament l'adoption d'un traité international afin de remédier à cette situation parcellaire et lacunaire (Simon et al., 2021[14] ; Duncan et al., 2020[15] ; EIA, 2020[16]). Des discussions sur un accord mondial sont en cours sous les auspices de l'Assemblée des Nations Unies pour l'environnement (UNEA)[4,5]. Un Groupe d'experts spécial à composition non limitée, établi en 2017 et dont le mandat a pris fin en 2020, a organisé quatre manifestations de haut niveau afin d'examiner les besoins en matière de gouvernance internationale (AHEG, 2020[17] ; UICN, s.d.[18]). La cinquième session de l'UNEA reprendra à Nairobi en 2022 et aura pour objectif d'avancer sur les résolutions relatives aux déchets marins et aux microplastiques (UNEA, 2021[19]). À ce jour, 81 pays ont adopté la Déclaration sur la pollution plastique des océans, qui appelle à la création d'un accord mondial contraignant sur la pollution plastique (AOISIS, 2022[20]). Ce soutien marque la volonté de dizaines de pays de mettre en place une mesure mondiale.

Dans ce contexte, de nombreux pays et associations insistent sur la nécessité de mettre l'accent sur la coopération internationale à la fois pour les actions en amont (Encadré 6.3), comme contenir l'utilisation excessive de plastiques, concevoir en prévoyant la circularité et promouvoir le réemploi, et celles en aval (renforcer le recyclage, réduire les rejets et dépolluer)[6]. Pour les premières, la communauté commerciale internationale s'est mobilisée pour traiter les questions relevant de la chaîne de valeur mondiale des plastiques (voir Encadré 7.1 pour plus de détails). Pour les dernières, les efforts de coopération portent sur le renforcement de la gestion des déchets là où les sources terrestres de déchets plastiques marins sont particulièrement importantes. Les sections qui suivent abordent les coûts liés à la réduction des rejets plastiques dans les pays à revenu faible et intermédiaire, et le rôle de l'aide publique au développement (APD).

Encadré 7.1. Le traitement des problèmes rencontrés dans les chaînes de valeur mondiales des plastiques nécessite une coopération internationale

La chaîne de valeur des plastiques est de plus en plus interconnectée et mondialisée, et il est indispensable que les pays coordonnent leurs actions pour lutter efficacement contre la pollution et promouvoir la circularité. Consciente de l'accélération à l'échelle mondiale de la production et de la consommation des plastiques, et des impacts environnementaux qu'ils génèrent compte tenu des combustibles fossiles utilisés et des rejets dans la nature, la communauté commerciale internationale a entrepris des démarches pour favoriser la coopération sur les aspects commerciaux.

Un aspect important du problème de la pollution plastique mondiale en lien avec le commerce est le rôle prévalent que jouent les échanges dans la création de déchets plastiques et des risques environnementaux connexes (Chapitre 4). Un autre aspect majeur est le plastique contenu dans les produits commercialisés, qui incluent des formes primaires, intermédiaires et finales de plastique. Il existe non seulement des flux commerciaux apparents tels que les plastiques bruts, les biens à base de plastique, et les déchets et débris de plastique, mais aussi des flux cachés, tels que les boîtiers en plastique des composants électroniques, les composés plastiques utilisés dans les pare-chocs et les tableaux de bord des véhicules, et les jus de fruits vendus dans des contenants en plastique. Ces derniers ne sont pas comptabilisés dans les statistiques officielles (car ils sont enregistrés en tant que composants électroniques, véhicules et jus de fruits), mais leur ampleur peut être considérable. Selon des estimations récentes de la Conférence des Nations Unies sur le commerce et le développement (CNUCED), les exportations des formes primaires, intermédiaires et finales de plastique atteindraient 1 000 milliards USD, soit 5 % du commerce mondial en valeur en 2018 (Barrowclough, Deere Birkbeck et Christen, 2020[21]). Cette constatation implique que les efforts de coopération internationale pour combattre la pollution plastique ne doivent pas uniquement se focaliser sur des solutions en bout de chaîne de recyclage et de gestion des déchets, mais aussi être déployés en amont de la chaîne de valeur. Les politiques relatives aux produits qui visent à faciliter l'adoption de solutions innovantes et plus circulaires, et à décourager le recours à des additifs dangereux sont particulièrement importantes (Encadré 6.3).

Dans ce contexte, les politiques qui portent par exemple sur l'éco-conception, l'éco-étiquetage, et les marchés publics écologiques, peuvent jouer un rôle important (OCDE, 2020[22]). Les programmes d'éco-étiquetage sont ainsi de plus en plus utilisés pour stimuler la demande de produits issus de l'économie circulaire. Les contenus dangereux et les contenus recyclés des produits peuvent être utilisés comme base de calcul de redevances modulées dans les programmes de responsabilité élargie des producteurs (Laubinger et al., 2021[23]) (Chapitre 6). Des normes applicables aux produits voient également le jour dans diverses juridictions qui déterminent des normes relatives aux matériaux contenus (contenus recyclés, contenus dangereux), des normes de recyclabilité, des normes de réparabilité, des normes sur la production durable, des normes sur la qualité des matériaux, (par exemple déchets et débris, matières secondaires), des normes sur la qualité des produits (par exemple des produits de seconde main, des produits remanufacturés) (Yamaguchi, 2021[24]).

Parallèlement, la fragmentation des politiques relatives aux produits portant sur l'utilisation circulaire des plastiques peut constituer un obstacle commercial pour les entreprises qui ont adopté des modèles économiques circulaires (Yamaguchi, 2021[24]). Les coûts nécessaires pour satisfaire les différentes normes et réglementations peuvent ainsi entraver l'accès aux marchés des entreprises (Yada et al., 2017[25]). Alors que de nombreuses politiques relatives à l'utilisation circulaire des plastiques sont encore en discussion, la coopération internationale tout au long de la chaîne de valeur des plastiques peut se révéler essentielle pour lutter contre ces éventuelles difficultés commerciales.

Dans ce contexte, plusieurs initiatives de coopération internationale sont déjà amorcées. En décembre 2021, 68 membres de l'Organisation mondiale du commerce (OMC) ont publié une déclaration ministérielle conjointe sur le Dialogue informel sur la pollution par les matières plastiques et le commerce des matières plastiques (DIP) (OMC, 2021[26]). L'initiative étudie comment une meilleure coopération commerciale peut contribuer aux efforts nationaux, régionaux et internationaux de lutte contre la pollution plastique.

L'harmonisation à l'échelle internationale des politiques relatives aux produits en lien avec l'économie circulaire et les plastiques est également en cours. En 2020, l'Organisation internationale de normalisation (ISO) a élaboré des normes sur l'éco-conception et la circularité des matières (ISO, 2020[27]). Entre 2019 et 2020, l'Organisme de l'UE chargé de la normalisation (CEN-CENELEC) a élaboré neuf normes en lien avec les « aspects utilisation rationnelle des matériaux pour l'éco-conception » (CEN-CENELEC, 2021[28]). Ces deux initiatives peuvent contribuer à l'alignement des politiques sur les matières plastiques et des politiques commerciales en vue de favoriser des résultats cohérents et qui se renforcent mutuellement.

La poursuite des discussions semble essentielle pour rendre les chaînes de valeur des plastiques plus circulaires en luttant contre le commerce illégal des plastiques, en harmonisant les efforts sur les politiques relatives aux produits, en éliminant les subventions accordées aux intrants de combustibles fossiles, et en utilisant les politiques commerciales, notamment des droits de douane et des mesures non tarifaires, pour favoriser des résultats plus durables. La recherche de nouvelles synergies entre les initiatives mondiales déjà en place comme celle de l'OMC et de l'ISO, et celles à venir dans le cadre de l'Assemblée des Nations Unies pour l'environnement, pourrait ouvrir des pistes prometteuses pour aborder les dimensions commerciales de la pollution mondiale due aux matières plastiques.

7.3. L'élimination de la pollution plastique sera coûteuse pour les pays à revenu faible et intermédiaire

Comme indiqué dans le Chapitre 2, la mauvaise gestion des déchets est de loin la plus grande source de rejets de plastiques. Les macroplastiques représentent près de 90 % du total des rejets, les rejets d'origine terrestre dus à de mauvaises pratiques de gestion des déchets représentant 95 % de tous les macroplastiques. Comme la mauvaise gestion des déchets macroplastiques s'observe majoritairement dans les pays à revenu faible et intermédiaire, les investissements nécessaires dans ces pays sont particulièrement importants.

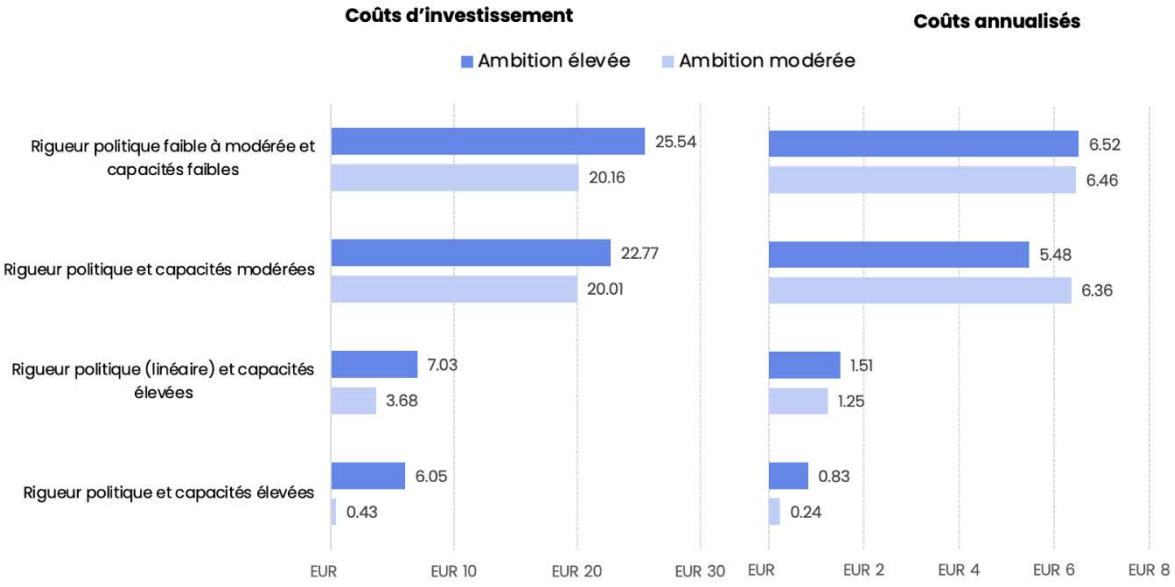
Un rapport de l'OCDE[7] élaboré conjointement avec les présentes Perspectives mondiales des plastiques (OCDE, 2022[29]) estime le capital par habitant (à savoir l'investissement initial en infrastructures, équipements et installations) et les coûts annualisés (à savoir les coûts d'investissement, les coûts de fonctionnement et de maintenance annualisés sur dix ans). Les pays ont été regroupés en fonction de la rigueur des politiques en vigueur (élevée, modérée et faible) et des capacités des infrastructures de gestion des déchets en place (élevées et modérées). Le rapport propose deux scénarios d'investissement : un d'ambition modérée, et un autre d'ambition élevée. Les deux scénarios visent un taux de collecte, de valorisation et d'élimination de 100 %, mais le scénario plus ambitieux inclut des solutions de l'économie circulaire comme des mesures de prévention et des objectifs de recyclage, tandis que le scénario d'ambition modérée inclut une collecte de déchets mixtes, de la mise en décharge et de la valorisation énergétique.[8]

Pour les pays à politique faiblement à moyennement rigoureuse et à infrastructures peu développées, les investissements initiaux nécessaires pour mettre en œuvre le scénario d'ambition modérée sont estimés à 20.2 EUR par habitant, et les coûts annuels à 6.5 EUR par habitant (Graphique 7.2). Appliqués aux chiffres de la population dans les pays à faible revenu et pays à revenu intermédiaire de la tranche

inférieure (en utilisant les données de la Banque mondiale pour 2019 (Banque mondiale, 2021[30])), cela représente un investissement initial de 80 milliards EUR, et un coût annuel de plus de 25 milliards EUR.

Graphique 7.2. Le coût de la prévention de la pollution plastique varie en fonction des ambitions, de la rigueur des politiques et des besoins

Investissement par habitant et coûts annuels par profil de pays et niveau d'ambition



Source : (OCDE, 2022[29]), *The Cost of Preventing Ocean Plastic Pollution.*

Les coûts annuels représentent 0.3 % du PIB total des pays à faible revenu et à revenu intermédiaire de la tranche inférieure et pèseraient lourdement sur leurs finances publiques, en particulier dans le groupe des pays les moins avancés. Le soutien international apporté sera décisif pour accélérer les investissements requis dans des infrastructures et l'évolution des pratiques, des politiques publiques et de la gouvernance en matière de gestion de déchets.

7.4. L'Aide publique au développement (APD) consacrée à la gestion des déchets augmente, mais reste insuffisante

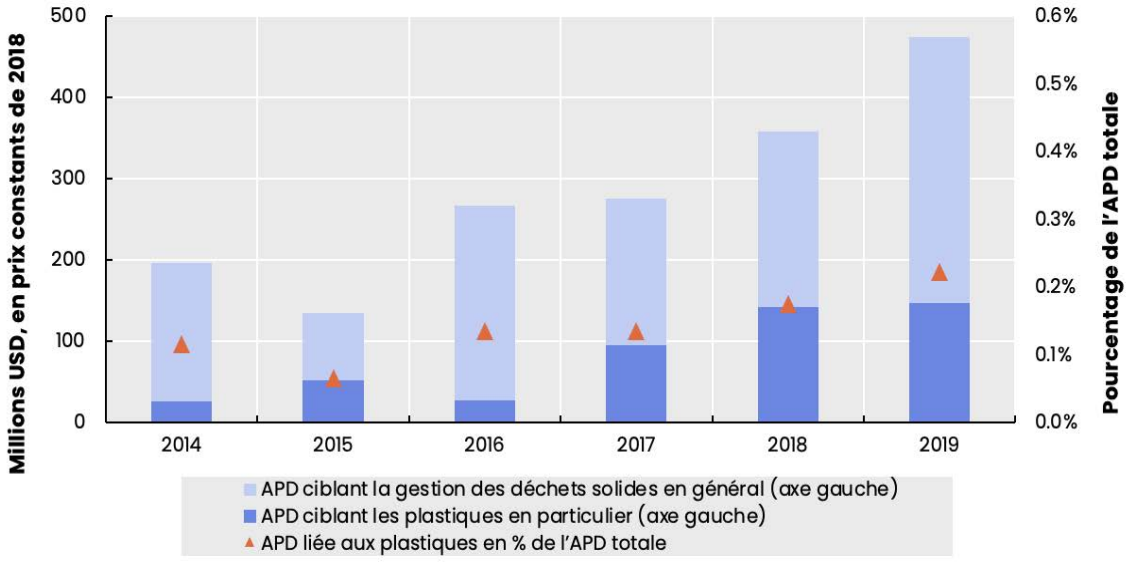
De nombreuses initiatives internationales sont mises en œuvre pour aider les pays à faire face aux déchets plastiques marins et autres problèmes liés aux plastiques. Par exemple, le PNUE (2020)[9] a identifié 138 initiatives d'assistance technique et 74 d'aide financière aux pays. La portée, les objectifs, l'ampleur et le fonctionnement de ces initiatives varient fortement. Il est compliqué de les comparer et de les analyser de manière cohérente. En revanche, la coopération internationale sous forme d'aide publique au développement est un type d'aide aux pays en développement qui peut faire l'objet d'un suivi dans le temps et l'espace. La présente section va ainsi analyser les tendances de l'APD et comparer les budgets disponibles aux investissements nécessaires.

L'APD pour la lutte contre la pollution plastique a fortement augmenté ces dernières années, mais elle partait d'un niveau très bas et les volumes restent relativement modestes (Graphique 7.3). L'APD ciblant expressément les plastiques a augmenté, passant d'environ 27 millions USD en 2014 à 149 millions USD

en 2019. Celle ciblant la gestion des déchets solides de manière générale est passée de 224 millions USD à 327 millions USD sur la même période.

Alors que le financement par l'aide publique au développement a augmenté en valeur absolue, la part de l'APD liée aux plastiques comparée au total des dépenses reste marginale. Au cours de la période 2017-19, elle ne représentait que 0.2 % des engagements bruts d'APD, contre 18.6 % vers l'atténuation du changement climatique et l'adaptation à ses effets, et 4.6 % vers la biodiversité. Elle ne représente en outre que 2 % des besoins financiers pour mettre en place une gestion élémentaire des déchets dans les pays en développement (Section 7.3).

Graphique 7.3. Les engagements bruts d'APD liée aux plastiques ont augmenté régulièrement mais restent modestes



Source : Calculs des auteurs basés sur (OCDE, 2021[31]), la *plateforme de données de l'OCDE sur le financement du développement au service d'une économie maritime durable* et le Système de notification des pays créanciers de l'OCDE, https://stats.oecd.org/Index.aspx?DataSetCode=crs1.

StatLink https://stat.link/bnzkjf

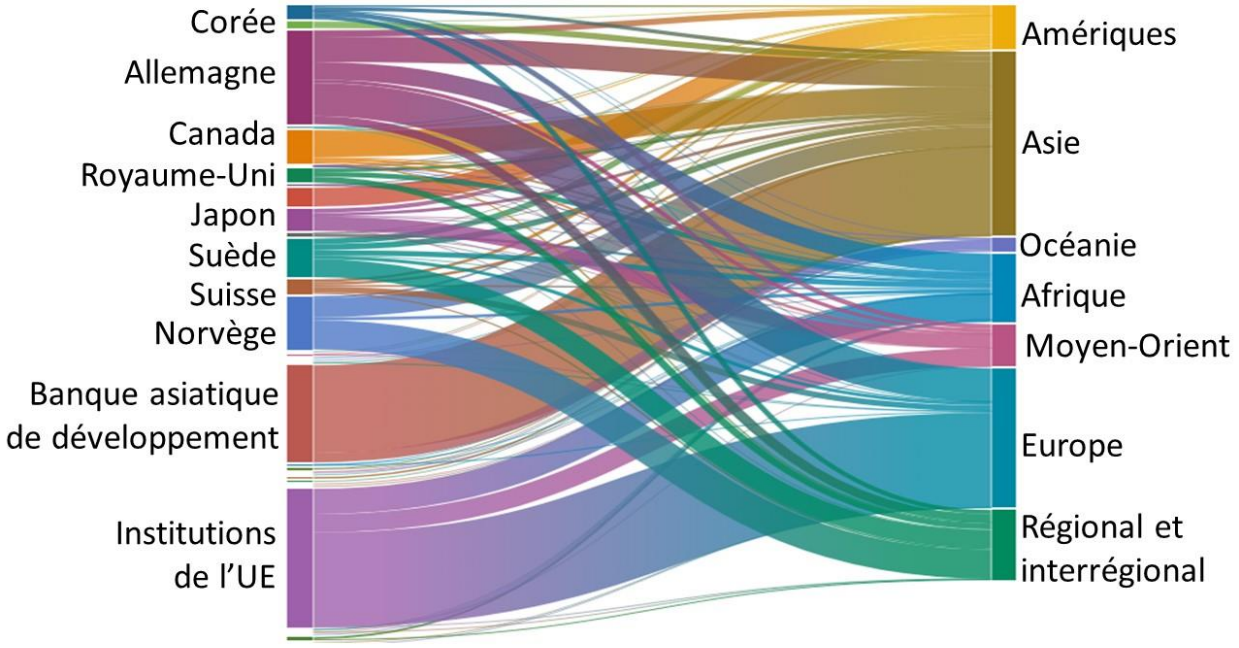
Avant 2017, la coopération pour le développement s'intéressait principalement à l'amélioration des systèmes de gestion et d'élimination des déchets solides généraux, qui a bénéficié d'environ 206 millions USD par an entre 2008 et 2016. Alors que l'APD destinée à améliorer la gestion des déchets solides a continué d'augmenter et a atteint 327 millions USD en 2019, un nombre croissant de projets portant spécifiquement sur la pollution plastique a vu le jour. Ces projets soutiennent des programmes de sensibilisation des populations et le développement de stratégies nationales pour la gestion des plastiques dans les pays en développement. En outre l'APD finance également des projets de recyclage et de dépollution, ainsi que la recherche sur les sources et l'impact de la pollution plastique. Le financement de ces projets d'APD pour la lutte contre la pollution plastique a sensiblement augmenté ces dernières années, passant d'une moyenne de 34 millions USD par an entre 2008 et 2016 (0.02 % du total de l'APD) à 147 millions USD en 2019 (0.07 % du total de l'APD cette année).

On constate que les pays asiatiques sont les principaux bénéficiaires de l'APD liée aux plastiques (un tiers des fonds sur la période 2017-19) (Graphique 7.4). Cela s'explique par le fait que l'Asie est une des régions

les plus affectées, qui voit ses populations côtières, l'environnement et certains secteurs économiques (pêche, tourisme et transport) de plus en plus impactés par les rejets de déchets plastiques (Schmidt, Krauth et Wagner, 2017[32]). Les pays d'Europe du Sud-Est ne faisant pas partie de l'UE constituent la deuxième destination des fonds, et ont reçu un quart de l'APD liée aux plastiques en 2017-19, principalement des institutions de l'UE et d'autres pays européens. Un tiers de l'Aide publique au développement ciblant particulièrement les plastiques est fourni via des allocations régionales ou interrégionales qui visent des problèmes transfrontières et des solutions multinationales en matière de pollution marine et de plastiques dans les océans.

Graphique 7.4. Les pays asiatiques sont ceux qui bénéficient le plus de l'APD liée aux plastiques

Apports d'APD liée aux plastiques, 2017-19. Les dix principaux pourvoyeurs d'APD sont présentés sur l'axe gauche et les bénéficiaires sont groupés par région du monde sur l'axe droit



Note : les projets en lien avec les plastiques incluent ceux portant exclusivement sur les plastiques et ceux ciblant la gestion des déchets solides de manière générale.
Source : Calculs des auteurs basés sur (OCDE, 2021[31]), la *Plateforme de données de l'OCDE sur le financement du développement au service d'une économie maritime durable* et le Système de notification des pays créanciers de l'OCDE, https://stats.oecd.org/Index.aspx?DataSetCode=crs1.

La majeure partie de l'APD liée aux plastiques est déployée par l'intermédiaire de coopérations pour le développement bilatérales, qui représentent 79 % du total en 2017-19. Les cinq principaux fournisseurs sont l'Union européenne, l'Allemagne, la Norvège, la Suède et le Canada, qui représentent ensemble 64 % de l'APD destinée à lutter contre la pollution plastique. Bien que représentant une part plus modeste du total, l'APD liée aux plastiques provenant de fournisseurs multilatéraux a augmenté sensiblement, passant d'une moyenne annuelle de 45 millions USD entre 2008 et 2015 à une moyenne annuelle de 79 millions USD entre 2016 et 2019 (+76 %). Le deuxième plus grand fournisseur globalement est la Banque asiatique de développement, qui a fourni 17 % de l'APD sur cette période.

Les récentes initiatives mises en place par les banques de développement sont le signe d'un engagement croissant des fournisseurs multilatéraux dans ce domaine dans les années à venir. Ainsi, la Banque

asiatique de développement a élaboré un Plan d'action pour des océans sains et des économies bleues durables pour la région Asie et Pacifique ; la Banque mondiale a créé le fonds ProBlue ; et la Banque européenne d'investissement a lancé l'initiative *Clean Ocean* avec la France et l'Allemagne. La coopération multilatérale et les organisations internationales peuvent aider les donateurs à aligner leurs objectifs et à éviter les aides bilatérales concurrentes ou redondantes.

En résumé, alors que l'APD ciblant la gestion des déchets solides et les plastiques a fortement augmenté ces dernières années, elle représente une très petite part des fonds nécessaires pour s'attaquer efficacement à la pollution plastique dans les pays à revenu faible et intermédiaire (comme indiqué dans la Section 7.3). Il est nécessaire de faire appel à d'autres sources pour assurer des niveaux de financement adéquats et pérennes. Il peut notamment s'agir de recettes perçues auprès des ménages et entreprises bénéficiaires des services publics de gestion des déchets, ou de subventions publiques et d'investissements privés Par exemple, Unilever, l'une des plus grandes entreprises de biens de consommation, a annoncé qu'elle contribuerait à collecter et à traiter plus d'emballage plastique qu'elle n'en vend d'ici 2025 en investissant dans des infrastructures de gestion des déchets et en s'associant avec des acteurs concernés (Global Plastic Action Partnership, 2021[33] ; Unilever, 2021[34]).[10] L'APD peut se révéler essentielle pour mobiliser de telles initiatives.

En plus des investissements dans le matériel de gestion des déchets, il sera également nécessaire d'améliorer le cadre réglementaire, les mécanismes de gouvernance et les capacités des acteurs clés. L'OCDE propose des conseils récents dans son Manuel de mise en œuvre pour des investissements de qualité dans les infrastructures (Encadré 7.2). En outre, les implications sociales des réformes de la gestion des déchets devront être prises en compte avec attention, car les pays à revenu faible et intermédiaire abritent souvent un grand nombre de récupérateurs informels qui pourraient voir leurs moyens d'existence affectés (voir l'Encadré 4.1 au Chapitre 4). Enfin, les conditions structurelles au niveau macro-économique (par exemple, pouvoir garantir que la loi est respectée et que la corruption ne détourne pas les investissements à d'autres fins), sont essentielles pour améliorer la gestion des déchets et prévenir les rejets de plastiques.

Encadré 7.2. Les infrastructures de gestion des déchets nécessitent des investissements, mais aussi des cadres réglementaires et des mécanismes de gouvernance solides

Des techniques efficaces et économiques et des infrastructures relativement peu sophistiquées comme la collecte de déchets mixtes et l'enfouissement sanitaire joueront certainement un rôle majeur dans la réduction de l'ampleur des rejets de plastiques dans les pays à revenu faible et intermédiaire. Le Manuel de mise en œuvre pour des investissements de qualité dans les infrastructures de l'OCDE met en avant les quatre exigences suivantes pour des investissements efficaces qui peuvent s'appliquer à la gestion des déchets :

- *Adopter les cadres d'action et les cadres réglementaires nécessaires* : instaurer un cadre institutionnel clair avec des responsabilités bien définies pour chaque acteur public, instaurer des normes et des obligations légales en matière de gestion des déchets, et élaborer des programmes de suivi pour vérifier leur respect.
- *Mettre en place des mécanismes de gouvernance solides* : prendre en compte l'avis des parties prenantes et élaborer une vision à long terme qui détermine les infrastructures de gestion des déchets nécessaires, acquérir les infrastructures d'une manière concurrentielle qui met à profit l'expertise à l'intérieur et à l'extérieur du pays, organiser la gestion des infrastructures conformément à la Recommandation de l'OCDE sur la gouvernance des infrastructures[1], et prévoir un mécanisme permettant d'intégrer les récupérateurs informels dans le système.
- *Garantir un financement adéquat et stable* : se concentrer non seulement sur l'investissement, mais aussi sur le financement des coûts récurrents de fonctionnement et de maintenance, fournir une protection suffisante aux investisseurs et garantir les paiements par la trésorerie nationale afin de soutenir les processus d'approvisionnement à l'échelle infranationale, envisager le recours à des instruments économiques tels que des taxes qui génèrent des recettes mais aussi des incitations à la prévention et au tri des déchets.
- *Renforcer la capacité des collectivités territoriales : les autorités locales sont généralement chargées de l'organisation de la collecte et de l'élimination des déchets ménagers et des petites entreprises. Elles ont besoin de suffisamment d'expertise technique pour superviser les opérations, de moyens juridiques pour faire appliquer les règles locales, de financement adapté ou de l'autorité nécessaire pour imposer des taxes locales, et de compétences communicationnelles pour informer et motiver la population.*

Note : [1]disponible à l'adresse https://legalinstruments.oecd.org/en/instruments/OECD-LEGAL-0460

Source : Manuel de mise en œuvre pour des investissements de qualité dans les infrastructures de l'OCDE, https://www.oecd.org/finance/oecd-implementation-handbook-for-quality-infrastructure-investment.htm

Références

AHEG (2020), *Chair's Summary for the Ad Hoc Open-Ended Expert Group on Marine Litter and Microplastics*, http://www.env.go.jp/press/files/en/871.pdf. [17]

AOISIS (2022), *Oceans Day Plastic Pollution Declaration*, https://www.aosis.org/launch-of-ocean-day-plastic-pollution-declaration/ (consulté le 20 juillet 2021). [20]

Banque mondiale (2021), *Population, total - Faible revenu, Revenu intermédiaire*, Banque mondiale, https://donnees.banquemondiale.org/indicateur/SP.POP.TOTL?locations=XM-XP. [30]

Barrowclough, D., C. Deere Birkbeck et J. Christen (2020), *Global trade in plastics: insights from the first life-cycle trade database*, UNCTAD Research Paper No. 53, UNCTAD/SER.RP/2020/12, Conférence des Nations Unies sur le commerce et le développement, décembre 2020, https://unctad.org/system/files/official-document/ser-rp-2020d12_en.pdf. [21]

CEN-CENELEC (2021), *Produits liés à l'énergie - Aspects utilisation rationnelle des matériaux pour l'écoconception*, CEN/CLC/JTC 10, https://standards.cencenelec.eu/dyn/www/f?p=205:32:0::::FSP_ORG_ID,FSP_LANG_ID:2240017,34&cs=16F3DDC059B7A1D881C71BD44506CD585 (consulté le 31 January 2022). [28]

Commission économique eurasiatique (2021), « Plan d'action de l'UE: « Vers une pollution zéro dans l'air, l'eau et les sols » », https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:a1c34a56-b314-11eb-8aca-01aa75ed71a1.0002.02/DOC_1&format=PDF (consulté le 12 octobre 2021). [36]

Commission OSPAR (2014), *Marine Litter Regional Action Plan*, OSPAR, Londres, https://www.ospar.org/documents?v=34422 (consulté le 25 octobre 2021). [9]

Convention sur la diversité biologique (2021), *Preparations for the Post-2020 Biodiversity Framework*, https://www.cbd.int/conferences/post2020 (consulté le 14 décembre 2021). [6]

Duncan, J. et al. (2020), *The Business Case for a UN Treaty on Plastic Pollution*, https://www.ellenmacarthurfoundation.org/our-work/activities/new-plastics-economy/projects/un-treaty (consulté le 1 mars 2021). [15]

EIA (2020), *Convention sur la Pollution plastique - Vers un nouvel accord mondial incluant une approche à plusieurs niveaux en matière de gouvernance, afin de résoudre les problèmes de pollution*, https://eia-international.org/wp-content/uploads/Convention-on-Plastic-Pollution_FR.pdf (consulté le 12 octobre 2021). [16]

Gilman, E. et al. (2016), *Abandoned, lost and discarded gillnets and trammel nets*, FAO, Rome. [11]

Global Plastic Action Partnership (2021), *Trade and the circular economy: a deep dive into plastics action in Ghana*, https://globalplasticaction.org/blog/trade-and-the-circular-economy-a-deep-dive-into-plastics-action-in-ghana/#:~:text=Plastic%20Action%20Partnership-,Trade%20and%20the%20Circular%20Economy%3A%20A%20deep,into%20plastics%20action%20in%20Ghana&text=The%20ca. [33]

GPML (2018), *Global Partnership on Marine Litter: Purpose, Function and Organization*, https://www.gpmarinelitter.org/who-we-are/objectives (consulté le 25 février 2021). [3]

ISO (2020), *Systèmes de management environnemental — Lignes directrices pour intégrer l'éco-conception*, ISO 14006:2020, Organisation internationale de normalisation. [27]

Laubinger, F. et P. Börkey (2021), « Labelling and Information Schemes for the Circular Economy »*, Documents de travail de l'OCDE sur l'environnement*, n° 183, Éditions OCDE, Paris, https://doi.org/10.1787/abb32a06-en. [38]

Laubinger, F. et al. (2021), « Modulated fees for Extended Producer Responsibility schemes (EPR) »*, Documents de travail de l'OCDE sur l'environnement*, n° 184, Éditions OCDE, Paris, https://doi.org/10.1787/2a42f54b-en. [23]

Ministère de l'Environnement (Japon) (2020), *G20 Report on Actions against Marine Plastic Litter*, https://g20mpl.org/wp-content/uploads/2020/11/G20mpl_20201130_IGES_second-edition.pdf (consulté le 19 février 2021). [13]

Nations Unies (2021), *Les 17 objectifs | Développement durable*, https://sdgs.un.org/fr/goals (consulté le 30 juillet 2021). [8]

NOAA et PNUE (2012), *The Honolulu Strategy: A Global Framework for Prevention and Management of Marine Debris*, https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/10670/Honolulu%20strategy.pdf?sequence=1&isAllowed=y (consulté le 25 février 2021). [5]

OCDE (2022), *The Cost of Preventing Ocean Plastic Pollution*, OCDE, Paris. [29]

OCDE (2021), *Trends of ODA for a sustainable ocean economy*, OCDE, Paris, https://oecd-main.shinyapps.io/ocean/. [31]

OCDE (2020), « Improving resource efficiency and the circularity of economies for a greener world »*, OECD Environment Policy Papers*, n° 20, Éditions OCDE, Paris, https://doi.org/10.1787/1b38a38f-en. [22]

OMC (2021), *Déclaration ministérielle sur la pollution par les plastiques et le commerce des plastiques écologiquement durable*, Dialogue informel sur la pollution par les plastiques et le commerce des plastiques écologiquement durable, WT/MIN(21)/8/Rev.2, Organisation mondiale du commerce, 10 décembre 2021, https://docs.wto.org/dol2fe/Pages/SS/directdoc.aspx?filename=r:/WT/MIN21/8R2.pdf&Open=True. [26]

Parker, L. (2019), *The world agrees there's a plastic waste crisis—can it agree on a solution?*, National Geographic. [2]

PNUE (2020), *Report on the inventory of technical and financial resources or mechanisms for supporting countries in addressing marine plastic litter and microplastics*, https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/35934/UNEP%20AHEG%204%20INF%207%20English%2028%20Oct%202020.pdf?sequence=7&isAllowed=y (consulté le 7 février 2022). [35]

PNUE (2019), « Surfer sur une vague de changement : la campagne Océans Propres célèbre deux années d'action », https://www.unep.org/fr/actualites-et-recits/recit/surfer-sur-une-vague-de-changement-la-campagne-oceans-propres-celebre (consulté le 25 février 2021). [4]

PNUE (2017), *Combating marine plastic litter and microplastics: An assessment of the effectiveness of relevant international, regional and subregional governance strategies and approaches*. [7]

PNUE (2014), *Regional Action Plan for Marine Litter Management in the wider Caribbean region (RAPMaLi)*, http://gefcrew.org/carrcu/CEP_TR_72-en.pdf (consulté le 27 octobre 2021). [37]

PNUE (1999), *Texte du Protocole relatif à la pollution due à des sources et activités terrestres à la Convention pour la protection et la mise en valeur du milieu marin dans la région des Caraïbes*, https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/34544/LBS_Protocol-fr.pdf?sequence=3&isAllowed=y (consulté le 27 octobre 2021). [10]

Rapport du Secrétaire général de l'ONU (2018), *Lacunes du droit international de l'environnement et des textes relatifs à l'environnement : vers un pacte mondial pour l'environnement*, https://digitallibrary.un.org/record/1655544?ln=fr (consulté le 25 février 2021). [1]

Schmidt, C., T. Krauth et S. Wagner (2017), « Export of Plastic Debris by Rivers into the Sea », *Environmental Science & Technology*, vol. 51/21, pp. 12246-12253, https://doi.org/10.1021/acs.est.7b02368. [32]

Simon, N. et al. (2021), « A binding global agreement to address the life cycle of plastics », *Science*, vol. 373/6550, pp. 43-47, https://doi.org/10.1126/science.abi9010. [14]

UICN (s.d.), « Geneva meeting deliberates on global convention to address plastic pollution ». [18]

UNEA (2021), *En prévision de la reprise de la session de l'Assemblée des Nations Unies pour l'environnement en 2022 – Message issu de la cinquième session de l'Assemblée tenue en ligne à Nairobi les 22 et 23 février 20211*, https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/36897/K2100600.pdf?sequence=1&isAllowed=y (consulté le 1 mars 2021). [19]

Unilever (2021), *Rethinking plastic packaging*, https://www.unilever.com/planet-and-society/waste-free-world/rethinking-plastic-packaging/. [34]

Wienrich, N., L. Weiand et S. Unger (2021), *Stronger together: The role of regional instruments in strengthening global governance of marine plastic pollution*, Institute for Advanced Sustainability Studies (IASS), Potsdam, https://doi.org/10.48440/iass.2021.008. [12]

Yada, J. et al. (2017), *Harmonization of product energy efficiency standards and free trade agreements: the role of international cooperation*, Partenariat international pour la coopération en matière d'efficacité énergétique (IPEEC), https://www.eceee.org/library/conference_proceedings/eceee_Summer_Studies/2017/2-policy-governance-design-implementation-and-evaluation-challenges/harmonization-of-product-energy-efficiency-standards-and-free-trade-agreements-the-role-of-international-coo. [25]

Yamaguchi, S. (2021), « International trade and circular economy - Policy alignment », *Documents de travail de l'OCDE sur les échanges et l'environnement*, n° 2021/02, Éditions OCDE, Paris, https://doi.org/10.1787/ae4a2176-en. [24]

Notes

[1] À l'exception de quelques plans d'action régionaux sur les déchets marins.

[2] Le Nouveau Cadre mondial pour la gestion de la nature à l'horizon 2030 comprend un objectif de réduction de la pollution issue de toutes les sources à des niveaux non préjudiciables pour la biodiversité, les fonctions écosystémiques et la santé humaine, y compris en éliminant les rejets de déchets plastiques.

[3] Le Plan d'action de l'UE : « Vers une pollution zéro dans l'air, l'eau et les sols » comprend un objectif devant amener les États membres de l'UE à réduire de 50 % les déchets plastiques en mer et de 30 % les microplastiques libérés dans l'environnement (Commission économique eurasiatique, 2021[36]).

[4] L'UNEA a déjà adopté des résolutions sur la pollution plastique des mers qui reconnaissent cette nouvelle menace (UNEA Résolution 1/6), demandent une évaluation des lacunes actuelles en matière de gouvernance (UNEA Résolution 2/11), définissent une vision pour la fin de la pollution plastique dans les océans (UNEA Résolution 3/7), et, plus récemment, reconnaissent la nécessité de renforcer la coordination et le partage des connaissances (UNEA Résolution 4/6).

[5] Le premier projet de Cadre mondial de la biodiversité pour l'après-2020, produit par le PNUE pour la Convention sur la diversité biologique, inclut l'objectif 7, qui vise l'élimination des rejets de déchets plastiques. Le projet de texte de Cadre mondial de la biodiversité pour l'après-2020 est en cours de négociation et devrait être adopté durant la seconde phase de la Conférence des Nations Unies pour la biodiversité en mai 2022, à Kunming, République populaire de Chine (Convention sur la diversité biologique, 2021[6]).

[6] Voir par exemple les interventions lors de la Conférence ministérielle sur les déchets marins et la pollution plastique sous les auspices du Programme des Nations Unies pour l'environnement, organisée à Genève et en ligne les 1er et 2 septembre 2021, Summary report 1–2 September 2021 (iisd.org).

[7] Le coût de prévention de la pollution plastique des mers (OCDE 2021)

[8] Le document de travail estime les coûts d'investissement et les coûts annualisés. Il ne s'agit pas d'une analyse coûts-avantages, dans la mesure où les avantages, comme les recettes tirées du recyclage dans le scénario d'ambition élevée, sont ignorés dans les modélisations. Les estimations de cette étude concernent la pollution par des plastiques en fin de vie, et ignorent les sources d'origine marine, les microplastiques primaires ou les rejets engendrés par la production (abrasion) ou par la consommation (déchets sauvages).

[9] Rapport sur l'inventaire des ressources techniques et financières ou des mécanismes pour aider les pays à lutter contre les microplastiques et les déchets plastiques marins, UNEP/AHEG/4/INF/7 (PNUE, 2020).

[10] Pour d'autres initiatives du secteur privé, voir PNUE (2020), Organisation Reports (ellenmacarthurfoundation.org) ou *Global Plastic Action Partnership (2021) Trade and the circular economy: a deep dive into plastics action in Ghana*.

Annexe A. Méthodes de modélisation utilisées pour constituer la Base de données des Perspectives mondiales des plastiques de l'OCDE

Cette annexe présente les méthodes appliquées pour fournir les estimations contenues dans le présent rapport et dans la Base de données des Perspectives mondiales des plastiques de l'OCDE. Ces estimations incluent l'utilisation de plastiques, la production de déchets plastiques, leur gestion et leurs répercussions environnementales, autrement dit (1) les rejets de plastiques dans l'environnement, en distinguant les fractions respectivement constituées de macroplastiques et de microplastiques, (2) les rejets de plastiques dans les milieux aquatiques, (3) les émissions de particules dues à l'abrasion des pneus et des freins et (4) les émissions de gaz à effet de serre (GES).

L'annexe se compose des sections suivantes :

- Vue d'ensemble du cadre de modélisation
- Modélisation de l'utilisation de plastiques dans le modèle ENV-Linkages.
- Modélisation des déchets plastiques et du destin des plastiques en fin de vie dans le modèle ENV-Linkages
- Modélisation des rejets de plastiques dans l'environnement (Université technique du Danemark).
- Modélisation des rejets de plastiques dans les milieux aquatiques (Laurent Lebreton)
- Modélisation des rejets de plastiques dans les milieux terrestres et aquatiques (Université de Leeds)
- Modélisation des rejets de plastiques dans les milieux aquatiques et terrestres (Base de données des Perspectives mondiales des plastiques de l'OCDE).
- Modélisation des émissions de particules dans l'air résultant de l'usure des pneus et des freins (Institut norvégien pour la recherche atmosphérique).
- Modélisation des émissions de gaz à effet de serre imputables aux plastiques dans le modèle ENV-Linkages.

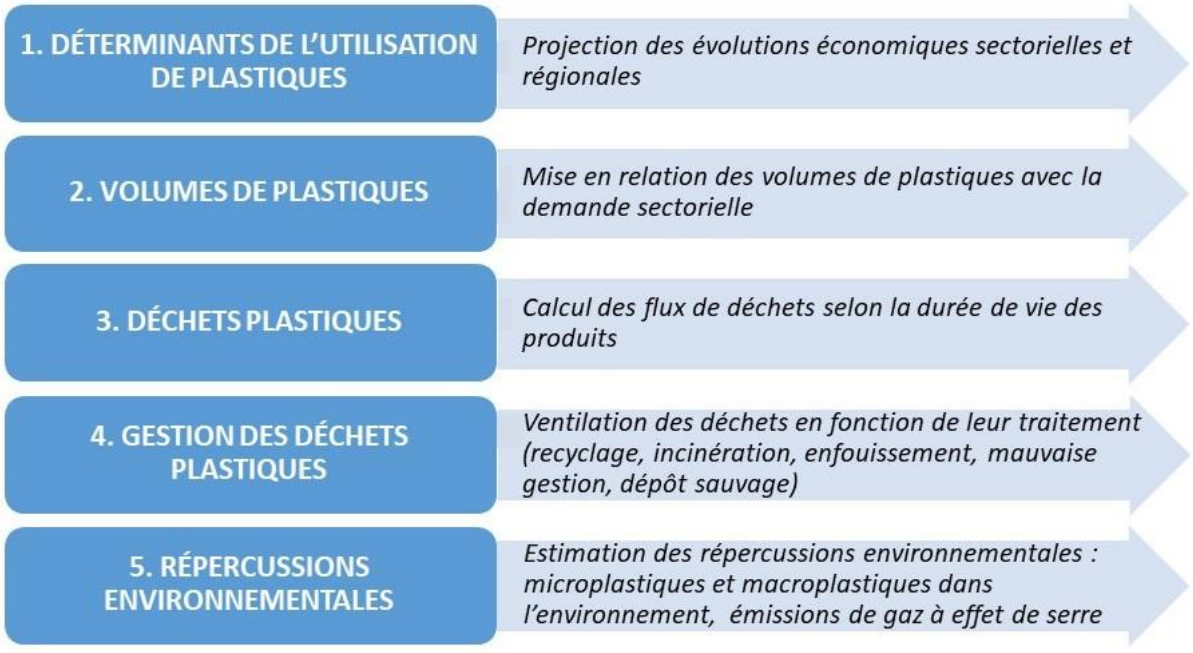
1.1. Vue d'ensemble du cadre de modélisation

Cette section explique plus en détail les méthodologies employées pour obtenir les estimations de l'utilisation de plastiques, des déchets plastiques et de leurs répercussions sur l'environnement, estimations qui sont présentées dans les Perspectives et figurent dans la base de données des Perspectives mondiales des plastiques de l'OCDE. Les estimations ont été établies en s'appuyant sur les résultats du modèle d'équilibre général calculable (EGC) de l'OCDE ENV-Linkages (Château, Dellink et Lanzi, 2014[1]), en comblant les lacunes dans les données existantes et en procédant à des projections des répercussions environnementales.

La modélisation des flux économiques, de l'utilisation de plastiques, des déchets plastiques et de leurs répercussions environnementales comporte différentes étapes, comme l'illustre le Graphique A A.1. Les estimations économiques sectorielles et régionales déterminent l'évolution de l'utilisation des plastiques au fil du temps. Les volumes de plastiques servent ensuite à calculer les déchets créés, compte tenu de la durée de vie des produits selon leurs différentes applications. Les déchets créés sont en outre ventilés selon le traitement auquel ils sont soumis, c'est-à-dire selon qu'ils sont recyclés (collectés en vue de leur recyclage), incinérés, enfouis, mal gérés ou qu'ils constituent des déchets sauvages (chapitre 2), en tenant compte des disparités régionales. Enfin, des estimations sont calculées pour un sous-ensemble de répercussions environnementales : rejets de microplastiques et de macroplastiques dans l'environnement, rejets dans les milieux aquatiques, émissions de particules imputables à l'usure des pneus et des freins, et émissions de GES.

L'analyse fait appel à une série d'outils de modélisation. Plus particulièrement, les estimations des flux économiques, de l'utilisation des plastiques, des déchets plastiques (étapes 1 à 4) et des émissions de gaz à effet de serre (étape 5) reposent sur les outils de modélisation internes de l'OCDE, alors que celles relatives aux autres répercussions environnementales (étape 5 également) sont issues de modèles externes. Une partie des informations fournies à l'étape 5 par les modèles externes ont été utilisées pour calibrer les modèles ENV-Linkages aux étapes 1 à 4.

Graphique A A.1. Étapes méthodologiques



ENV-Linkages, le modèle EGC dynamique interne de l'OCDE, sert de base à l'estimation des activités économiques à l'origine de l'utilisation de plastiques en 2019. Il s'agit d'un modèle multisectoriel et multirégional qui établit un lien entre les activités économiques et les aspects énergétiques et environnementaux. Château, Dellink et Lanzi (2014[1]) offrent une description plus poussée du modèle. Château, Rebolledo et Dellink (2011[2]) décrivent la procédure d'élaboration du scénario de référence, tandis que l'OCDE (2019[3]) illustre les résultats de référence récents.

Le modèle est fondé sur les matrices de comptabilité sociale (MCS) de la base de données GTAP 10 (Aguiar et al., 2019[4]). Cette base de données décrit les échanges bilatéraux, la production, la consommation et l'utilisation intermédiaire de biens et services, y compris le capital, le travail, les recettes

fiscales et leur emploi. 2014 constitue l'année de référence des MCS et du modèle. Afin d'obtenir des estimations pour 2019, il a donc été nécessaire de faire tourner le modèle ENV-Linkages jusqu'à 2019 (voir Encadré A.1 pour une vue d'ensemble du fonctionnement du modèle). Pour la période 2014 à 2019, les variations économiques à court terme sont conformes à celles enregistrées dans les bases de données internationales du Département des affaires économiques de l'OCDE (OCDE, 2020[5]) et du Fonds monétaire international (2020[6]).

En vue de l'élaboration des présentes Perspectives et de la Base de données des Perspectives mondiales des plastiques, le modèle ENV-Linkages a été enrichi de manière à intégrer des données sur l'utilisation de plastiques, leurs déchets et le traitement de ces derniers. Dans le modèle ENV-Linkages, les estimations relatives aux plastiques sont liées à celles de l'activité économique, et plus précisément à l'évolution de la production et de la consommation de biens dans les différents secteurs et les différentes régions. La section 2 de cette annexe expose comment l'utilisation de plastiques est représentée dans le modèle ENV-Linkages, tandis que la section 3 décrit la modélisation de la production de déchets et du destin de ces derniers en fin de vie. Le chapitre 2 présente un récapitulatif des sources de données.

Encadré A.1. Le modèle ENV-Linkages

Dans le modèle ENV-Linkages, la production s'inscrit par hypothèse dans un contexte de réduction au minimum des coûts, de marchés parfaits et de technologies à rendements d'échelle constants. La technologie de production est spécifiée sous la forme de fonctions de production imbriquées à élasticité de substitution constante (CES) s'inscrivant dans une hiérarchie ramifiée. Cette structure est reproduite pour chaque extrant, bien que le paramétrage des fonctions CES puisse différer selon les secteurs. Dans ce modèle, les technologies font l'objet d'une spécification *putty/semi-putty*, ce qui signifie que les possibilités de substitution entre les facteurs sont censées être plus fortes avec le nouveau capital qu'avec l'ancien. À court terme, cela confère une inertie au système économique, avec peu de possibilités de substitution des intrants les plus onéreux, mais permet à plus longue échéance un ajustement relativement souple des quantités aux variations de prix. L'accumulation de capital est modélisée comme dans le modèle traditionnel de croissance économique de type néo-classique établi par Solow/Swan, où la croissance économique est censée être le fruit d'une combinaison de travail, d'accumulation de capital et de progrès technique.

La consommation des ménages est le résultat d'un comportement de maximisation formalisé sur une période au moyen d'un « système linéaire de dépenses étendu ». Un consommateur représentatif de chaque région — qui considère les prix comme donnés — répartit de manière optimale son revenu disponible sur tout l'éventail des produits de consommation et d'épargne. L'épargne est considérée comme un bien ordinaire dans la fonction d'utilité et ne dépend donc pas de l'adoption d'un comportement prospectif par le consommateur. Dans chaque région, les administrations perçoivent différents types d'impôts pour financer les dépenses publiques. Dans l'hypothèse d'une épargne publique (ou d'un déficit public) fixe, le budget de l'État est équilibré par ajustement de l'impôt sur le revenu auquel les consommateurs sont assujettis. À chaque période, l'investissement, net de l'amortissement économique, est égal à la somme de l'épargne publique, de l'épargne des consommateurs et des flux nets de capitaux en provenance de l'étranger.

Les échanges internationaux se composent d'un ensemble de flux bilatéraux régionaux. Le modèle adopte la spécification d'Armington et suppose que les produits nationaux et les produits importés ne sont pas parfaitement substituables. En outre, les produits importés de régions différentes sont aussi imparfaitement substituables. La répartition des échanges entre les différents partenaires est donc fonction des prix relatifs à l'équilibre.

L'équilibre des marchés suppose que, d'une part, la production totale de tout bien ou service soit égale à la demande auprès des producteurs locaux, augmentée des exportations, et que, d'autre part, la demande totale soit répartie entre les demandes (finale et intermédiaire) adressées aux producteurs locaux et la demande d'importations.

Le modèle ENV-Linkages est totalement homogène du point de vue des prix et seuls comptent les prix relatifs. Tous les prix sont exprimés dans l'unité de compte du système de prix qui a été arbitrairement choisie : l'indice OCDE des prix à l'exportation des produits manufacturés. Chaque région dispose d'une balance des opérations courantes établie dans cette unité de compte.

ENV-Linkages étant un modèle récursif dynamique qui n'intègre pas de comportement prospectif, les variations des modes d'innovation induites par les prix ne s'y trouvent pas représentées. En revanche, le modèle tient compte du progrès technologique par le biais d'un ajustement annuel des différents paramètres de productivité, y compris, par exemple, l'amélioration autonome de l'efficacité énergétique et de la productivité du travail. En outre, vu que le choix des intrants est relativement plus flexible dans le cas de la production réalisée avec du nouveau capital, les technologies existantes peuvent se propager à d'autres entreprises. En conséquence, dans le cadre de modélisation EGC, les entreprises choisissent la combinaison d'intrants la moins coûteuse compte tenu de l'état actuel de la technologie. La différenciation du capital en fonction de son ancienneté permet que cette flexibilité soit plus grande à long terme qu'à brève échéance.

Source : Chateau, Dellink et Lanzi, (2014[1]).

L'agrégation sectorielle du modèle retenue pour le présent rapport est indiquée au Tableau A A.1, tandis que l'agrégation régionale est présentée au Tableau A A.2.

Tableau A A.1. Agrégation sectorielle du modèle ENV-Linkages

Agriculture, pêche et sylviculture	Industries manufacturières
Riz paddy	Produits alimentaires
Blé et méteil	Textiles
Autres céréales	Produits du bois
Légumes et fruits	Produits chimiques
Oléagineux	Produits pharmaceutiques de base
Canne à sucre et betterave sucrière	Produits en caoutchouc et en matière plastique primaires
Plantes à fibres	Produits en matière plastique secondaire
Autres cultures	Pâtes, papiers et produits de l'édition
Bétail et lait cru	Minéraux non métalliques
Autres produits d'origine animale	Produits métalliques ouvrés
Pêche	Électronique
Sylviculture	Équipement électrique
Industries non manufacturières	Véhicules automobiles
Extraction de charbon	Autre matériel de transport
Extraction de pétrole brut	Autres machines et outillage
Extraction de gaz naturel	Autres activités manufacturières, recyclage inclus
Autres activités extractives	Sidérurgie
Produits du pétrole et du charbon	Métaux non ferreux
Distribution de gaz	**Services**
Captage et distribution d'eau	Transport terrestre
Construction	Transport aérien
Transport et distribution d'électricité	Transport par voie navigable
Production d'électricité (8 technologies) : *nucléaire ; hydraulique (et géothermique) ; solaire ; éolienne ; issue de centrales au charbon ; issue de centrales au gaz ; issue de centrales au pétrole ; autre (combustibles renouvelables, déchets, etc.).*	Assurances Services marchands Services aux entreprises n.d.a. Activités immobilières Activités d'hébergement et de restauration
	Administration publique et défense
	Éducation
	Santé et action sociale

Source : modèle ENV-Linkages de l'OCDE

Tableau A A.2. Agrégation régionale du modèle ENV-Linkages

Macrorégions		Pays et régions du modèle ENV-Linkages	Principaux pays et territoires inclus
OCDE	OCDE Amérique	Canada	Canada
		États-Unis	États-Unis d'Amérique
		Autres OCDE Amérique	Chili, Colombie, Costa Rica, Mexique
	OCDE Europe	OCDE UE22	Allemagne, Autriche, Belgique, Danemark, Espagne, Estonie, Finlande, France, Grèce, Hongrie, Irlande, Italie, Lettonie, Lituanie, Luxembourg, Pays-Bas, Pologne, Portugal, République slovaque, République tchèque, Slovénie, Suède
		Autres OCDE Europe	Islande, Israël[1], Norvège, Royaume-Uni, Suisse, Turquie
	OCDE Pacifique	OCDE Asie	Corée, Japon
		OCDE Océanie	Australie, Nouvelle-Zélande
Non OCDE	Autres Amérique	Autres Amérique latine	Pays d'Amérique latine et des Caraïbes non membres de l'OCDE
	Eurasie	Autres UE	Bulgarie, Chypre[2], Croatie, Malte, Roumanie
		Autres Europe et région caspienne	Pays européens et de la région caspienne non membres de l'OCDE, y compris la Fédération de Russie
	Moyen-Orient et Afrique	Moyen-Orient et Afrique du Nord	Algérie, Arabie saoudite, Bahreïn, Égypte, Émirats arabes unis, Iraq, Koweït, Liban, Libye, Maroc, Oman, Qatar, République arabe syrienne, République islamique d'Iran, Sahara occidental, Tunisie, Yémen
		Autres Afrique	Afrique subsaharienne
	Autres Asie	Chine	République populaire de Chine, Hong Kong (Chine)
		Inde	Inde
		Autres pays d'Asie non membres de l'OCDE	Autres pays d'Asie et du Pacifique non membres de l'OCDE

Note : 1. Les données statistiques concernant Israël sont fournies par les autorités israéliennes compétentes et sous leur responsabilité. L'utilisation de ces données par l'OCDE est sans préjudice du statut des hauteurs du Golan, de Jérusalem-Est et des colonies de peuplement israéliennes en Cisjordanie aux termes du droit international. 2. Note de la Turquie : Les informations figurant dans ce document qui font référence à « Chypre » concernent la partie méridionale de l'Île. Il n'y a pas d'autorité unique représentant à la fois les Chypriotes turcs et grecs sur l'Île. La Turquie reconnaît la République turque de Chypre du Nord (RTCN). Jusqu'à ce qu'une solution durable et équitable soit trouvée dans le cadre des Nations Unies, la Turquie maintiendra sa position sur la « question chypriote ». Note de tous les États membres de l'OCDE et de l'Union européenne : La République de Chypre est reconnue par tous les membres des Nations Unies sauf la Turquie. Les informations figurant dans ce document concernent la zone sous le contrôle effectif du gouvernement de la République de Chypre.
Source : modèle ENV-Linkages de l'OCDE

1.2. Modélisation de l'utilisation de plastiques dans le modèle ENV-Linkages.

1.2.1. Volumes

Le modèle ENV-Linkages a été élargi afin d'intégrer les volumes d'utilisation de plastiques primaires et secondaires (recyclés). Les données sont exprimées en millions de tonnes métriques (Mt), et l'utilisation de plastiques est ventilée par région, par polymère et par application.

Les volumes de plastiques primaires reposent sur les données fournies par Ryberg et al. (2019[7]), qui actualisent et développent les travaux fondateurs de Geyer, Jambeck et Law (2017[8]), fournissant une base de données pour 2015. Étant donné que les estimations de Ryberg et al. (2019[7]) étaient fournies d'une part par région et par application, et d'autre part par application et par polymère, l'hypothèse d'une homogénéité des polymères par application a été posée à des fins d'estimation de l'utilisation de plastiques primaires par région, par polymère et par application.

Les volumes de plastiques secondaires pour 2015 ont été estimés selon une méthodologie qui établit le volume des plastiques secondaires à partir de celui des déchets collectés en vue du recyclage, en tenant

compte des pertes de recyclage. Les taux de perte, y compris les pertes de tri et les pertes de retraitement, ont été estimés à l'aide d'une méthodologie élaborée par l'Université de Leeds à partir d'un tour d'horizon de la littérature (section 0 de l'annexe).

Les estimations de l'utilisation de plastiques pour 2019 sont basées sur l'année 2015 et reposent sur le lien entre les volumes de plastiques en Mt et la valeur en USD des plastiques employés dans les différents secteurs, les estimations reposant sur le modèle ENV-Linkages de l'OCDE. En outre, la Base de données des Perspectives mondiales des plastiques de l'OCDE est complétée par l'utilisation de plastiques enregistrée par le passé, entre 1950 et 2014, et ce pour deux raisons. La première est qu'il faut pouvoir calculer avec précision les flux de déchets futurs, étant donné que les durées de vie des plastiques peuvent s'étendre sur des décennies. La seconde tient à la nécessité de disposer d'une base permettant de calculer les répercussions environnementales, du fait par exemple que les rejets de plastiques dans l'océan s'accumulent au fil du temps.

L'utilisation passée de plastiques au cours de la période 1950-2014 est calculée en plusieurs étapes. Tout d'abord, l'utilisation mondiale de plastiques est tirée de l'étude de Geyer, Jambeck et Law (2017[8]). La répartition régionale de l'utilisation de plastiques est ensuite établie au moyen des estimations pondérées des déchets issues d'une régression internationale des déchets municipaux solides sur le produit intérieur brut (PIB) par habitant réalisée à partir de la base de données What a Waste 2.0 (Kaza et al., 2018[9]), multipliées par les parts des différentes régions dans la consommation en 2015. Enfin, pour chaque région, la ventilation par polymère et par application est supposée constante jusqu'en 2014, conformément aux estimations de Ryberg et al. (2019[7]). Cette méthodologie se heurte aux limites imposées par la disponibilité des données (et elle est donc inévitablement imparfaite), mais elle fournit des estimations de l'utilisation de plastiques par région, par polymère et par application.

1.2.2. Flux économiques

Le modèle ENV-Linkages a été modifié de manière à tenir compte de la production de plastiques primaires et secondaires. ENV-Linkages est fondé sur la version 10 de la base de données GTAP (Aguiar et al., 2019[4]), qui fournit les flux économiques par secteur et par région pour l'année 2014. Dans la base de données initiale, la production de plastiques primaires et celle de plastiques secondaires sont intégrées dans un même secteur (Produits en caoutchouc et en matière plastique) ; la représentation des plastiques dans ENV-Linkages a été améliorée, l'objectif étant de pouvoir faire la distinction entre deux technologies, l'une produisant des plastiques primaires alors que l'autre produit des plastiques secondaires.

Tout comme les centrales au charbon et les centrales au gaz, qui fournissent un même produit (l'électricité), ces deux technologies produisent des plastiques similaires, avec une élasticité de substitution de 2. La production de plastiques a dès lors été ventilée à l'aide de deux sources de données. Tout d'abord, les parts totales dans la production de plastiques primaires et secondaires ont été établies à partir des volumes en tonnes précédemment décrits (Ryberg et al. (2019[7]) pour les plastiques primaires et estimations des auteurs pour les plastiques secondaires). Le Tableau A A.3 décrit la part de la technologie de production de plastiques secondaires telle qu'elle a été calculée. En outre, la base de données Exiobase 3 (Stadler et al., 2018[10]) a été utilisée pour adapter les structures de coûts. La principale différence tient aux intrants matériels mis en œuvre : la technologie primaire fait appel à des combustibles fossiles, alors que la technologie secondaire utilise des intrants issus de l'industrie chimique.

Tableau A A.3. Part de la technologie de production secondaire

	Région	Part de la technologie secondaire en 2015 (en tonnes)
OCDE Amérique	États-Unis	3.9 %
	Canada	4.6 %
	Autres pays d'Amérique membres de l'OCDE	6.8 %
OCDE Europe	Pays de l'OCDE membres de l'UE	9.0 %
	Pays de l'OCDE non membres de l'UE	5.9 %
OCDE Pacifique	OCDE Asie	6.3 %
	OCDE Océanie	2.4 %
Autres pays d'Amérique	Amérique latine	7.5 %
Eurasie	Autres UE	4.9 %
	Autres pays d'Eurasie	3.5 %
Moyen-Orient et Afrique	Moyen-Orient et Afrique du Nord	3.5 %
	Autres pays d'Afrique	4.5 %
Autres pays d'Asie	Chine	7.3 %
	Inde	6.5 %
	Autres pays d'Asie non membres de l'OCDE	4.8 %

Source : modèle ENV-Linkages de l'OCDE Plastiques primaires d'après Ryberg et al. (2019[7]). S'agissant du calibrage des plastiques secondaires, les sources de données pour les taux de recyclage sont détaillées dans le tableau A A.4 et les taux de perte associés au processus de recyclage sont tirés de Cottom et al. (2020[11]).

1.2.3. Lien entre les volumes et les flux économiques

Pour la modélisation de l'utilisation de plastiques dans ENV-Linkages, les données sur les volumes de plastiques par application et par polymère ont été mises en relation avec la structure de production sectorielle détaillée du modèle et avec la version 10 de la base de données GTAP qui en constitue le soubassement et ont été modifiées aux fins de prise en compte à la fois des plastiques primaires et des plastiques secondaires. Deux grandes sources de données (sur les volumes et les flux économiques précédemment décrits) ont été utilisées et mises en cohérence : (1) la production et la consommation de plastiques par secteur économique de la base de données GTAP10, adaptées en tenant compte d'une technologie de production primaire et secondaire, en valeurs monétaires, et (2) les flux régionaux d'un éventail de polymères plastiques et les flux de plastiques par application, exprimés en tonnes. Le Tableau A A.4 présente une cartographie synthétique des secteurs économiques et des applications des plastiques. Les valeurs initiales utilisées pour cette cartographie sont calibrées à l'aide des données de Ryberg et al. (2019[7]), la répartition des polymères par application à l'échelle mondiale étant combinée avec la répartition de l'utilisation totale de plastiques par région et par application. La répartition des polymères a été tirée des moyennes mondiales et appliquée aux diverses régions en tenant compte des structures économiques particulières de chacune d'elles.

Tableau A A.4. Cartographie de l'utilisation de plastiques par application en fonction des secteurs économiques

Secteurs d'intrants	Applications	Secteurs d'extrants	Polymères*
Plastiques	Bâtiment et travaux publics	Construction	ABS, ASA, SAN ; bioplastiques ; PEHD ; PEBD, PEBDL ; PP ; PS ; PUR ; PVC ; autres
	Produits de consommation et institutionnels	Activités d'hébergement et de restauration ; transport aérien ; éducation ; santé ; assurances ; bois d'œuvre ; minéraux non métalliques ; services aux entreprises ; autres activités manufacturières ; services publics ; transport terrestre ; pâtes, papiers et produits de l'édition ; immobilier ; textiles ; transport par voie navigable	ABS, ASA, SAN ; bioplastiques ; PEHD ; PEBD, PEBDL ; PP ; PS ; PUR ; PVC ; autres
	Équipements électriques/électroniques	Équipements électriques/électroniques	ABS, ASA, SAN ; bioplastiques ; PEHD ; PEBD, PEBDL ; PP ; PS ; PUR ; PVC ; autres
	Produits industriels/machines	Produits métalliques ouvrés ; sidérurgie ; métaux non ferreux ; machines et outillage	PEHD ; PEBD, PEBDL ; PP ; PUR
	Emballages	Produits alimentaires ; produits chimiques	Bioplastiques ; PEHD ; PEBD, PEBDL ; PET ; PP ; PS ; PUR ; PVC ; autres
	Produits de soins personnels	Produits chimiques	PEHD ; PET
	Transports – autres	Véhicules automobiles ; services publics ; autre matériel de transport	ABS, ASA, SAN ; bioplastiques ; fibres ; PEHD ; PEBD, PEBDL ; PP ; PUR ; PVC ; autres
	Autres	Autres secteurs	Autres
Produits chimiques	Revêtements marins	Autres activités manufacturières, autre matériel de transport	Revêtements marins
	Marquages routiers	Construction	Marquages routiers
	Secteur du textile – habillement	Textiles	Bioplastiques ; fibres
	Secteur du textile – autres	Textiles	Fibres
	Transports – pneus	Plastiques	Élastomères (pneus)

Note : *Voir le tableau 2.2 au chapitre 2 pour les abréviations et des exemples d'utilisation de ces polymères.
Source : modèle ENV-Linkages de l'OCDE

À partir de la base de données GTAP initiale, qui présente les données pour 2014, on procède à une projection de l'utilisation de plastiques primaires en suivant les flux de « plastiques » dans les différents secteurs de demande correspondants à partir des valeurs initiales, conformément à la méthodologie établie pour la publication de l'OCDE intitulée Global Material Resources Outlook (OCDE, 2019[3]). Le modèle tient notamment compte d'une série de chaînes de valeur des plastiques qui vont depuis la production initiale jusqu'à la demande finale et sont en tout ou partie fonction de la structure particulière de chaque économie régionale. La base de chacune de ces chaînes est constituée de matières premières allant depuis le « pétrole » ou la « biomasse » jusqu'aux « produits chimiques », qui servent ensuite à produire des « plastiques » utilisés en tant que biens intermédiaires ou par des secteurs tels que ceux des produits alimentaires, des appareils électroménagers, des véhicules automobiles ou de la construction, avant d'atteindre la demande finale. L'hypothèse sous-jacente est que le coefficient (USD/tonne par polymères, par application, par région) qui relie les flux monétaires aux flux physiques (en tonnes) est tenu constant. La production de plastiques est alors fonction de ces demandes, compte tenu des flux d'échanges et de l'utilisation de plastiques.

La projection de l'utilisation de plastiques et la distinction entre les plastiques primaires et secondaires destinés à répondre à la demande sont effectuées en trois étapes (après 2015). Premièrement, la

demande totale d'utilisation de plastiques est estimée en fonction de l'évolution de la demande de matières plastiques (produites par les technologies primaire et secondaire). Deuxièmement, les matières collectées et triées (également appelées « débris de plastique ») étant en règle générale totalement utilisées pour produire des plastiques secondaires – après correction pour tenir compte des taux de perte (voir la section 0 portant sur les pertes de tri et de retraitement dans cette annexe) –, le volume en tonnes des plastiques secondaires est fonction de la croissance du secteur secondaire dans les projections du modèle ENV-Linkages. Troisièmement, les volumes de production de plastiques primaires sont calculés en faisant la différence les deux valeurs précédentes, de telle sorte que la demande totale de plastiques soit satisfaite.

1.3. Modélisation des déchets plastiques et du destin des plastiques en fin de vie dans le modèle ENV-Linkages

1.3.1. Les déchets plastiques

Les déchets plastiques sont calculés en établissant un lien entre l'utilisation de plastiques et la distribution de leurs durées de vie selon les différentes applications (qui recouvrent de vastes gammes de produits). En particulier, les déchets plastiques sont calculés en fonction de l'utilisation de plastiques (en volume), conformément à Geyer, Jambeck et Law (2017[8]), à l'aide d'une méthodologie reposant sur la distribution des durées de vie[1], l'hypothèse d'une homogénéité à l'échelle mondiale étant posée.

Les déchets plastiques des différentes applications sont regroupés en trois grandes catégories : Déchets municipaux solides (DMS), Autres, et Marquages et microbilles. Les DMS incluent les emballages, les produits de consommation et institutionnels, les équipements électriques/électroniques et les textiles. La catégorie « Autres » intègre les déchets qui ne relèvent pas des DMS, c'est-à-dire pour l'essentiel les déchets engendrés par les applications industrielles (notamment dans les secteurs du bâtiment et des travaux publics, des produits industriels et des machines, et dans celui des transports). Les marquages et microbilles constituent un flux de déchets très restreint qui englobe les revêtements marins, les marquages routiers et les produits de soins personnels.

1.3.2. Destins en fin de vie

Les déchets plastiques sont répartis entre différents flux de gestion des déchets (selon leur destin en fin de vie) grâce à l'application de parts en fin de vie variables selon les pays, les polymères et les catégories de déchets. Les déchets plastiques qui relèvent des catégories « DMS » et « Autres » peuvent être (1) recyclés, (2) incinérés ou (3) mis au rebut. Dans ce dernier cas, on distingue en outre les déchets selon qu'ils sont mis en décharge contrôlée, mal gérés ou qu'ils constituent, dans le cas des DMS, des déchets sauvages. Les déchets sauvages sont considérés comme une catégorie distincte afin de tenir compte du fait que leurs déterminants et leur distribution géographique ne sont pas les mêmes que pour la mauvaise gestion des déchets (celle-ci se produit principalement dans les régions qui manquent d'infrastructures de base de gestion des déchets). Les déchets sauvages représentent, par postulat, une part constante des déchets municipaux solides, conformément à l'hypothèse formulée par Jambeck et al. (2015[12]). Les marquages et microbilles forment un flux de déchets très restreint (par sa masse) qui est supposé échapper à toute gestion et aboutir directement dans l'environnement.

Les sources dont sont issues les parts des différents destins en fin de vie pour l'année 2019 sont variables selon les régions. Les parts du recyclage des plastiques (définies ici par la proportion des matières collectées en vue de leur recyclage) sont fixées de manière exogène en s'appuyant sur diverses sources, principalement nationales (Tableau A A.5). Pour tenir compte des activités de recyclage informel non déclarées (qui entraînent une sous-évaluation des taux de recyclage des plastiques) ou d'un excès d'optimisme dans les taux de recyclage déclarés, tous les taux de recyclage déclarés ont été vérifiés,

ajustés et validés par des consultations auprès d'experts et par une modélisation réalisée par Ed Cook, Josh Cottom et Costas Velis de l'Université de Leeds.

Les parts du recyclage sont ensuite ventilées entre les polymères en multipliant les parts du recyclage des plastiques par des coefficients tenant compte de la recyclabilité et de la valeur des différents polymères, tels qu'ils ont été établis après consultation des experts, et en veillant à ce que les estimations des volumes recyclés ne soient pas supérieures aux capacités de recyclage disponibles. De manière générale, le PET et le PEHD sont supposés présenter les taux de recyclage les plus élevés, devant le PEBD, le PP et le PVC (pour le secteur de la construction). Le PUR, les fibres, les élastomères, les bioplastiques, les revêtements marins et les marquages routiers ne sont pas recyclés, tandis que seule une très petite partie du PS, de l'ABS, de l'ASA, du SAN et des autres polymères est recyclée.

Tableau A A.5. Sources de données pour les taux de recyclage des plastiques dans l'année de référence

Région	Taux de recyclage : sources et hypothèses
États-Unis	Agence pour la protection de l'environnement des États-Unis (EPA) (2020[13] ; 2020[14])
Canada	Environnement et changement climatique Canada (2019[15])
Autres OCDE Amérique	D'après SEMARNAT (2020[16]) et FCH (2021[17])
Pays de l'OCDE membres de l'UE	Les taux de recyclage des différents polymères ont été déterminés d'après l'avis des experts avant d'être appliqués aux volumes de polymères collectés en vue de leur recyclage dans le modèle ENV-Linkages*.
Autres UE	
Pays de l'OCDE non membres de l'UE	Sur la base des données relatives à l'UE ajustées en fonction de la proportion du taux de recyclage des DMS de la région par rapport au taux de recyclage des DMS de l'UE d'après What a Waste 2.0 (Kaza et al., 2018[9])
OCDE Pacifique	Institut de gestion des déchets plastiques (2019[18]) et avis d'experts pour évaluer les taux de recyclage des plastiques en Corée
OCDE Océanie	Gouvernement australien (2020[19])**
Amérique latine	Sur la base de la catégorie « Autres OCDE Amérique », ajustée pour tenir compte d'un secteur informel plus développé
Autres Eurasie	What a Waste 2.0 (Kaza et al., 2018[9])
Moyen-Orient et Afrique du Nord	What a Waste 2.0 (Kaza et al., 2018[9])
Autres Afrique	What a Waste 2.0 (Kaza et al., 2018[9])
Chine	Rapport du ministère du Commerce sur le développement de l'industrie chinoise du recyclage (2013-18) (2019[20])
Inde	Central Pollution Control Board (2019[21]) et ONUDI (2020[22])
Autres pays d'Asie non membres de l'OCDE	What a Waste 2.0 (Kaza et al., 2018[9])

Note : *Pour l'UE, le taux de recyclage calculé pour l'ensemble des plastiques a été comparé avec les chiffres présentés par Plastics Europe (2020[23]). Dans la Base de données des Perspectives mondiales des plastiques de l'OCDE, la quantité de plastiques prise en compte pour le calcul du taux de recyclage est sensiblement plus élevée (le dénominateur : les fibres et d'autres plastiques qui ne sont que rarement recyclés sont inclus dans l'ensemble des plastiques dans la Base de données des Perspectives mondiales des plastiques de l'OCDE). Aussi le taux de recyclage des plastiques qui figure dans la Base de données des Perspectives des plastiques de l'OCDE est-il inférieur à celui indiqué par Plastics Europe (2020[23]). ** Un rapport actualisé est disponible : Gouvernement australien (2021[24]).

Le recours à l'incinération en tant que mode de traitement des déchets dépend de chaque pays et il est fonction de facteurs historiques et des densités démographiques locales. La part des déchets plastiques incinérés est étroitement liée à la part de l'ensemble des déchets solides qui est incinérée. Par conséquent, les parts de l'incinération sont fixées de telle sorte que le rapport entre la part de l'incinération et la part du non-recyclage soit égal à ce même rapport pour l'ensemble des DMS dans la base de données What a waste 2.0 (Kaza et al., 2018[9]). Par ailleurs, les mêmes parts d'incinération s'appliquent dans le cas des déchets plastiques n'entrant pas dans les DMS, autrement dit pour la catégorie des « Autres » déchets.

La part des déchets mis au rebut est quant à elle égale au solde, l'hypothèse que 2 % des DMS sont à tout moment constitués de déchets sauvages étant posée (Jambeck et al., 2015[12]). La part mise au rebut

est ensuite subdivisée en deux catégories selon que les déchets sont mis en décharge contrôlée ou qu'ils sont mal gérés. Dans cette analyse, la mauvaise gestion des déchets recouvre leur mise en décharge brute et leur traitement par des moyens non pris en compte pour tous les niveaux de revenu, à l'exception des pays à faible revenu et à revenu intermédiaire de la tranche inférieure, pour lesquels la mise en décharge dans des conditions non spécifiées, le déversement dans les cours d'eau, ainsi que d'autres catégories sont également pris en considération sur la base des données nationales relatives aux DMS (Kaza et al., 2018[9]), tout comme sur les hypothèses formulées par Jambeck et al. pour la version antérieure de la base de données (2015[12]). De manière générale, la part des déchets plastiques mal gérés dans l'ensemble des déchets plastiques diminuera vraisemblablement au fur et à mesure de l'augmentation du niveau de revenu. Sur la base de cette hypothèse et des données sur les DMS tirées de Kaza et al. (2018[9]), la part des déchets plastiques mal gérés a été estimée en procédant à une régression du rapport entre les déchets mal gérés et les déchets mis au rebut sur le PIB par habitant, en tenant compte des différences réglementaires entre les pays membres et non membres de l'OCDE à l'aide d'une variable muette « OECD ». Plus précisément, la régression suivante a été estimée pour les 156 pays pour lesquels des données complètes étaient disponibles :

$$MIS_i/(MIS_i + LAN_i) = \alpha + \beta * ln(gdp_pc_i) + OECD_i$$

où MIS_i = déchets mal gérés/DMS, LAN_i = déchets enfouis/DMS, gdp_pc_i = PIB par habitant et $OECD_i$ = variable muette pour les pays de l'OCDE, i = pays.

Finalement, la part des déchets enfouis est égale au solde.

S'agissant de la période 1980-90, les données historiques relatives aux parts respectives du recyclage, de l'incinération et de la mise au rebut des déchets plastiques sont tirées de Geyer, Jambeck et Law (2017[8]) pour quatre régions – États-Unis, Union européenne, Chine et Reste du monde. Puis des données granulaires sur les taux de recyclage et d'incinération des DMS provenant de Kaza et al. (2018[9]) ont été utilisées pour cartographier les parts historiques observées en 1990 pour les 15 régions du modèle ENV-Linkages, ces parts faisant ensuite l'objet d'une interpolation linéaire pour la période 1990-2018 conformément à la méthodologie précédemment appliquée par Geyer, Jambeck et Law (2017[8]). Les données historiques portant sur la mauvaise gestion et l'enfouissement des déchets sont traitées selon la même méthodologie que pour l'année de référence.

1.3.3. Pertes de tri et de retraitement (Université de Leeds)

Les déchets plastiques collectés pour être recyclés incluent presque toujours certaines matières et certains articles non plastiques. Par ailleurs, les déchets plastiques collectés sont généralement composés d'une multitude de plastiques aux caractéristiques physiques et chimiques variables. Le degré d'utilité de ces éléments, objets et fragments pour une entreprise de retraitement dépend d'un large éventail de facteurs qui influent sur la valeur des matières. En règle générale, les pays à revenu élevé mettent en œuvre des dispositifs (programmes) de collecte des matières recyclables destinés à réunir une grande masse de matières au moyen d'un système simple, accessible, et facile à comprendre pour la population. À l'inverse, dans les pays à faible revenu et à revenu intermédiaire, la collecte de déchets plastiques en vue de leur recyclage est assurée par des travailleurs informels (secteur du recyclage informel) qui procèdent à une collecte sélective (picorage) des éléments et des objets dont la valeur est la plus élevée, préférant la qualité et la concentration à la quantité. Même après une collecte sélective effectuée avec soin, les articles en plastique contiennent une multitude de matières et d'objets qui s'y retrouvent volontairement ou involontairement agrégés, coincés, collés, ou qui sont entraînés avec eux, et qui doivent être retirés du plastique dominant avant qu'il puisse être broyé et refondu sous pression dans une extrudeuse. Cottom ***et al.*** dressent une liste des caractéristiques des déchets plastiques et de leur influence sur la valeur des matières, et donc sur leur recyclabilité (2020[11]).

Le plus souvent, on ne dispose pas de données robustes et généralisables sur les taux de pertes aux stades du tri et du retraitement des déchets plastiques collectés pour être recyclés. Hestin, Faninger et

Milios (2015[25]) ont proposé les chiffres de 18 % et 30 % pour le tri et le retraitement, respectivement, sur la base d'une enquête auprès des entreprises européennes de retraitement. Cependant, la nature de cette enquête n'était pas précisée et il se peut que les matières et les objets plastiques et non plastiques aient été parallèlement aux pertes de plastique. Le modèle ENV-Linkages ne s'intéresse qu'aux plastiques,, de sorte que les données sur les matières non plastiques ont été soustraites de cette composante du modèle.

L'Université de Leeds a élaboré un modèle théorique basé sur la valeur des matières et applicable aux déchets plastiques collectés pour être recyclés dans les pays à revenu élevé et dans les pays à faible revenu et à revenu intermédiaire. Étant donné que les systèmes de collecte et de tri sont extrêmement variables à l'échelle mondiale, ces deux grands groupes ont été retenus du fait que les pays à revenu élevé mettent largement en œuvre la collecte d'un flux unique de déchets secs à recycler ou une collecte conjointe des déchets plastiques mélangés et des emballages métalliques. À l'inverse, dans les pays à faible revenu et à revenu intermédiaire, la collecte de déchets plastiques en vue de leur recyclage est largement assurée par le secteur du recyclage informel, dont les acteurs procèdent à une collecte sélective des matières et présentent des taux de pertes bien moins élevés.

Pour estimer les pertes de recyclage dans le cas des déchets d'emballage collectés dans les pays à revenu élevé en vue d'être recyclés, on s'est appuyé sur une série de données (Chruszcz et Reeve, 2018[26]) présentant une moyenne pondérée de tous les types de systèmes de collecte sur l'ensemble du territoire du Royaume-Uni. Pour le PEBD, il a été procédé à une approximation sur la base des données dont font état Lau et al. (2020[27]) (modèle P_2O), vu que le PEBD est principalement utilisé sous forme de feuille souple aux fins d'emballage. Bien que le PEBD soit habituellement collecté pour être recyclé, il ne fait presque jamais l'objet d'un retraitement dans les pays à revenu élevé lorsqu'il est issu des déchets ménagers post-consommation du fait des problèmes de contamination de surface et de sélection qui sont décrits au

Tableau A A.6. D'autre part, le PEBD post-consommation provenant de sources commerciales est habituellement recyclé dans les pays à revenu élevé étant donné qu'il est facile à collecter de manière sélective et séparée et qu'il peut être extrudé à sec, souvent sans nécessiter d'importantes opérations de nettoyage. Il s'ensuit un faible taux de perte. On a utilisé les hypothèses formulées par Lau et al. (2020[27]) pour déterminer la proportion de la matière issue de sources commerciales/institutionnelles par rapport à celle de source ménagère.

Ces différentes probabilités ont été estimées à l'aide des données sur les coûts synthétisées par SystemiQ et par The Pew Charitable Trust (2020[28]), sur les impératifs de recyclabilité décrits par Recoup (2019[29]) et sur les données sur la matière effectivement recyclée dont font état Antonopoulos, Faraca et Tonini (2021[30]) ainsi que Plastics Recyclers Europe (2020[31]). De manière générale, il a été considéré que le PEHD, le PET et le PEBD ont une probabilité de 100 % d'être sélectionnés en vue de leur retraitement dans les installations de valorisation des matériaux, alors que cette probabilité est de 0 % dans le cas du PVC et du PS. Les constatations sont plus claires pour les emballages en PVC, mais Antonopoulos, Faraca et Tonini (2021[30]) signalent qu'une partie du PS post-consommation est sélectionnée en vue du retraitement en Europe. Cependant, d'après Plastics Recyclers Europe (2020), il s'agit de quantités réduites et inhabituelles, et il est vraisemblable qu'elles ne concernent pas la matière post-consommation. La probabilité a été fixée à zéro dans le cas des emballages, mais une probabilité globale de 98.5 % a été retenue de manière à tenir compte des quelques rares cas de retraitement de la matière utilisée à d'autres fins que l'emballage.

Les taux de perte au stade du retraitement ont été estimés de manière approximative à l'aide des données sur la teneur en plastique tirées de Roosen et al. (2020[32]).La teneur en d'autres matières que le plastique a été exclue, et les masses relatives ont été normalisées.

Il a été supposé que les pays à revenu élevé disposent de systèmes de collecte formels, et que les emballages plastiques dont il est question ici subissent un certain taux de perte au stade du tri comme à celui du retraitement. Dans les pays à faible revenu et à revenu intermédiaire, la collecte est par hypothèse

assurée de manière informelle, c'est pourquoi les taux de perte ne sont censés être observés qu'au stade du retraitement, puisque les acteurs informels procèdent à une collecte sélective.

Les hypothèses concernant les applications hors emballage reposent pour une large part sur les estimations réalisées par l'équipe d'experts du projet, faute de données publiées permettant de les étayer. Les produits de consommation et institutionnels sont supposés être identiques à ceux destinés à l'emballage, sauf dans le cas du PVC, qui fait l'objet d'un certain recyclage d'après les données de VinylPlus (2019[33]). Pour les textiles (fibres), faute d'autres données robustes, une estimation de 20 % provenant de la modélisation financière réalisée par Thompson et al. (2012[34]) a été utilisée. Les lecteurs doivent noter que ce taux de perte est une approximation partant de l'hypothèse que les textiles post-consommation sont recyclés en fibres effilochées et/ou en bourre (rembourrage) et ne sont pas des éléments « réutilisés », ceux-ci n'entrant pas dans le champ de la présente étude.

Tableau A A.6. Hypothèses utilisées pour déterminer les taux de perte pour les déchets d'emballages plastiques collectés pour être recyclés

Élément en plastique[1]	Type de plastique par polymère dominant[1]	Composition pondérée[1]	Pays à revenu élevé			Pays à faible revenu et revenu intermédiaire		
			Probabilité d'être rejeté avant retraitement[2]	Taux de perte au stade du retraitement ajusté pour tenir compte de la freinte[3]	Pertes nettes après tri et retraitement[4]	Probabilité d'être rejeté avant retraitement[2]	Taux de perte au stade du retraitement ajusté pour tenir compte de la freinte[3]	Pertes nettes après tri et retraitement[4]
Film sacs de recyclage des AL	PEBD	2.9	100	0.00	2.90	25	1.00	0.75
FILM Autres films	PEBD	11.2	100	0.00	11.20	25	1.00	2.88
FILM Sacs de transport	PEBD	1.5	100	0.00	1.50	25	1.00	0.39
B PET NATUREL	PET	26.4	0	13.45	3.55	0	13.45	3.55
B PET JAZZ	PET	3.1	0	13.45	0.42	0	13.45	0.42
B PEHD Bouteilles de lait	PEHD	13.2	0	15.93	2.10	0	15.93	2.10
B PEHD Toutes bouteilles sauf celles de lait	PEHD	7.7	0	15.93	1.23	0	15.93	1.23
B PVC TOTAL	PVC	0	100	0.00	0.00	100	0.00	0.00
B PP TOTAL	PP	0.4	50	21.31	0.24	0	21.31	0.09
Emballages PET NATUREL	PET	10.3	0	14.63	1.51	0	14.63	1.51
Emballages PET JAZZ	PET	0.5	0	14.63	0.07	0	14.63	0.07
Emballages PEHD NATUREL	PEHD	0.1	100	0.00	0.10	0	14.63	0.01
Emballages PEHD JAZZ	PEHD	0.6	100	0.00	0.60	0	14.63	0.09
Emballages PVC TOTAL	PVC	0.1	100	0.00	0.10	100	0	0.10
Emballages PP NATUREL	PP	4.4	100	0.00	4.40	0	2.08	0.09
Emballages PP JAZZ	PP	5.3	100	0.00	5.30	0	2.08	0.11
Emballages PS TOTAL	PS	1.5	100	0.00	1.50	100	0	1.50
Emballages PSE TOTAL	PSE	0.4	100	0.00	0.40	100	0	0.40
PET noir	PET	1.9	100	0.00	1.90	100	0	1.90

Élément en plastique[1]	Type de plastique par polymère dominant[1]	Composition pondérée[1]	Pays à revenu élevé			Pays à faible revenu et revenu intermédiaire		
			Probabilité d'être rejeté avant retraitement[2]	Taux de perte au stade du retraitement ajusté pour tenir compte de la freinte[3]	Pertes nettes après tri et retraitement[4]	Probabilité d'être rejeté avant retraitement[2]	Taux de perte au stade du retraitement ajusté pour tenir compte de la freinte[3]	Pertes nettes après tri et retraitement[4]
PP noir	PP	0.6	100	0.00	0.60	100	0	0.60
Autres noirs	Mélange	1.1	100	0.00	1.10	100	0	1.10
Autres	Mélange	0.2	100	0.00	0.20	100	0	0.20
Non identifié	Mélange	1.9	100	0.00	1.90	100	0	1.90
Plastiques hors emballages	Mélange	4.4	100	0.00	4.40	100	0	4.40

Source : 1. Chruszcz et Reeve (2018[26]). 2. Hypothèses reposant sur la valeur des polymères d'après SYSTEMIQ et The Pew Charitable Trust (2020[28]), sur la recyclabilité indiquée par Recoup (2019[29]), ainsi que sur les matières qui ont été recyclées, selon Antonopoulos, Faraca et Tonini (2021[30]) et Plastics Recyclers Europe (2020[31]). 3. Roosen et al (2020[32]).

Tableau A A.7. Taux de perte moyens par type de plastiques et par application pour les pays à revenu élevé et les pays à faible revenu et à revenu intermédiaire (hors DMS)

Type de plastique par polymère dominant	Bâtiment et travaux publics			Produits industriels/machines			Autres			Transports – autres			Total (t y^{-1})
	Total (t y^{-1})	Taux de perte PRE (%)	Taux de perte PFRRI (%)	Masse (t y^{-1})	Taux de perte PRE (%)	Taux de perte PFRRI (%)	Total (t y^{-1})	Taux de perte PRE (%)	Taux de perte PFRRI (%)	Total (t y^{-1})	Taux de perte PRE (%)	Taux de perte PFRRI (%)	
Fibres							0.1	100.0	100.0	0.0	100.0	100.0	0.1
PEHD	1.0	20.0	5.0	0.1	20.0	5.0	1.1	20.0	5.0	0.6	98.0	90.0	2.9
PEBD, PEBDL	0.1	2.0	2.0	0.1	2.0	2.0	0.7	2.0	2.0	0.1	98.0	90.0	1.0
Autres	0.0	100.0	100.0				0.2	100.0	100.0	0.1	100.0	100.0	0.4
PP	0.2	20.0	5.0	0.1	20.0	5.0				1.2	100.0	100.0	1.5
PS	0.1	100.0	100.0				0.1	100.0	100.0				0.2
PUR	0.1	40.0	10.0	0.0	40.0	10.0	0.4	40.0	10.0	0.2	100.0	100.0	0.6
PVC	0.6	18.7[3]	18.7[3]				0.4	40.0	18.7[3]	0.1	100.0[3]	100.0[3]	1.1

Source : estimation calculée par l'Université de Leeds 1. Estimation calculée d'après Chruszcz et Reeve (2018[26]) et Roosen et al. (2020[32]). 2. Estimation calculée d'après Lau et al. (2020[27]). 3. Valeur approchée sur la base des données fournies par VinylPlus (2019[33]). 4. Thompson Willis et Morley (2012[34]).

Par souci de simplicité, il a été supposé que l'Union européenne, les États-Unis et le Canada possèdent des systèmes de collecte formels alors que, dans toutes les autres régions, la collecte en vue du recyclage est principalement assurée de manière informelle. La Chine fait exception, cette région étant en partie passée d'une collecte informelle à une collecte formelle en vue du recyclage. Faute de données robustes sur le secteur du recyclage informel, on est parti de l'hypothèse, pour cet élément du modèle, que le rapport entre les parts respectives de la collecte en vue du recyclage informelle/formelle est de 70/30.

Le Tableau A A.8 présente le résultat des calculs techniques. Les taux de perte suggérés à l'origine sur la base des estimations calculées s'élevaient à 100 % pour le PS et à 98.1 % pour la catégorie « Autres », mais ces taux de perte ont été plafonnés au taux de perte du PEBD, l'objectif étant de tenir compte du fait que ces polymères sont parfois recyclés, mais en petites quantités seulement. Par ailleurs, pour tenir compte du fait qu'une grande part du recyclage du PET est plutôt un décyclage du PET par sa transformation en fibres, la modélisation suppose que 35 % du PET recyclé est transformé en fibres.

Tableau A A.8. Taux de perte moyens par type de plastiques et par région pour les DMS et les autres déchets, considérés conjointement

Taux de perte en pourcentage des plastiques collectés pour être recyclés, 2016.

		ABS, ASA, SAN	Fibres	PEHD	PEBD, PEBDL	Autres	PET	PP	PS	PUR	PVC	Moyenne
OCDE Amérique	USA	100 %	54 %	27 %	60 %	44 %	18 %	94 %	49 %	57 %	43 %	50 %
	Canada	100 %	55 %	26 %	60 %	43 %	18 %	95 %	49 %	57 %	43 %	49 %
	Autres pays d'Amérique membres de l'OCDE	100 %	64 %	17 %	59 %	29 %	18 %	24 %	50 %	28 %	47 %	30 %
OCDE Europe	Pays de l'OCDE membres de l'UE	100 %	59 %	24 %	57 %	38 %	18 %	90 %	42 %	53 %	35 %	44 %
	Pays de l'OCDE non membres de l'UE	100 %	60 %	24 %	60 %	36 %	18 %	92 %	45 %	53 %	37 %	46 %
OCDE Pacifique	OCDE Asie	100 %	48 %	22 %	62 %	30 %	18 %	92 %	46 %	50 %	35 %	44 %
	OCDE Océanie	100 %	30 %	26 %	67 %	64 %	18 %	50 %	45 %	56 %	41 %	40 %
Autres pays d'Amérique	Amérique latine	100 %	64 %	16 %	60 %	26 %	18 %	22 %	54 %	27 %	54 %	29 %
Eurasie	Autres UE	100 %	56 %	26 %	63 %	58 %	18 %	52 %	44 %	53 %	44 %	41 %
	Autres pays d'Eurasie	100 %	55 %	26 %	65 %	58 %	18 %	50 %	49 %	55 %	49 %	41 %
Moyen-Orient et Afrique	Moyen-Orient et Afrique du Nord	100 %	54 %	19 %	64 %	38 %	18 %	31 %	49 %	36 %	45 %	33 %
	Autres pays d'Afrique	100 %	71 %	16 %	61 %	22 %	18 %	21 %	53 %	24 %	56 %	30 %
Autres pays d'Asie	Chine	100 %	54 %	20 %	62 %	34 %	18 %	48 %	54 %	39 %	54 %	36 %
	Inde	100 %	34 %	19 %	67 %	39 %	18 %	27 %	59 %	38 %	60 %	32 %
	Autres pays d'Asie non membres de l'OCDE	100 %	47 %	23 %	64 %	49 %	18 %	41 %	55 %	47 %	56 %	37 %
Moyenne mondiale		100 %	53 %	22 %	61 %	38 %	18 %	63 %	49 %	46 %	43 %	40 %

Source : modèle ENV-Linkages de l'OCDE, d'après Cottom et al. (2020[11]).

1.3.4. Modélisation des échanges internationaux de déchets plastiques

Le modèle ENV-Linkages a été étendu aux fins de prise en compte des échanges internationaux de déchets plastiques par application et par type de polymère. Les volumes des exportations et des importations de déchets plastiques sont calculés en deux étapes à partir de la base de données Comtrade de l'ONU (Division de statistique des Nations Unies, 2020[35]). Premièrement, les exportations totales de déchets plastiques par pays et par polymère sont estimées par la part des exportations de plastiques (Comtrade) par rapport au volume des déchets plastiques (résultat du modèle ENV-Linkages). Deuxièmement, les exportations sont réparties entre les différents pays partenaires et les divers polymères en fonction du poids respectif des différents pays et polymères calculé par projection pour 2019, et des données historiques pour les années antérieures. Les coefficients de pondération des exportations et des importations bilatérales par pays (coefficients de pondération des rangées) ont été calculés sur la base des données bilatérales relatives à la valeur des exportations et des importations pour la période 2010-19 (année complète la plus récente) et pour les quatre sous-catégories de déchets plastiques figurant dans la base de données Comtrade de l'ONU. Ces dernières ont été mises en correspondance avec les types

de polymères pris en considération dans ENV-Linkages (Tableau A A.9), l'objectif étant de garantir que les importations et les exportations totales s'équilibrent dans le cadre des échanges mondiaux, les importations bilatérales de déchets plastiques de la paire déclarant-partenaire correspondent aux exportations bilatérales de la paire partenaire-déclarant correspondante.

Le destin en fin de vie des déchets plastiques qui font l'objet d'échanges est différent de celui des déchets traités au sein du pays afin de prendre en considération qu'une forte proportion des déchets plastiques faisant l'objet des échanges tend à être recyclable. En particulier, il est vraisemblable que 50 % des déchets plastiques faisant l'objet d'échanges soient recyclés, le reste étant réparti entre les autres flux de déchets dans les mêmes proportions que les déchets en fin de vie traités à l'intérieur du pays, exclusion faite des déchets sauvages.

Tableau A A.9. Correspondance entre les séries relatives aux déchets plastiques de la base de données Comtrade de l'ONU et les polymères du modèle ENV-Linkages

Code Comtrade de l'ONU	Description de la série	Types de polymères dans ENV-Linkages
3915	Déchets, rognures et débris de matières plastiques	
391 510	... de polymères de l'éthylène	PEHD, PEBD, PEBDL, PET, PP, PUR, élastomères (pneus)
391 530	... de polymères du styrène	PS
391 530	... de polymères du chlorure de vinyle	PVC
391 590	… d'autres	Fibres, Revêtements marins, Revêtements de marquage routier, ABS, ASA, SAN, Autres

Source : Division de statistique des Nations Unies (2020[35]) et modèle ENV-Linkages de l'OCDE

1.4. Modélisation des rejets de plastiques dans l'environnement (Université technique du Danemark)

Les estimations des rejets de plastiques reposent sur l'interaction entre le modèle ENV-Linkages et d'autres modèles spécifiques. Chacun de ces modèles spécifiques s'appuie sur les travaux antérieurs ayant fait l'objet d'un examen par les pairs pour ce qui est des estimations des rejets de plastiques du moment. Les sources de rejets dans l'environnement sont diverses. Aussi les techniques de modélisation utilisées pour procéder aux projections de ces flux sont-elles également différentes. La présente section décrit la méthodologie et les paramètres employés par Teddy Serrano, Alexis Laurent et Morten Ryberg de la section « Évaluation quantitative de la durabilité » de l'Université technique du Danemark (DTU) pour estimer les rejets de macroplastiques et de microplastiques dans l'environnement ainsi que le parcours des eaux usées et les pertes à travers l'épandage des boues sur les terres.

1.4.1. Rejets de macroplastiques

Pour ce qui est des pertes de macroplastiques, quatre grandes catégories ont été prises en considération : déchets municipaux solides mal gérés, déchets solides non municipaux mal gérés, déchets sauvages, et pertes dues aux activités maritimes. La production de déchets plastiques est calculée par le modèle ENV-Linkages comme expliqué dans les sections précédentes. Les détails des calculs des quatre catégories sont les suivants :

- Les **DMS mal gérés** sont tirés du modèle ENV-Linkages. Conformément à Lau (2020[27]), il a été supposé que 32 % des DMS mal gérés sont perdus dans l'environnement.
- Les **non DMS mal gérés** sont également tirés du modèle ENV-Linkages. Faute de données suffisantes sur le destin des non DMS mal gérés, la part des non DMS mal gérés perdus dans

l'environnement est supposée égale à la part des DMS mal gérés perdus dans l'environnement (32 %).

- Les pertes liées aux **déchets sauvages** ont été calculées en deux étapes sous la forme d'une fraction des DMS produits. Premièrement, conformément à Jambeck et al. (2015[12]) et aux études réalisées pour le Royaume-Uni et la Belgique (OVAM, 2018[36] ; Resource Futures, 2019[37]), il a été supposé que 2 % des DMS correspondent à des déchets sauvages. Deuxièmement, une part non négligeable de ces déchets sauvages a lieu en milieu urbain et est nettoyée avant de finir dans l'environnement. On suppose que de 15 % à 35 % des déchets sauvages échappent au balayage des rues, aux collecteurs d'eaux pluviales et aux stations de pompage (Jambeck et al., 2015[12]). La part des déchets sauvages perdue dans l'environnement au sein de chaque région a été estimée en fonction du niveau de revenu (PNB/hab en USD), cette part étant d'autant plus faible que le revenu de la région est élevé, comme l'illustre le Tableau A A.10..
- Dans le modèle ENV-Linkages, la part des déchets sauvages non collectés est considérée comme perdue dans l'environnement. La part des déchets sauvages collectés est redistribuée et ajoutée à celles de l'incinération, de l'enfouissement, du brûlage à ciel ouvert et de la mise en décharge brute, selon les parts respectives de ces modes de traitement des déchets dans les différentes régions (section 0 de cette annexe).
- Les **pertes imputables aux activités maritimes** (engins de pêche et déchets autres que ceux issus des filets) ont été calculées sur la base des éléments : les données sur la production d'engins de pêche en Europe (PRODCOM, 2016) (Eunomia, 2018[38] ; Eurostat, s.d.[39]) extrapolées au reste du monde sur la base des projections de croissance des activités de pêche (issues du modèle ENV-Linkages), l'hypothèse que 28 % des déchets plastiques du secteur de la pêche et de l'aquaculture proviennent des filets (Viool et al., 2018[40]), et l'idée que 15 % des matières constitutives des engins de pêche sont perdues chaque année au cours de leur utilisation (Viool et al., 2018[40]).

Tableau A A.10. Part des déchets sauvages perdus dans l'environnement en fonction des niveaux de revenu régionaux

Catégorie	Faible revenu et revenu intermédiaire de la tranche inférieure	Revenu intermédiaire de la tranche supérieure	Revenu élevé
Niveau de revenu en termes de PNB/hab [USD]	< 4045	4045-12535	> 12 535
Part des déchets sauvages perdus dans l'environnement	35 %	25 %	15 %

Note : La classification des pays par la Banque mondiale en fonction de leur revenu : 2020-2021 a été utilisée pour répartir les régions en trois catégories : à faible revenu et revenu intermédiaire de la tranche inférieure, à revenu intermédiaire de la tranche supérieure, et à revenu élevé.
Source : Banque mondiale (2020[41]).

1.4.2. Rejets de microplastiques

Pour les pertes de microplastiques, dix catégories ont été prises en considération : microbilles, granulés primaires, lavage des textiles, usure des pneus, marquages routiers, poussières de freinage, gazon synthétique, revêtements marins, poussières microplastiques et boues d'épuration. Cette section présente la méthodologie employée pour calculer les rejets de microplastiques issus des sources considérées. Certains microplastiques sont directement rejetés dans l'environnement, alors que d'autres finissent dans le réseau d'assainissement. Le destin des différents microplastiques qui finissent dans un réseau d'assainissement municipal est examiné dans la prochaine section.

La catégorie des « **microbilles** » recouvre les pertes de microplastiques volontairement ajoutés aux produits cosmétiques et de soin personnel éliminables par rinçage, ainsi qu'aux détergents et aux produits d'entretien rejetés dans les eaux usées municipales lors de leur utilisation. Les estimations de la consommation de microbilles dans les produits cosmétiques et de soin personnel sont établies à partir des résultats du modèle ENV-Linkages. Toutes les microbilles sont supposées finir dans le réseau d'assainissement au cours de l'année où elles sont consommées.

La catégorie « **granulés primaires** » englobe les pertes de granulés de plastiques primaires au cours de la production, du transport et de la manutention. Eunomia (2018[38]) a estimé les pertes de granulés de plastiques en 2015 dans l'Union européenne, qui proviennent de la production de granulés à partir des matières premières, des opérations de manutention intermédiaire, des processus de traitement et de transformation, de la gestion hors site des déchets, ainsi que du transport et du fret. À supposer que le rejet soit proportionnel à la quantité de plastiques produite, les pertes pour l'Union européenne ont été extrapolées à l'ensemble du monde à partir de la part de la production européenne de plastiques en 2015 (Plastics Europe, 2017[42]), avant d'être réparties entre les différentes régions géographiques en fonction de leur part dans la production. Les pertes aux stades de la production, du recyclage, de la transformation et de la gestion hors site des déchets sont censées entrer dans le réseau d'assainissement, mêlées aux eaux usées. Les pertes imputables aux installations intermédiaires et au transport sont supposées aboutir directement dans l'environnement.

La catégorie « **lavage des textiles »** inclut les pertes de microfibres synthétiques au cours du lavage des produits textiles et d'habillement. Les estimations sont calculées sur la base du volume total (tonnes) de plastiques utilisés dans la catégorie « Articles d'habillement » (suivant le secteur du textile du modèle ENV-Linkages) au cours d'une année donnée, et de l'hypothèse qu'au cours de la durée de vie d'un produit textile 0.4 % de la matière est perdue au cours du lavage. La part de la matière perdue au cours de la durée de vie d'un produit textile et d'habillement a été calculée sur la base d'une évaluation des études existantes tenant compte de la part de matière synthétique perdue à la suite de plusieurs cycles de lavage (De Falco et al., 2019[43] ; Pirc et al., 2016[44]). Il a été supposé que toutes les microfibres rejetées au cours du lavage pénètrent dans le réseau d'assainissement.

Trois sources de rejets de microplastiques dues aux transports routiers ont été prises en compte :

- La catégorie « **abrasion des pneus »** inclut les pertes d'élastomères résultant de l'abrasion des bandes de roulement des pneus des voitures, des poids lourds et des motocyclettes. Les estimations des rejets sont établis à partir des données annuelles sur la circulation routière en véhicules-km pour les voitures de tourisme et en tonnes-km pour les poids lourds, pour la période allant de 2016 à 2019 et pour chaque région (provenant du modèle ENV-Linkages). Les taux d'usure (c'est-à-dire la masse moyenne de bande de roulement des pneus perdue par véhicule-km, par type de véhicules) utilisés sont ceux rapportés par Eunomia (2018[38]). Pour les poids lourds, un tonnage de fret moyen de 16 t/véhicule a été estimé sur la base des données d'Eurostat (2018[45]). Il a été supposé que 46 % des bandes roulantes des pneus sont constitués d'élastomères (Sommer et al., 2018[46]), et que le destin des particules est le suivant : 45 % sont retenus dans le revêtement en asphalte ou restent à proximité de la route, 45 % sont transportés par les eaux de ruissellement des routes et 10 % sont aéroportés (OCDE, 2021[47]). Le pourcentage des particules perdues dans l'environnement dépend des parts respectives de la population rurale et de la population urbaine dans chaque région (telles qu'elles sont également utilisées dans le modèle ENV-Growth et donc dans ENV-Linkages). Dans les régions rurales, les rejets dans les eaux de ruissellement des routes et dans l'atmosphère sont considérés comme perdus dans l'environnement, alors que tel n'est pas le cas des particules piégées dans l'asphalte ou sur le bord des routes. Dans les régions urbaines, les rejets dans l'atmosphère sont considérés comme perdus dans l'environnement, alors que tel n'est pas le cas des particules piégées dans l'asphalte ou sur le bord des routes, les particules contenues dans les eaux de ruissellement des

routes étant supposées aller dans un réseau d'assainissement et être traitées dans les eaux usées de la région où se produit la perte.

- La catégorie « **marquages routiers »** inclut les pertes issues des marquages appliqués à la surface des routes. Les estimations de l'utilisation de plastiques pour les marquages routiers sont générées par le modèle ENV-Linkages, et, faute de données, le destin des particules issues des marquages routiers est supposé être similaire à celui des particules dues à l'abrasion des pneus.
- La catégorie « **usure des freins »** inclut les pertes de polymères synthétiques liées à l'usure des plaquettes et des autres éléments constitutifs des freins. Compte tenu de la composition moyenne des plaquettes de frein telle qu'elle est décrite par Hallal et al. (2013[48]), il a été supposé que la teneur en polymères des plaquettes de frein s'élève à 23 %. Comme dans le cas de la méthodologie utilisée pour l'abrasion des pneus, les estimations des pertes sont établies à partir des données annuelles sur la circulation et sur les taux d'abrasion basés sur les calculs d'Eunomia (2018[38]). Le destin des microplastiques dans les poussières de freinage a été supposé être similaire à celui des particules provenant de l'abrasion des pneus.

La catégorie « **gazon artificiel »** inclut les pertes de plastiques provenant du remplissage des pelouses des terrains de sport. Les estimations tirées de la littérature constatent des pertes de 300 à 730 kg/an par terrain au Danemark et de 550 kg/an en Suède (Løkkegaard, Malmgren-Hansen et Nilsson, 2018[49] ; Agence suédoise pour la protection de l'environnement (EPA), 2019[50]). D'après l'ECHA (2020[51]), le nombre de terrains de sport synthétiques atteindra les 39 000 dès 2020, et la quantité moyenne de matières de remplissage utilisées se situe entre 40 et 120 tonnes. Partant de l'hypothèse que la consommation annuelle de matières de remplissage représente de 1 à 4 % du volume total (ECHA, 2020[51] ; Eunomia, 2018[38]), on obtient un chiffre moyen de 101 400 tonnes par an. Les estimations pour l'Europe ont été extrapolées aux autres régions sur la base des chiffres relatifs à la taille du marché du gazon artificiel (ResearchNester, 2021[52]) et des estimations de la croissance du PIB (tirées du modèle ENV-Linkages). Compte tenu de la composition des granulés de caoutchouc utilisés en tant que matière de remplissage, il a été supposé que 96 % de l'ensemble des matières de remplissage sont constitués de microplastiques[2]. En termes de perte et de destin dans l'environnement, comme dans Løkkegaard, Malmgren-Hansen et Nilsson (2018[49]), il a été supposé que :

- 10 % des particules de granulés de caoutchouc sont perdus dans les sols environnants (et sont par conséquent considérés comme perdus dans l'environnement).
- 10 % sont rejetés avec l'eau. Compte tenu de la part de la population rurale dans chaque région indiquée par le modèle ENV-Linkages de 2016 à 2019, il a été supposé que ces 10 % sont directement perdus dans l'environnement dans les zones rurales. Dans les zones urbaines, ils sont censés entrer directement dans le réseau d'assainissement. Lorsqu'elles atteignent un système de traitement (primaire, secondaire, tertiaire), toutes les particules sont par hypothèse retirées et finissent par conséquent dans les boues d'épuration, étant donné que la taille relativement importante des débris de gazon leur permet d'être généralement retirés de manière satisfaisante dans les stations de traitement.

La catégorie des « **revêtements marins** » inclut les pertes de peintures et de revêtements émanant des navires et des structures marines. Il est probable que 10 % des plastiques employés pour produire des revêtements marins soient directement perdus dans l'environnement au cours de la durée de vie du produit (Boucher et Friot, 2017[53]).

La catégorie des « **poussières microplastiques »** recouvre les pertes involontaires de microplastiques qui se produisent au stade de l'utilisation d'un certain nombre de produits. En particulier, dans le modèle cinq sources ont été prises en compte : les microplastiques dans la poussière de textiles ménagers, l'usure des peintures des surfaces intérieures, l'usure des peintures des surfaces extérieures, les pertes liées aux activités de construction et de démolition, et l'abrasion des semelles de chaussures. Ces catégories ne

constituent pas une liste exhaustive de toutes les pertes de microplastiques et elles n'ont été mises en avant que parce que l'on trouve suffisamment d'études pour quantifier les rejets correspondants.

Pour chaque source, sauf la poussière de textiles ménagers, les estimations reposent sur les pertes dont il est fait état à l'échelle d'un pays ou de l'Union européenne, qui ont ensuite été utilisées pour calculer les émissions par habitant ou par USD de PIB à parité de pouvoir d'achat (PPA) constant, avant d'être finalement extrapolées pour calculer les émissions annuelles à l'échelle mondiale sur la base des données du modèle ENV-Linkages. Pour les peintures intérieures et extérieures, ainsi que pour les sources de poussières liées aux activités de construction et de démolition extérieures, le PIB a servi de mesure indirecte, compte tenu de l'hypothèse que l'utilisation de ces matières est fonction du degré de prospérité.

Pour l'abrasion des semelles de chaussures, les données démographiques ont été considérées comme une mesure indirecte plus pertinente. Comme une personne ne peut porter qu'une paire de chaussures à la fois, l'usure des chaussures est supposée être liée à l'activité de la personne et non à son degré de prospérité. Faute de mieux, les évolutions de l'utilisation de chaussures sont supposées dépendre de celles de la population.

Les estimations des pertes de poussières de textiles ménagers reposent sur une étude récente, d'après laquelle les fibres synthétiques émises dans l'air par les produits textiles et d'habillement pourraient représenter un tiers des particules rejetées dans l'eau au cours des lavages (De Falco et al., 2020[54]). Les émissions de fibres textiles au cours du lavage des textiles qui ont été précédemment calculées ont donc été utilisées pour déterminer les pertes de poussières de textiles ménagers.

Une synthèse des références utilisées pour calculer les pertes relevant de ces différentes catégories est présentée au Tableau A A.11. Il a été supposé que 15 % des poussières de textiles ménagers (Kawecki et Nowack, 2020[55]) et 100 % des microplastiques issus des peintures intérieures aboutissent dans les eaux usées. Dans le cas des autres sources, les particules émises dans les zones urbaines ont également été supposées aboutir dans les systèmes d'assainissement, alors qu'elles étaient considérées comme perdues dans l'environnement dans le cas des zones rurales.

Tableau A A.11. Sources pour les pertes liées aux poussières microplastiques

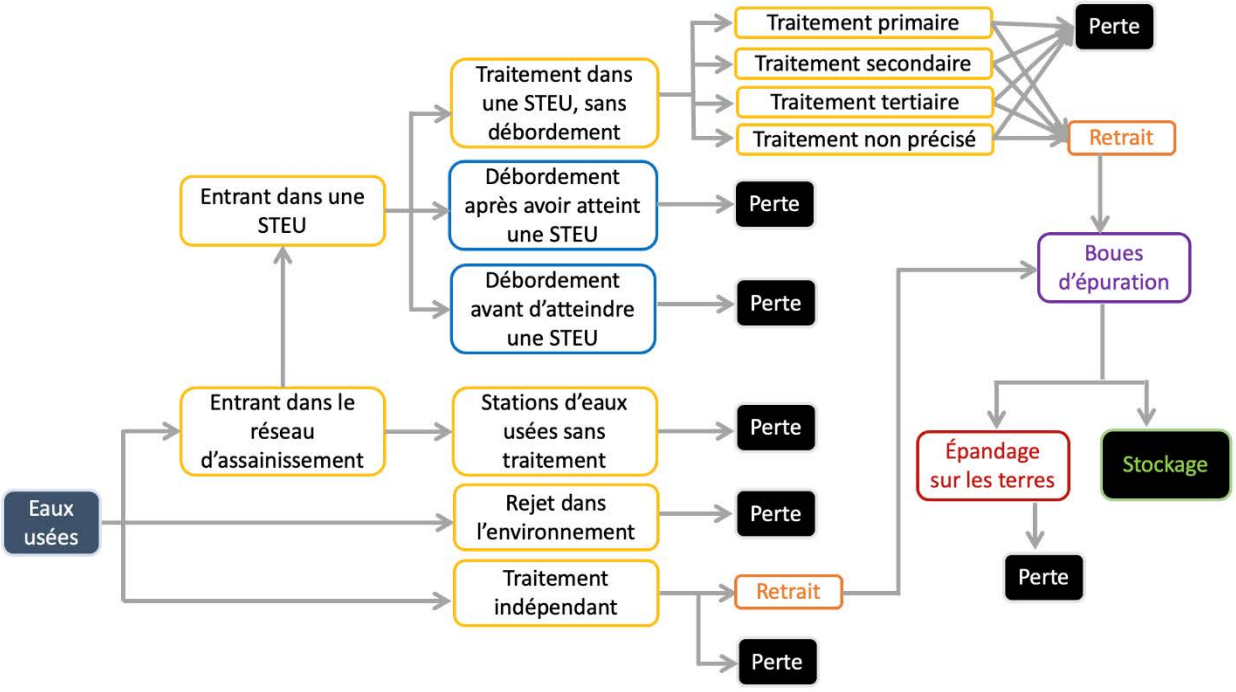
Sources de poussières microplastiques	Référence (pays ou région)	Indicateur
Poussières de textiles ménagers	Projections des textiles dans le modèle ENV-Linkages	-
Peintures intérieures	Eunomia (2018[38]) (UE)	PIB (USD, PPA)
Peintures extérieures	Eunomia (2018[38]) (UE)	
Construction et démolition extérieures	Kawecki et Nowack (2020[55]) (Suisse)	
Abrasion des semelles de chaussures	Lassen *et al.* (2016[56]) (Danemark)	Population

La catégorie « **boues d'épuration** » inclut les pertes de microplastiques qui se produisent à travers l'épandage de boues d'épuration sur les terres, comme indiqué dans la prochaine section.

1.4.3. Parcours des eaux usées et pertes à travers l'épandage des boues sur les terres

Une grande partie des rejets de microplastiques finit dans les eaux usées ou dans les eaux de ruissellement (OCDE, 2021[47]). Pour estimer les quantités de microplastiques qui atteignent l'environnement, une représentation schématique des systèmes de traitement en aval pertinents a été élaborée comme indiqué au Graphique A A.2. Le modèle prend en considération un certain nombre de destins potentiels des microplastiques, conformément à Ryberg et al. (2019[7]). En dernier lieu, les microplastiques peuvent être soit retenus par le traitement des eaux usées, soit perdus dans l'environnement.

Graphique A A.2. Destin des microplastiques dans les eaux usées



Source : Méthodologie inspirée de Ryberg *et al.* (2019[7]).

La part des rejets de microplastiques qui suit chacun de ces parcours dépend de l'état de la couverture par des infrastructures d'eaux usées observée dans les différents pays. La répartition des parts entre les différents destins a été estimée au niveau régional. Pour chaque région, la plupart des parts débouchant sur un traitement (représentées par des cases jaunes au Graphique A A.2) ont été calculées en faisant la moyenne des parts correspondantes des pays composant la région, pondérées par le nombre d'habitants de chaque pays. Une évaluation des données pour 187 pays a montré que la disponibilité et la qualité des données étaient très variables selon les pays. Pour la plupart des pays de l'OCDE, ainsi que pour le Brésil, la Colombie, et l'Afrique du Sud, les données disponibles les plus récentes fournies par la base de données de l'OCDE sur l'environnement (2017[57]) ont été utilisées et considérées comme représentatives du traitement des eaux usées en 2016. Pour la Chine et l'Inde, les parts ont été établies sur la base de Kalbar, Muñoz et Birkved (2017[58]).

Pour les autres pays, les données de référence proviennent du Programme commun OMS/UNICEF de suivi de l'approvisionnement en eau, de l'assainissement et de l'hygiène (JMP, 2020[59]). Ces données sont utilisées pour le suivi de la mise en œuvre de l'ODD 6.3.1 « Proportion des eaux usées traitées sans danger (%) ». Dans la série de données, la classification suivante est utilisée :

- Gérées en toute sécurité : utilisation d'installations améliorées non partagées avec d'autres ménages et permettant une élimination des excréments *in situ* en toute sécurité ou leur transport et leur traitement hors site.
- De base : utilisation d'installations améliorées non partagées avec d'autres ménages.
- Limitées : utilisation d'installations améliorées partagées par deux ménages ou davantage.
- Non améliorées : utilisation de latrines à fosse sans dalle ou plateforme, de latrines suspendues ou de latrines à seau.
- Défécation en plein air : élimination des selles humaines dans les champs, les forêts, les buissons, les masses d'eau libres, les plages et les autres espaces ouverts, ou avec les déchets solides (JMP 2020).

La part des eaux usées « gérées en toute sécurité » est supposée subir au moins un traitement primaire. Dans la modélisation, le reste des eaux usées est supposé être directement rejeté dans l'environnement. Il s'agit là d'une hypothèse prudente, mais pour certaines régions il n'a pas été possible de se procurer des données plus précises sur les niveaux de traitement.

Un taux de retrait des microplastiques a été associé aux différents niveaux de traitement des eaux usées (primaire, secondaire, et tertiaire), comme indiqué au Tableau A A.12, et il a été utilisé pour calculer le destin des microplastiques passant par un système de traitement des eaux usées, conformément à l'approche de Ryberg et al. (2019[7]). Le taux de retrait du traitement non précisé et du traitement indépendant des eaux usées a été supposé égal à celui du traitement primaire. Des données régionales sur la perte d'eaux usées imputable au débordement (représentée par les cases bleues au Graphique A A.2) ne sont généralement pas disponibles et la part de perte a par conséquent été modélisée en appliquant les mêmes pourcentages de perte pour toutes les régions. On estime que 0.6 % et 2.4 % des eaux usées sont perdues du fait du débordement du réseau d'assainissement et de celui des stations de traitement des eaux usées (STEU), respectivement (Magnusson et al., 2016[60] ; Ryberg et al., 2019[7]).

Tableau A A.12. Taux de retrait des microplastiques pour les différents niveaux de traitement des eaux usées

Technologie de traitement	Microbilles	Fibres	Autres microplastiques
Traitement primaire	86 %	87 %	69 %
Traitement secondaire	92 %	92 %	96 %
Traitement tertiaire	99 %	96 %	99 %

Source : calculs tirés de Michielssen *et al.* (2016[61]).

Les boues d'épuration sont constituées des déchets issus du traitement des eaux usées contenant les polluants de l'eau collectés dans l'influent. La réutilisation des boues à des fins agricoles est encouragée dans plusieurs pays, en raison principalement de leur forte teneur en nutriments et de leurs effets bénéfiques sur les cultures, ainsi que pour réduire le besoin de les enfouir ou de les incinérer. De récents éléments d'information portent toutefois à croire qu'une telle pratique entraîne le transfert vers les terres agricoles d'une partie des microplastiques retenus lors du traitement des eaux usées (Nizzetto, Futter et Langaas, 2016[62]).

Les pertes dans l'environnement via les terres agricoles ont été calculées sur la base de la part des boues générées au cours d'une année donnée qui est épandue sur les terres agricoles. Compte tenu de la rareté des données sur le destin des microplastiques au cours du traitement des boues, il a été supposé qu'aucun autre retrait de microplastiques n'a lieu avant l'épandage des boues sur les terres (Ryberg et al. 2019). Pour le Canada, la Chine et les États-Unis, les parts des boues épandues sur les terres agricoles sont conformes aux pourcentages indiqués par Rolsky et al. (2020[63]) (à savoir 43 %, 45 % et 55 % pour le Canada, la Chine et les États-Unis, respectivement). Du fait d'un manque de données, pour tous les autres pays, les parts des boues d'épuration épandues sur les champs agricoles ont été supposées égales à la moyenne européenne (à savoir 46 %) (Eurostat, 2020[64]).

1.5. Modélisation des rejets de plastiques dans les milieux aquatiques (Laurent Lebreton)

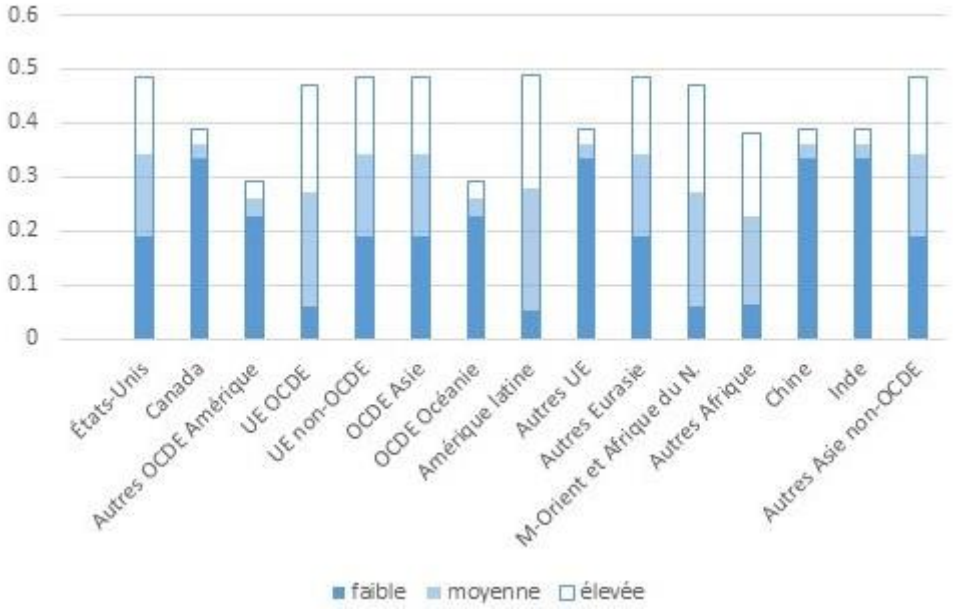
Cette section vise à expliquer la quantité des rejets de plastiques qui finissent dans les milieux aquatiques et à évaluer leur mobilité ainsi que leur dégradation dans les cours d'eau et les océans.

Compte tenu de la grande diversité des types de polymères, des formes et des tailles des objets, ainsi que de la nature dynamique des milieux aquatiques, la quantification des sources et le destin des plastiques dans les cours d'eau, les lacs et les océans ne vont pas de soi. Certaines études ont récemment tenté de

quantifier la quantité de déchets plastiques mal gérés produits par les pays à l'échelle mondiale, qui atteignent vraisemblablement un milieu aquatique (Borrelle et al., 2020[65]) puis l'océan (Meijer et al., 2021[66]). Ces études utilisent des modèles spatiaux qui décrivent la production de déchets plastiques mal gérés en fonction de la topographie et des autres paramètres environnementaux. Dans cette section, les résultats relatifs aux émissions au niveau des pays ont été transposés à l'échelle des régions mondiales issues du modèle ENV-Linkages. Le transport des déchets plastiques a été estimé en tenant compte des variations géographiques. Le destin des plastiques dans les différentes régions a ensuite été modélisé en fonction des types de polymères prévus eu égard aux projections de la production de déchets des divers secteurs de l'économie (ENV-Linkages). Enfin, la masse de plastiques accumulée dans les différents milieux aquatiques de chaque région a été indiquée.

Pour calculer les apports de plastiques dans les milieux aquatiques pour les différentes régions, l'analyse prend pour point de départ les rejets dans l'environnement calculés par le modèle ENV-Linkages. Le modèle calcule ensuite la probabilité que les plastiques rejetés atteignent un milieu aquatique (cours d'eau, lacs, et océans) en fonction de la distance et de l'orientation de la pente du terrain. L'analyse s'appuie sur la probabilité nationale que des plastiques soient rejetés dans les milieux aquatiques, d'après Borelle et al. (2020[65]). Cette probabilité est indépendante du volume total des rejets de déchets plastiques mais peut varier d'un point à l'autre du globe, en fonction de la répartition de la population et de la topographie des pays. Dans la présente étude, la probabilité des rejets a été calculée pour chaque région en pondérant la probabilité des rejets à l'échelle des pays en fonction de la taille de leur population et en établissant une moyenne régionale et ses intervalles de confiance (Graphique A A.3). La probabilité des rejets de déchets plastiques est variable selon les régions. Les nations insulaires dont la population se trouve principalement concentrée sur les côtes sont celles qui sont le plus exposées au risque que les matières plastiques rejetées dans l'environnement se retrouvent dans les milieux aquatiques.

Graphique A A.3. Probabilité pondérée que les rejets de plastiques pénètrent dans les milieux aquatiques



Note : La probabilité a été calculée comme la moyenne de la fraction des rejets des différents pays, pondérée par la taille de leur population.
Source : Calculs d'après Borrelle et al. (2020[65]).

Dans les eaux douces, les plastiques flottants peuvent être transportés en aval alors que les plastiques coulants (plastiques d'une densité supérieure à celle de l'eau douce : PET, PVC ou PS, par exemple) atteindront inévitablement les sédiments du fond. Les plastiques flottants peuvent également être retenus dans les milieux d'eau douce par la végétation longeant les cours d'eau, les sédiments des berges, les obstacles artificiels (tels que les barrages), ou encore les lacs. Certains plastiques flottants peuvent également être colonisés par des organismes et couler en raison d'une perte de flottabilité. Une étude récente a estimé le volume mondial de plastiques directement déversés dans l'océan par les cours d'eau, et il en ressort que de 1 % à 2 % seulement des plastiques rejetés chaque année ont, à l'échelle mondiale, une chance d'atteindre la mer dans un délai ne dépassant pas un an (Meijer et al., 2021[66]). Cette étude s'est appuyée sur le même cadre de probabilités tenant aussi bien compte de la localisation que des quantités de plastiques perdus en direction du réseau hydrographique le plus proche. Elle a cependant calculé d'autres probabilités de transport jusqu'à l'embouchure du fleuve à partir de la distance à parcourir jusqu'à l'embouchure, du débit du cours d'eau et de son ordre au sein du réseau hydrographique. Les résultats montrent que, à l'échelle mondiale, la quantité des plastiques rejetés qui atteignent l'océan est inférieure d'environ un ordre de grandeur à celle qui pénètre dans l'ensemble des milieux aquatiques, écosystèmes d'eau douce inclus (Tableau A A.13). Cela donne à penser qu'une forte proportion des rejets de déchets plastiques est probablement toujours retenue dans l'arrière-pays.

Tableau A A.13. Fractions des rejets de macroplastiques qui pénètrent dans les milieux aquatiques et atteignent l'océan

Macrorégion	Région	Fraction des rejets de macroplastiques pénétrant dans les milieux aquatiques	Fraction des plastiques aquatiques atteignant l'océan
OCDE Amérique	États-Unis	32 %	3 %
	Canada	36 %	3 %
	Autres OCDE Amérique	21 %	5 %
OCDE Europe	Pays de l'OCDE membres de l'UE	34 %	3 %
	Pays de l'OCDE non membres de l'UE	34 %	4 %
OCDE Asie	OCDE Pacifique	43 %	11 %
	OCDE Océanie	44 %	2 %
Autres Amérique	Amérique latine	28 %	5 %
Eurasie	Autres UE	27 %	+ 1 %
	Autres Eurasie	32 %	+ 1 %
Moyen-Orient et Afrique	Moyen-Orient et Afrique du Nord	27 %	4 %
	Autres Afrique	23 %	4 %
Autres Asie	Chine	28 %	2 %
	Inde	26 %	4 %
	Autres pays d'Asie non membres de l'OCDE	34 %	14 %

Source : Fraction des déchets plastiques mal gérés et des déchets sauvages qui pénètre dans les milieux aquatiques (d'après Borrelle *et al.* (2020[65])) et fraction des déchets présents dans les milieux aquatiques qui pénètre dans le milieu océanique (d'après Meijer *et al.* (2021[66])) par région.

Dans l'océan, les plastiques dont la densité est plus élevée que celle de l'eau de mer couleront au fond et s'accumuleront dans les fosses et les canyons abyssaux sous l'effet de la gravité. Les plastiques flottants seront cependant transportés sous l'action des vagues, du vent et des courants. Cependant, la majeure partie de ces plastiques ne tardera pas à toucher de nouveau terre et à retrouver une plage du littoral. Une étude présentant un modèle de dispersion dans l'océan des plastiques issus des sources côtières de l'ensemble du monde a constaté que, en l'espace d'une année, environ 97 % des particules du modèle

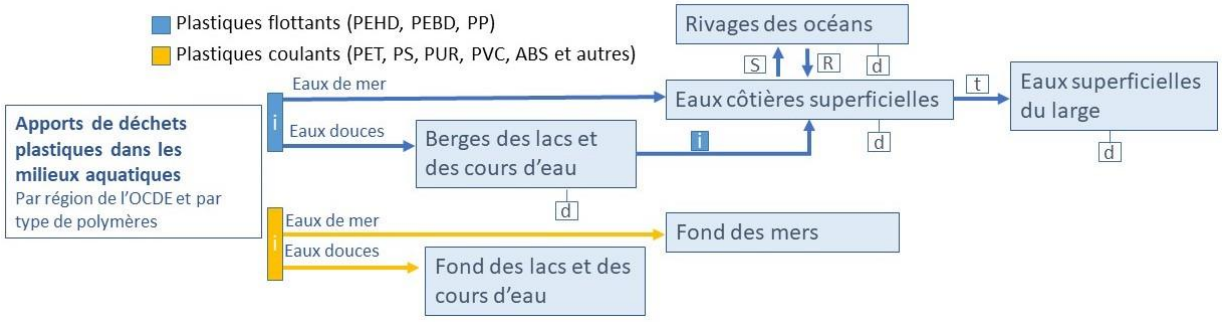
rejetées s'étaient trouvées près d'un rivage pendant plus de deux jours consécutifs (Lebreton et Andrady, 2019[67]), ce qui suggère qu'une fraction non négligeable était probablement échouée à ce moment-là. Les riches écosystèmes côtiers faciliteront également la rétention près du rivage des plastiques flottants, étant donné qu'ils seront, comme dans les milieux d'eau douce, colonisés par les organismes présents dans l'environnement marin. Les objets dont le rapport entre le volume et la surface est le plus réduit, tels que les films plastiques ou les petits microplastiques, couleront probablement près du rivage. Les fragments et les objets dont le volume est suffisamment important pour préserver leur flottabilité peuvent s'échapper des environnements côtiers. Au fil du temps, les débris tendent à s'accumuler au large sous les latitudes subtropicales. Cinq zones d'accumulation ont été amplement décrites dans la littérature au moyen d'observations de terrain et de modèles numériques. La plus étendue est située dans le Pacifique Nord, entre les îles Hawaï et la Californie (Lebreton et al., 2018[68]).

Les conditions environnementales détermineront également le destin des plastiques au cours de leur parcours à travers les environnements d'eau douce et les environnements marins. En particulier, les plastiques se dégradent sous l'effet de la lumière du soleil, par photo-oxydation. Les plastiques proches de la surface des cours d'eau, des lacs ou des océans auront donc sans doute une plus grande probabilité de se dégrader en des particules de plus petite taille communément appelées microplastiques qui sont définies de manière variable (particules inférieures à 1-5 mm et supérieures à un micron, en règle générale). Du fait de la grande complexité des mécanismes et de la variabilité des conditions ambiantes, les données sur la dégradation des plastiques dans les environnements naturels sont rares. Néanmoins, des résultats commencent à se faire jour dans le cadre d'expériences à long terme sur la dégradation des plastiques dans des environnements contrôlés. Pour divers thermoplastiques conventionnels, les taux de fragmentation exprimés en pourcentage de la perte de poids par an ne dépassent pas 5 % dans un microcosme d'eau de mer reconstitué en laboratoire (Gerritse et al., 2020[69]). Cela cadre bien avec les taux de dégradation des plastiques calculés pour l'ensemble de l'océan à l'aide de modèles numériques (à savoir une dégradation de 3 % par an de la masse totale de plastiques océaniques sous la forme d'une transformation des macroplastiques en microplastiques) (Lebreton et Andrady, 2019[67]).

Pour les besoins de ce rapport, le modèle du budget massique des plastiques dans l'ensemble des océans présenté par Lebreton *et al.* (2019[70]) a été étendu à une représentation simplifiée de l'environnement aquatique mondial. Le modèle distingue désormais les apports annuels dans les eaux douces et dans l'es océans, ce qui permet que les déchets plastiques flottants passent d'un compartiment à l'autre au fil du temps. Le modèle a également été amélioré en distinguant les apports par type de polymères sur la base des projections des déchets établies par l'OCDE (qui sont présentées au chapitre 2). Le destin probable des plastiques rejetés a été déterminé en fonction de leur densité. Les taux de dégradation sont par ailleurs variables selon les polymères, d'après les résultats en laboratoire (Gerritse et al., 2020[69]). Le cadre du modèle général est présenté au Graphique A A.4. Pour faire la distinction entre les apports selon qu'ils ont lieu dans les environnements d'eau douce ou dans les milieux marins, le modèle s'appuie sur les résultats de Meijer et al. (2021[66]), qui fournissent des probabilités nationales de rejet dans l'océan. Ces résultats ont été extrapolés à la région modélisée en suivant la même méthode de pondération que pour les apports dans les milieux aquatiques (voir la section précédente). La fraction annuelle des déchets rejetée dans l'eau douce et celle directement rejetée dans l'océan ont ensuite été estimées pour chaque région. Le modèle a simulé les rejets de plastiques dans le milieu aquatique modélisé de chaque région à compter de l'année 1951. Les polymères d'une densité supérieure à l'eau étaient supposés couler au fond des cours d'eau, des lacs, ou des mers. Les polymères flottants qui se déplacent à la surface pourraient atteindre directement les eaux côtières superficielles avant la fin de la première année, ou rester dans les systèmes d'eau douce, probablement échoués sur les berges des cours d'eau et des lacs. Le modèle remobilise par ailleurs les déchets accumulés sur les berges des cours d'eau et des lacs, qui viennent se surajouter à partir de l'année suivante. Les polymères flottant à la surface des eaux côtières suivent la même dynamique que dans le modèle présenté par Lebreton et al. (2019[70]), avec une recirculation entre le rivage et la surface des mers et un transfert des eaux côtières vers celles du large. Il a été considéré que les plastiques flottants accumulés sur les berges des cours d'eau et des lacs ou à la surface et sur le

rivage des océans se trouvaient en contact avec la lumière du soleil, et qu'une fraction de leur masse était dégradée chaque année jusqu'à atteindre un terme de disparition représentant la masse de microplastiques accumulés dans les environnements d'eau douce et les environnements marins. Pour le présent rapport, le cycle a été répété pour chaque année jusqu'à 2019.

Graphique A A.4. Modèle de bilan massique des plastiques dans les milieux aquatiques à l'échelle mondiale



Note : Les apports de masse par région modélisée, ventilés par type de polymères, sont cumulés de 1951 jusqu'à 2019 dans la modélisation du destin des plastiques. Les plastiques d'une densité supérieure à celle de l'eau coulent et s'accumulent au fond des cours d'eau, des lacs et des mers. Les plastiques flottants (d'une densité inférieure à celle de l'eau) sont transportés entre les différents compartiments des milieux aquatiques et se dégradent en microplastiques au fil du temps sous l'effet du contact avec la lumière du soleil. Le paramètre régional « i » correspond au rapport entre les plastiques qui restent dans les eaux douces et ceux qui pénètrent dans l'environnement marin (Tableau A A.13). Les paramètres « s » et « r » représentent respectivement la fraction qui s'échoue sur les rivages à l'échelle mondiale et celle qui s'en trouve libérée. Le paramètre « t » correspond à la fraction des plastiques flottants entraînés des eaux côtières vers celles du large. (s = 97 %, r = 3 %, t = 33 %, (Lebreton, Egger et Slat, 2019[70])). Pour finir, « d » est la fraction de la masse qui se dégrade en microplastiques au cours de chaque année, laquelle est variable selon le type de polymères (Tableau A A.14).
Source : adapté d'après la méthodologie de Lebreton, Egger et Slat (2019[70]).

Tableau A A.14. Paramètres relatifs au destin des plastiques dans les milieux aquatiques, par type de polymères

Type de polymères	Microplastiques	Flottants	Taux de dégradation annuel en % de la masse
PEHD	Non	Oui	0.6
PEBD, PEBDL	Non	Oui	0.8
PP	Non	Oui	0.0
PET	Non	Non	4.9
PS	Non	Non	0.1
PUR	Non	Non	3.0
PVC	Non	Non	-
ABS, ASA, SAN	Non	Non	-
Bioplastiques	Non	Non	-
Élastomères (pneus)	Non	Non	-
Fibres	Non	Non	-
Revêtements de marquage routier	Oui	Non	-
Revêtements marins	Oui	Non	-
Autres	Non	Non	-

Source : Les taux de dégradation sont tirés d'expériences de laboratoire (Gerritse et al., 2020[69]).

Pour les besoins de ce rapport, le modèle a produit pour chacune des régions du monde des séries chronologiques retraçant les apports et l'accumulation de déchets plastiques dans les cours d'eau, les lacs et les océans de 1951 à 2019. Le modèle nous permet de produire des estimations du premier ordre de grandeur de la répartition des masses entre les différents compartiments des milieux aquatiques mondiaux.

Ce modèle simplifié présente certaines limites, et il convient de faire preuve de prudence dans l'interprétation des résultats. Le destin des plastiques sera très variable selon la situation. Ces estimations devraient être considérées dans leur ensemble, en tant qu'elles décrivent le volume des rejets de plastiques des différentes régions issus des déchets mal gérés et des déchets sauvages, exprimé selon l'ordre de grandeur de la masse. Quelques-unes des hypothèses formulées lors de la conception du modèle ne sont pas toujours conformes à la réalité. Les polymères tels que le PET, le PVC ou le PUR étaient ainsi considérés comme des plastiques coulants, alors que, du fait de leur conception, les objets fabriqués avec ces polymères peuvent flotter pendant une durée variable (par exemple, les bouteilles en PET fermées par un bouchon, les balises en PVC, ou la mousse de polyuréthane expansé). À l'inverse, certains plastiques flottants tels que le HDPE ou le LDPE peuvent également couler rapidement (par exemple les sacs plastiques biosourcés) dans les cours d'eau alors qu'ils n'en sont pas moins considérés comme mobiles dans le modèle.

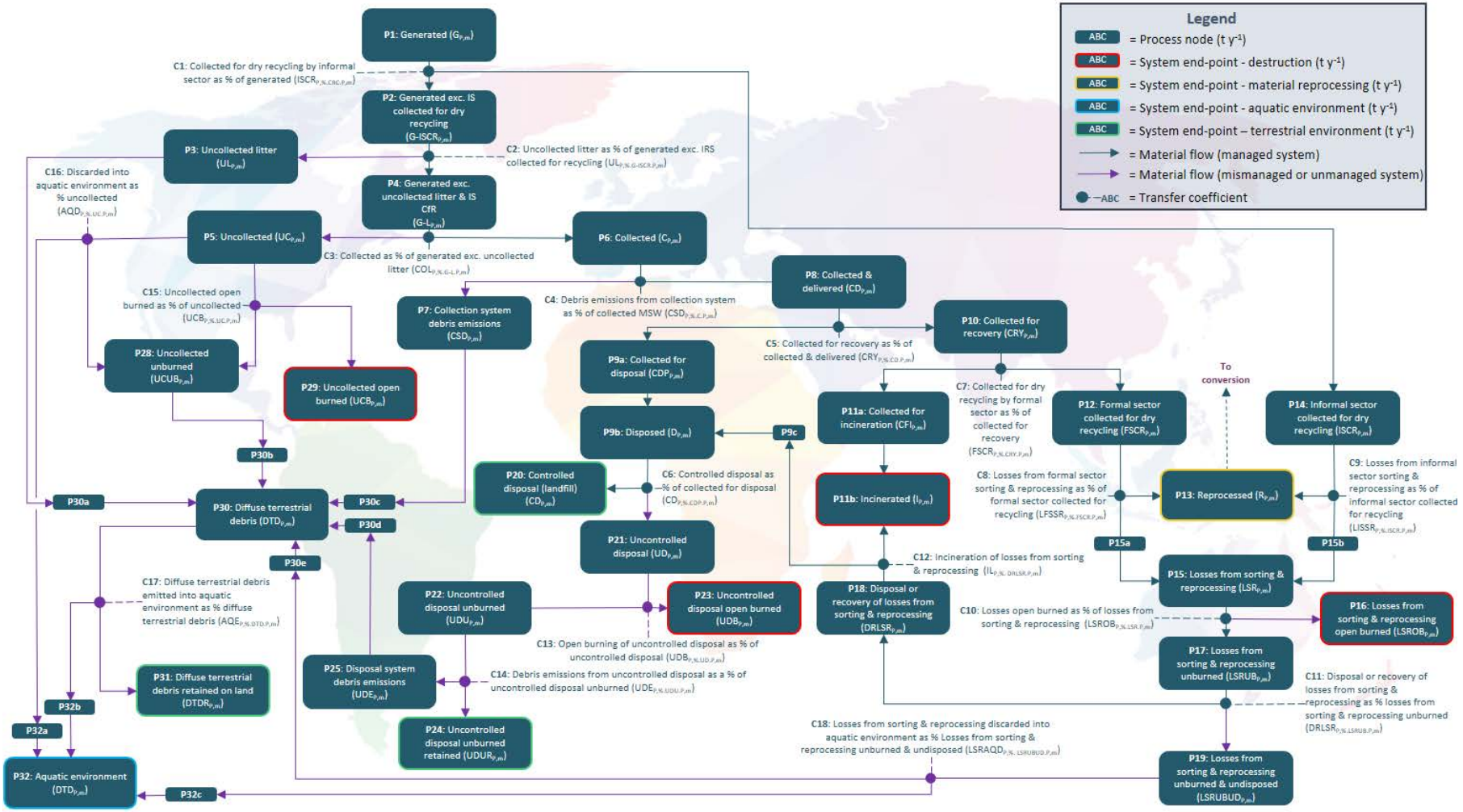
1.6. Modélisation des rejets de plastiques dans les milieux terrestres et aquatiques (Université de Leeds)

Cette section décrit la méthodologie et les paramètres employés par les experts de l'Université de Leeds pour estimer le destin des plastiques en fin de vie.

1.6.1. Gestion et rejet des déchets dans l'environnement

Le destin en fin de vie, y compris le rejet dans l'environnement après un passage par le système de gestion des déchets, a été quantifié à l'aide du modèle de quantification spatiotemporelle des origines et du transport de la pollution par les plastiques (*Spatiotemporal Quantification of Plastic Pollution Origins and Transportation* – SPOT) (Cottom, Cook et Velis, 2020[11]). Le modèle SPOT estime principalement les flux de matières aux niveaux 2 et 3 du découpage administratif, et il fallait donc l'adapter afin d'obtenir des résultats au plan national (niveau 0) qui ont ensuite été agrégés à l'échelle des régions de l'OCDE. L'analyse des flux de matières présentée par Brunner et Rechberger (2016[71]) a été l'approche méthodologique d'ensemble à la base de la distribution des estimations de la production de déchets plastiques fournies par le modèle ENV-Linkages et utilisées pour décrire leur parcours à travers le système des déchets, comme l'illustre le schéma conceptuel (Graphique A A.3). Ce modèle hybride est décrit ci-après sous le nom de « module d'extension ENVLinkages-SPOT ».

Graphique A A.5. Structure du module d'extension ENV-Linkages – SPOT



Source : Cottom, Cook et Velis (2020[11]).

1.6.2. Structure et hypothèses de base du modèle

Les données ont été traitées en trois étapes à l'aide du modèle SPOT : 1) Les données sur la production, la composition et la gestion des déchets municipaux de 2007 à 2021 tirées de quatre sources, Waste Wise Cities Tool (WaCT) (ONU-Habitat, s.d.[72]) ; Wasteaware Cities Benchmark Indicators (WABI) (Wilson et al., 2012[73]) ; Division de statistique des Nations Unies (DSNU) (2021[74]) ; et What a Waste 2.0 (WAW2) (Kaza et al., 2018[9]), ont été nettoyées et normalisées au moyen d'un dénominateur commun, aboutissant à environ 500 écritures de données ; (2) L'apprentissage automatique à partir d'une forêt aléatoire a eu recours à des variables prédictives pour modéliser les données relatives aux 85 088 autres municipalités du monde pour lesquelles aucune donnée n'était disponible ; (3) L'analyse probabiliste des flux de matières s'est appuyée sur les données interpolées pour répartir le flux de déchets issus de leur point de production à travers les nœuds de traitement correspondant à leur gestion, à leur mauvaise gestion et à leur absence de gestion.

Le module d'extension ENVLinkages-SPOT s'appuie sur l'agrégation au plan national (niveau 0) de la masse des déchets plastiques rigides et souples estimée par le modèle SPOT pour déterminer les coefficients de transfert utilisés pour répartir les matières entre les différents nœuds de traitement. Cependant, le modèle SPOT ne présente pas toutes les données dans le format requis pour que le module d'extension ENVLinkages-SPOT puisse les exploiter, aussi quelques ajustements se révèlent-ils nécessaires comme il en est fait état dans les paragraphes ci-après.

1.6.3. Déchets gérés – point de référence

Les données relatives à l'incinération ne sont pas indiquées séparément dans cette version du modèle SPOT en raison du manque de granularité spatiale des données sources, qui a abouti à leur agrégation avec d'autres types de valorisation des déchets. Aussi les données issues de Kaza et al. (2018[9]) ont-elles été utilisées dans le module d'extension ENVLinkages-SPOT parallèlement à de nouvelles recherches qui ont servi à vérifier ou à revoir certains points de données comme décrit au Tableau A A.15.

Tableau A A.15. Validation des données sur l'incinération

Pays	Masse des DMS incinérés (t y^{-1})	Proportion de DMS incinérés (%)	Vérification/addition	Source
Liechtenstein	8 268	25.4	add	Liechtenstein Institute for Strategic Development (2020[75])
Azerbaïdjan	400 000	9.6	add	(Banque islamique de développement, 2020[76])
Vietnam	1 602 764	5.4	add	(Tun et al., 2020[77])
Thaïlande	1 389 627	5.0	Vérifié	(Tun et al., 2020[77])
Éthiopie	350 000	2.5	add	(Cleere, 2020[78] ; Mubeen et Buekens, 2019[79])
RDP lao	32 637	2.0	add	(Tun et al., 2020[77])
Inde	1 916 250	0.7	add	(Central Pollution Control Board, 2021[80])
Myanmar	21 900	0.2	add	(JFE Engineering Corporation, 2017[81])

Source : Kaza et al. (2018[9]).

La proportion des déchets collectés en vue du recyclage par le secteur informel a été estimée en adaptant le modèle P2O présenté par Lau et al. (2020[27]). Des données additionnelles ont été fournies par Cottom, Cook et Velis (2020[11]) pour ce qui est de la productivité moyenne par les récupérateurs informels de déchets recyclables, du nombre de récupérateurs informels par habitant des zones urbaines, et de la proportion des déchets collectés constituée de plastique (Tableau A A.16). Il a également été supposé

que les travailleurs opèrent en moyenne pendant 235 jours, compte tenu des arrêts-maladie, des congés et des autres périodes d'indisponibilité.

Tableau A A.16. Données utilisées pour modéliser les activités du secteur du recyclage informel

Catégorie de revenu (Banque mondiale)	Proportion de la population urbaine travaillant dans le secteur informel des déchets (%)	Productivité par récupérateur de déchets (kg d^{-1})	Proportion de plastiques dans les déchets collectés par le secteur du recyclage informel (%)
Revenu élevé	0.01	37.0	5
Revenu intermédiaire – tranche supérieure	0.26	37.0	28
Revenu intermédiaire – tranche inférieure	0.19	37.0	35
Faible revenu	0.14	37.0	35

Source : Cottom, Cook et Velis (2020[11]).

1.6.4. Déversement des déchets mal gérés dans l'eau

Les données pour quantifier le déversement délibéré de déchets dans l'eau par les producteurs de déchets sont rares. Nous présentons ici, pour la première fois, un tour d'horizon des données de recensement indiquant la masse directement rejetée dans l'eau par les chefs de ménage faute de services formels de collecte des déchets (Tableau A A.17). Compte tenu de l'incertitude qui entoure les données et de leur grande variabilité dans le temps et selon les pays, nous avons adopté une approche prudente et abordé cette question en calculant la moyenne des parts moyennes des déchets traités de la sorte dans les différents pays, à savoir 4.8 % de déchets non collectés.

Tableau A A.17. Déversement délibéré dans l'eau

Pays	Proportion de la population adoptant ce comportement (% moyen des déchets non collectés)	Source
Malawi	1.0	National Statistical Office (2020[82])
Guatemala	1.8	Guatemala, Instituto Nacional de Estadística (2018[83])
Indonésie	7.6	Sub Direktorat Statistik Lingkungan Hidup (2014[84])
Fidji	0.5	Fiji Bureau of Statistics (2018[85])
Brésil	0.4	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2010[86])
Bolivie	15.6	Instituto Nacional de Estadistica (2012[87])
Samoa	0.4	Samoa Bureau of statistics (2019[88])
Éthiopie	10.9	Commission du recensement de la population (2007[89])

1.6.5. Rejets de débris de plastiques dans les milieux aquatiques

Le transfert des rejets des milieux terrestres vers les milieux aquatiques a été estimé sur la base des taux de transfert suggérés par Lau et al. (2020[27]) et présenté en détail dans le Tableau A A.18.La carte de densité démographique (CIESIN, 2018[90]) établie à partir de la population mondiale quadrillée d'après GWPv4 (2015) (Nations Unies, 2019[91]) a été utilisée pour estimer la part relative de la population rurale et de la population urbaine, celle-ci étant définie comme dans Dijkstra et Poelman (2014[92]) à l'aide des cellules du quadrillage qui comptent plus de 300 habitants et dont les cellules contiguës comportent au total plus de 5 000 habitants. La répartition entre population urbaine et population rurale a été mise en correspondance avec la série de données HydroSHEDS sur les cours d'eau et les rivages avec une résolution de 30 secondes d'arc. Pour les pays situés au-dessus de 60° de latitude nord, les données

démographiques ont été estimées de manière approximative sur la base des taux correspondant aux pays similaires les plus proches situés en dessous des 60° de latitude nord.

Le transfert de déchets des milieux terrestres vers les milieux aquatiques a été estimé à l'aide des taux de transfert suggérés par Lau *et al.* (2020[27]) et présenté en détail dans le Tableau A A.18. La carte de densité démographique (CIESIN, 2018[90]) établie à partir de la population mondiale quadrillée d'après GWPv4 (2015) (Nations Unies, 2019[91]) et ajustée pour tenir compte des données des Nations Unies a été utilisée pour estimer les parts respectives de la population rurale et de la population urbaine en considérant comme Dijkstra et Poelman (2014[92]) que cette dernière correspond aux cellules du quadrillage qui comptent plus de 300 habitants et dont les cellules contiguës comportent au total plus de 5 000 habitants. La répartition entre population urbaine et population rurale a été mise en correspondance avec la série de données HydroSHEDS sur les cours d'eau et les rivages, avec une résolution de 30 secondes d'arc. Pour les pays situés au-dessus des 60° de latitude nord, les données démographiques ont été estimées de manière approximative sur la base des taux des pays similaires les plus proches situés en dessous des 60° de latitude nord.

Tableau A A.18. Taux de transfert des déchets plastiques des milieux terrestres vers les milieux aquatiques (% wt. y^{-1})

Souplesse	Distance de la population par rapport aux milieux aquatiques	Part des déchets plastiques transférés des milieux terrestres vers les milieux aquatiques (% wt.)
Rigide	< 1 km	10
	> 1 km	3
Souple	< 1 km	35
	> 1 km	8

Source : Lau et al. (2020[27]).

1.7. Rejets de plastiques dans les milieux aquatiques et terrestres (Base de données des Perspectives mondiales des plastiques de l'OCDE)

La Base de données des Perspectives mondiales des plastiques de l'OCDE comprend trois estimations des rejets dans l'environnement (somme des milieux terrestres et aquatiques) et trois estimations des rejets dans les milieux aquatiques, à savoir une estimation centrale, une estimation haute et une estimation basse. Celles-ci sont calculées en combinant les estimations établies sur la base des différentes méthodologies décrites dans les sections précédentes, à savoir les estimations fournies par la DTU, par l'Université de Leeds et par Laurent Lebreton.

Plus précisément, l'estimation centrale des rejets dans l'environnement correspond à la moyenne des rejets dans l'environnement rapportés par la DTU et par l'Université de Leeds. Les estimations haute et basse correspondent respectivement à la plus élevée et à la plus faible de ces valeurs.

Les rejets dans les milieux aquatiques sont calculés à partir de l'estimation centrale des rejets dans l'environnement, qui est une donnée d'entrée dans le modèle de Laurent Lebreton. L'estimation centrale et l'estimation haute des rejets dans l'eau proviennent de Laurent Lebreton. L'estimation basse correspond au nombre rapporté par l'Université de Leeds.

La mobilité des plastiques dans les milieux aquatiques est évaluée à partir de l'estimation centrale des rejets dans les milieux aquatiques et à l'aide de la méthodologie précédemment décrite (Annexe « Modélisation des rejets plastiques dans les milieux aquatiques – Laurent Lebreton »).

1.8. Modélisation des émissions de particules dans l'air résultant de l'usure des pneus et des freins (Institut norvégien pour la recherche atmosphérique)

Cette section décrit la méthodologie et les paramètres employés par Nicolaos Evangeliou de l'Institut norvégien pour la recherche atmosphérique (NILU) pour estimer les émissions de microplastiques dans l'air liées à la circulation routière et leur contribution à la pollution particulaire.

1.8.1. Calcul des émissions dues à l'usure des pneus et des freins

Les particules issues de l'usure des pneus et des freins (PUP et PUF) sont calculées à l'aide du modèle GAINS (Greenhouse gas – Air pollution Interactions and Synergies) (Amann et al., 2011[93]). GAINS est un modèle d'évaluation intégré dans lequel les émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre sont estimées pour près de deux cents régions du monde en prenant en considération les principales activités économiques, les politiques de réglementation environnementale, ainsi que les coefficients d'émission propres à chaque région. GAINS modélise les émissions de particules (PM) en distinguant les PM_1, les $PM_{2.5}$, les PM_{10}, les PM totales, ainsi que les particules carbonées (CN, CO) issues des processus de combustion, comme décrit par Klimont *et al.* (2017[94]).

Dans GAINS, les émissions de particules non liées aux gaz d'échappement recouvrent celles de PUP, de PUF et de PM émanant de l'abrasion des routes. Ces émissions sont calculées sur la base des données propres à chacune des régions et des estimations des distances parcourues (km/type de véhicule/an), ainsi que des taux d'émission spécifiques des différents types de véhicules (mg/km). Au nombre des types de véhicules considérés figurent les motocyclettes, les voitures, les véhicules utilitaires légers, les autobus/autocars, et les véhicules utilitaires lourds. Pour 2015, les estimations de la distance parcourue ont été obtenues à l'aide des données sur la consommation de carburant des transports par route tirées des Perspectives énergétiques mondiales de l'Agence internationale de l'énergie (AIE, 2011[95]), associées aux données nationales sur le nombre de véhicules et à des hypothèses concernant le nombre de kilomètres par véhicule parcourus. La prise en considération de l'utilisation et des taux d'émission des divers types de véhicules permet de mieux tenir compte des importantes différences régionales dans la structure des parcs automobiles, qui se caractérisent par exemple par un grand nombre de motocyclettes en Asie du Sud et du Sud-Est et par un plus faible taux de possession d'automobiles dans certaines parties du monde en développement. Les émissions de GAINS sont estimées à l'échelle mondiale selon un quadrillage avec un niveau de résolution de 0.5° × 0.5° sur la base de données relatives au réseau routier, d'hypothèses concernant la densité de véhicules selon le type de routes, ainsi que des données démographiques.

Les coefficients d'émission de PUP et de PUF utilisés dans GAINS pour chaque type de véhicules reposent sur l'examen de plusieurs études quantitatives (Klimont et al., 2002[96])récemment mises à jour (Klimont et al., 2017[94]) sur la base, principalement, de van der Gon et al. (2013[97]), l'AEE (2013[98]) et Harrison et al. (2012[99]). De grandes incertitudes entourent les coefficients d'émission, concernant notamment la distribution par taille des PM. GAINS indique les particules en suspension totales (PST), et suppose ensuite que les PM_{10} provenant des PUP représentent environ 10 % de ces PST, et les $PM_{2.5}$ environ 1 % du total des PUP, alors que les PM_{10} provenant des PUF constitueraient environ 80 % des PST et que les $PM_{2.5}$ compteraient pour 40 à 50 % du total des PUF (Klimont et al., 2002[96]).

1.8.2. Modélisation du transport atmosphérique

Les émissions de PM_{10} calculées à l'aide du modèle GAINS sont utilisées en tant que données d'entrée dans la version 10.4 du modèle du transport atmosphérique FLEXPART (FLEXible PARTicle) (Pisso et al., 2019[100]). La dispersion des particules dans l'atmosphère, qui tient aussi bien compte du transport que du dépôt de particules, a été simulée pour l'année de référence 2014. On a fait tourner le modèle FLEXPART en mode prospectif à partir de 2014. Les processus atmosphériques qui affectent le transport des

particules dans les nuages (par exemple les processus de convection et de mélange turbulent des couches limites) sont paramétrés dans le modèle (Forster, Stohl et Seibert, 2007[101]). Le modèle était alimenté par les analyses opérationnelles 1° × 1° réalisées toutes les trois heures par le Centre européen pour les prévisions météorologiques à moyen terme (CEPMMT), et la résolution spatiale des résultats concernant les champs de concentration et de dépôt était fixée à 0.5° × 0.5° dans un domaine global, avec une résolution temporelle quotidienne. Dans FLEXPART la dispersion des microplastiques issus du réseau routier est modélisée en supposant que les particules sont de forme sphérique (Pisso et al., 2019[100]).

Les simulations tenaient également compte du balayage sous les nuages et des retombées sèches, en supposant que la densité des PUP est de 1234 kg/m^3, valeur intermédiaire entre la densité de 945 kg/m^3 du caoutchouc naturel et celle de 1522 kg/m^3 du caoutchouc synthétique (Walker, 2019[102] ; Federal Highway Administration Research and Technology, 2019[103]). Cette densité se situe dans la fourchette dont il est fait état pour les microplastiques (940-2 400 kg/m^3) (Unice et al., 2019[104]). Dans le cas des PUF, une densité plus élevée a été supposée (2 000 kg/m^3), étant donné que ces particules peuvent également contenir des métaux (Grigoratos et Martini, 2014[105]). Les plastiques sont généralement hydrophobes et devraient par conséquent constituer des noyaux de condensation des nuages (NCN) assez peu efficaces (Di Mundo, Petrella et Notarnicola, 2008[106] ; Ganguly et Ariya, 2019[107]). Cependant, avec le temps, les revêtements peuvent rendre les particules plus hydrophiles dans l'atmosphère (Bond et al., 2013[108]). L'efficacité des aérosols en tant que noyaux glaçogènes (NG) n'est par ailleurs pas bien connue. D'après Evangeliou et al. (2020[109]), il est plus réaliste d'utiliser dans le modèle des coefficients de balayage intermédiaires pour les NCN/NG.

Les émissions de PUP et de PUF ont été extrapolées de 2014 à 2019, sur la base des données sur les voyageurs par route issues des Perspectives énergétiques mondiales de l'AIE (AIE, 2018[110]) pour les 15 régions géographiques du modèle EN-Linkages de l'OCDE. L'année 2014 a été prise pour année de référence et le ratio par rapport à l'année 2014 a été calculé pour chaque année entre 2015 et 2019 et pour chacune des 15 régions (il sera appelé ci-après « coefficient de proportionnalité régional »). Ce coefficient de proportionnalité régional pourrait être négatif si le nombre de voyageurs par route a diminué par rapport à 2015, ou positif si leur nombre a au contraire augmenté.

On a fait tourner FLEXPART avec les émissions de 2014 pour les 15 régions du modèle ENV-Linkages, ce qui a abouti à 15 simulations différentes à l'aide du modèle, dont chacune représente la dispersion liée à la région correspondante. Le coefficient de proportionnalité régional a ensuite été utilisé pour mesurer la dispersion modélisée de chacune des émissions régionales pour chaque année entre 2015 et 2019. Enfin, les 15 dispersions modélisées chaque année à l'échelle régionale ont été utilisées pour calculer les estimations des PUP et des PUF au niveau mondial.

1.9. Modélisation des émissions de gaz à effet de serre imputables aux plastiques primaires dans ENV-Linkages

Cette section décrit la méthodologie et les paramètres employés pour estimer la contribution du cycle de vie des plastiques aux émissions de GES, à l'échelle mondiale, à partir du modèle ENV-Linkages de l'OCDE.

Dans la base de données GTAP (Aguiar et al., 2019[4]), la production de matières plastiques concerne deux secteurs : d'une part, les produits chimiques, d'autre part, les produits en caoutchouc et en matière plastique ainsi que d'autres produits. Dans le modèle ENV-Linkages, les secteurs des plastiques ont été subdivisés en deux catégories correspondant respectivement à la production primaire et à la production secondaire de plastiques.(section 1.2 de la présente annexe). La difficulté d'estimer les émissions de gaz à effet de serre liées aux plastiques tient au fait que dans ENV-Linkages, il n'y a pas de lien direct entre les émissions et les émissions attribuables aux plastiques. Les secteurs producteurs de plastiques utilisent des intrants issus du secteur de la production d'électricité, des secteurs d'extraction de combustibles

fossiles, ainsi que d'autres secteurs de l'économie. Cependant, étant donné que ces secteurs producteurs de plastiques produisent également d'autres biens, toutes leurs émissions ne peuvent pas être attribuées aux plastiques. En outre, les émissions provenant d'autres secteurs peuvent également être attribuées aux plastiques. De plus, les émissions provenant de l'extraction des matières premières et de la gestion des déchets plastiques sont également mélangées aux émissions non attribuables aux plastiques.

Par conséquent, pour estimer approximativement les émissions mondiales imputables au cycle de vie des plastiques, une approche basée sur les coefficients d'émission a été retenue :

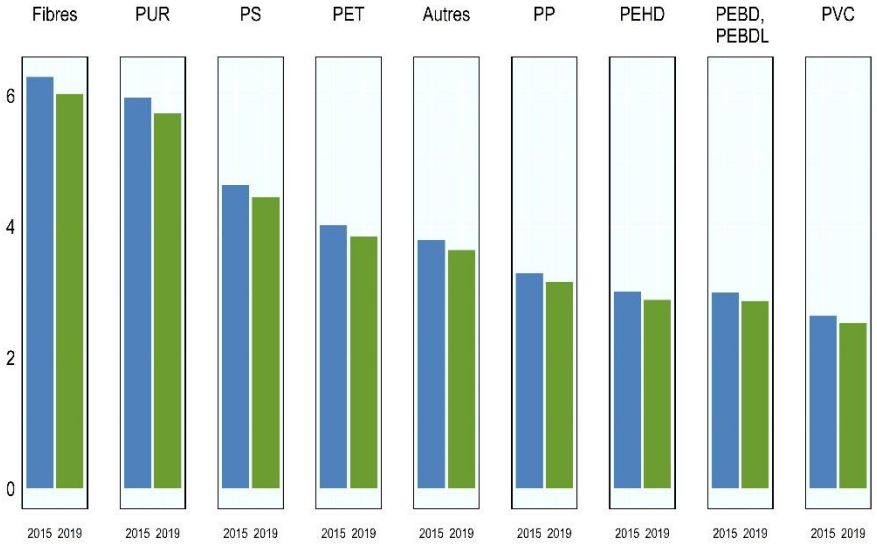
$$Emi_{g,t}^{plastics} = \sum_{p} \left(\lambda_{g,p,t}^{prod} + \lambda_{g,p,t}^{conv}\right) C_{p,t} + \sum_{f} \lambda_{g,f,t}^{eol} W_{f,t}$$

où $Emi_{g,t}^{plastics}$ désigne les émissions de gaz à effet de serre g (dont le CO_2, le CH_4 et le N_2O, mesurés en équivalents CO_2)[3] issus du cycle de vie des plastiques au moment t, $\lambda_{g,p,t}^{prod}$ et $\lambda_{g,p,t}^{conv}$ sont respectivement les coefficients d'émission par tonne de plastique correspondant à la production et à la transformation de plastiques pour le polymère p qui sont appliqués au niveau de la consommation de plastiques primaires $C_{p,t}$ estimée par le modèle (par convention, les émissions liées à la production de plastiques secondaires sont attribuées aux émissions liées à la gestion des déchets). Enfin, $\lambda_{g,f,t}^{eol}$ est le coefficient d'émission correspondant à un destin en fin de vie donné f (pour des raisons de disponibilité des données, ne sont pris en considération que l'incinération, la mise en décharge contrôlée et le recyclage), appliqué à la quantité de déchets plastiques produite $W_{j,t}$.

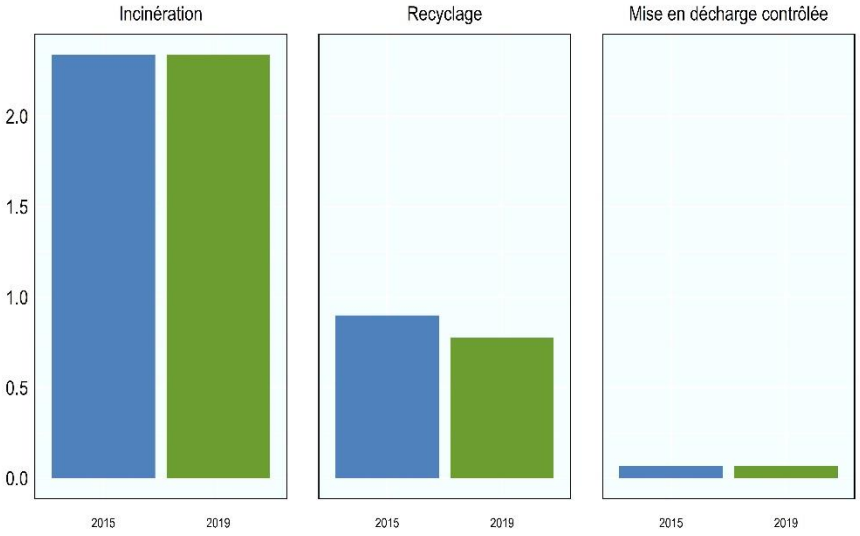
La littérature fournit des estimations des coefficients d'émission pour l'année 2015 (Zheng et Suh, 2019[111]) [4] qui sont utilisées pour calibrer les émissions pour 2015. Ces coefficients d'émission tiennent compte des émissions de l'ensemble de la chaîne de valeur de la production des plastiques et ne sont pas constants au fil du temps en raison des changements structurels du processus de production. En conséquence, l'intensité en GES de la production et de la transformation des plastiques fait l'objet d'une mise à jour 2019 d'après le changement structurel observé dans le modèle. Un indice calculé sur la base de la moyenne mondiale des émissions de portée 2 (émissions directes plus émissions liées à la demande d'électricité) des secteurs liés à la production et à la transformation des plastiques (produits chimiques, produits en caoutchouc et en matière plastique primaires, extraction de pétrole, extraction de gaz et produits du pétrole et du charbon) représente l'évolution dans le temps des émissions liées à la production et à la conversion. Un autre indice calculé sur la base des émissions de portée 2 du secteur des plastiques secondaires représente l'évolution dans le temps de l'intensité des émissions liées au recyclage, alors que les facteurs d'émission sont constants pour l'incinération et la mise en décharge (Graphique A A.6).

Graphique A A.6. Coefficients d'émission de gaz à effet de serre pour le cycle de vie des plastiques dans le modèle ENV-Linkages en 2015

Volet A. Émissions liées à la production et à la transformation par type de polymères (téq CO_2 par tonne de plastique)



Volet B. Émissions en fin de vie par destin en fin de vie (téq CO_2 par tonne de déchets plastiques)



Les émissions liées au recyclage et à l'incinération sont des émissions directes des processus industriels correspondants. Les émissions évitées (émissions liées à la production d'électricité remplacée par l'incinération de déchets et émissions de la production des plastiques primaires remplacés par des plastiques secondaires) ne sont pas prises en compte dans les coefficients d'émission décrits ici, car elles sont déjà directement prises en considération dans le modèle ENV-Linkages (modifications de la structure des intrants du secteur de la production d'électricité et évolutions de l'équilibre entre les plastiques primaires et secondaires, qui sont toutes deux fonction des variations des prix relatifs de ces matières, lesquelles sont déterminées de manière endogène par le modèle).
Source : adapté de Zheng et Suh (2019[111]).

Références

Agence pour la protection de l'environnement des États-Unis (EPA) (2020), « Advancing Sustainable Materials Management: 2018 Tables and Figures », https://www.epa.gov/sites/default/files/2021-01/documents/2018_tables_and_figures_dec_2020_fnl_508.pdf. [13]

Agence pour la protection de l'environnement des États-Unis (EPA) (2020), *Plastics: Material-Specific Data*, https://www.epa.gov/facts-and-figures-about-materials-waste-and-recycling/plastics-material-specific-data. [14]

Agence suédoise pour la protection de l'environnement (EPA) (2019), *Microplastics in the Environment 2019*, http://www.naturvardsverket.se/Om-Naturvardsverket/Publikationer/ISBN/6900/978-91-620-6957-5/. [50]

Aguiar, A. et al. (2019), « The GTAP Data Base: Version 10 », *Journal of Global Economic Analysis*, vol. 4/1, pp. 1-27, https://doi.org/10.21642/jgea.040101af. [4]

AIE (2018), *World Energy Outlook*. [110]

AIE (2011), *World Energy Outlook*. [95]

Amann, M. et al. (2011), « Cost-effective control of air quality and greenhouse gases in Europe: Modeling and policy applications », *Environmental Modelling & Software*, vol. 26, pp. 1489–1501. [93]

Antonopoulos, I., G. Faraca et D. Tonini (2021), « Recycling of post-consumer plastic packaging waste in the EU: Recovery rates, material flows, and barriers », *Waste Management*, vol. 126, pp. 694-705, https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.04.002. [30]

Banque islamique de développement (2020), *Waste to Energy: Averting environnmental damage in Azerbaijan.*, https://www.isdb.org/sites/default/files/media/documents/2020-06/Success_Flt_Azerbaijan_EN.pdf. [76]

Banque mondiale (2020), *Nouvelle classification des pays en fonction de leur revenu : 2020-2021*, https://blogs.worldbank.org/fr/opendata/nouvelle-classification-des-pays-en-fonction-de-leur-revenu-2020-2021 (consulté le 28 janvier 2021). [41]

Bond, T. et al. (2013), « Bounding the role of black carbon in the climate system: A scientific assessment », *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, vol. 118, pp. 5380–5552. [108]

Borrelle, S. et al. (2020), « Predicted growth in plastic waste exceeds efforts to mitigate plastic pollution », *Science*, vol. 369/6510, pp. 1515-1518, https://doi.org/10.1126/science.aba3656. [65]

Boucher, F. et D. Friot (2017), *Microplastiques primaires dans les océans : évaluation mondiale des sources*. [53]

Brunner, P. et H. Rechberger (2016), *Handbook of Material Flow Analysis: For Environmental, Resource, and Waste Engineers*, CRC Press, https://doi.org/10.1201/9781315313450. [71]

Bureau des statistiques des Fidji (2018), *2017 Fiji population and housing census.*, https://www.statsfiji.gov.fj/component/advlisting/?view=download&format=raw&fileId=5970. [85]

Central Pollution Control Board (2021), *Report of Waste to Energy Plants in Delhi by CPCB in OA No. 640 of 2018 (Earlier O.A. No. 22 of 2013 (THC)*, Sukhdev Vihar Residents Welfare Association Vs State of NCT of Delhi, https://greentribunal.gov.in/report-waste-energy-plants-delhi-cpcb-oa-no-640-2018-earlier-oa-no-22-2013thc-sukhdev-vihar. [80]

Central Pollution Control Board (CPCB) (2019), *Annual Report for the year 2018-2019 on Implementation of Plastic Waste Management Rules*, Ministère de l'Environnement, des Forêts et du Changement climatique (Inde). [21]

Château, J., R. Dellink et E. Lanzi (2014), « An Overview of the OECD ENV-Linkages Model : Version 3 »*, Documents de travail de l'OCDE sur l'environnement*, n° 65, Éditions OCDE, Paris, https://doi.org/10.1787/5jz2qck2b2vd-en. [1]

Château, J., C. Rebolledo et R. Dellink (2011), « An Economic Projection to 2050: The OECD « ENV-Linkages » Model Baseline »*, Documents de travail de l'OCDE sur l'environnement*, n° 41, Éditions OCDE, Paris, https://doi.org/10.1787/5kg0ndkjvfhf-en. [2]

Chruszcz, A. et S. Reeve (2018), *Composition of plastic waste: Results of a waste compositional analysis of plastics at MRFs and PRFs*, WRAP. [26]

CIESIN (2018), *Gridded population of the world, version 4 (GPWv4): population count adjusted to Match 2015 revision of UN WPP country totals, revision 11.*, Center for International Earth Science Information Network - Columbia University, https://sedac.ciesin.columbia.edu/data/set/gpw-v4-population-count-adjusted-to-2015-unwpp-country-totals-rev11. [90]

Cleere, R. (2020), « The New Reppie Incinerator at Koshe Landfill in Addis Ababa, Ethiopia », *Atlas des conflits pour la justice environnementale [ensemble de données en ligne]*, https://ejatlas.org/conflict/the-new-reppie-incinerator-at-koshe-landfill-in-addis-ababa-ethiopia-leaves-the-wastepickers-without-livelihood. [78]

Cottom, J., E. Cook et C. Velis (2020), « Spatio-temporal quantification of plastic pollution origins and transportation (SPOT) », *University of Leeds, Royaume-Uni*, https://plasticpollution.leeds.ac.uk/toolkits/spot/. [11]

De Falco, F. et al. (2020), « Microfiber Release to Water, Via Laundering, and to Air, via Everyday Use: A Comparison between Polyester Clothing with Differing Textile Parameters », *Environmental Science & Technology*, doi: 10.1021/acs.est.9b06892, pp. 3288-3296, https://doi.org/10.1021/acs.est.9b06892. [54]

De Falco, F. et al. (2019), « The contribution of washing processes of synthetic clothes to microplastic pollution », *Scientific Reports*, vol. 9, p. 6633, https://doi.org/10.1038/s41598-019-43023-x. [43]

Di Mundo, R., A. Petrella et M. Notarnicola (2008), « Surface and bulk hydrophobic cement composites by tyre rubber addition », *Construction and Building Materials*, vol. 172, pp. 176–184. [106]

Dijkstra, L. et H. Poelman (2014), *A harmonised definition of cities and rural areas: the new degree of urbanisation*, https://ec.europa.eu/regional_policy/sources/docgener/work/2014_01_new_urban.pdf. [92]

Division de statistique des Nations Unies (2020), *Base de données statistiques de l'ONU sur le commerce des marchandises (COMTRADE)*, https://comtrade.un.org (consulté le 21 septembre 2020). [35]

Division de statistique des Nations Unies (DSNU) (2021), *UNSD Environmental Indicators: Waste In Environment Statistics*, https://unstats.un.org/unsd/envstats/qindicators.cshtml. [74]

ECHA (2020), *Comité d'évaluation des risques (CER) et Comité d'analyse socio-économique (CASE) Opinion on an Annex XV dossier proposing restrictions on intentionally added microplastics*. [51]

EMEP/AEE (2013), *Air pollutant emission inventory guidebook 2013: Technical guidance to prepare national emission inventories*, https://doi.org/10.2800/92722. [98]

Environnement et changement climatique Canada (2019), *Étude économique sur l'industrie, les marchés et les déchets du plastique au Canada*, Environnement et changement climatique Canada. [15]

Eunomia (2018), « Investigating options for reducing releases in the aquatic environment of microplastics emitted by (but not intentionally added in) products », *Rapport pour la DG Environnement de la Commission européenne*, vol. vol. 62/février, pp. 1596-1605, https://www.eunomia.co.uk/reports-tools/investigating-options-for-reducing-releases-in-the-aquatic-environment-of-microplastics-emitted-by-products/. [38]

Eurostat (2020), *Statistiques - Production et élimination de boues de stations d'épuration*, https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/ENV_WW_SPD/default/table. (consulté le 28 janvier 2021). [64]

Eurostat (2018), *Average loads for total road freight transport, 2018 (tonnes)*, https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=File:Average_loads_for_total_RFT,_2018_(tonnes).png. (consulté le 21 mai 2021). [45]

Eurostat (s.d.), *Production vendue, exportations et importations par liste PRODCOM (NACE Rév. 2) - données annuelles*, https://ec.europa.eu/eurostat/fr/web/prodcom/data/database. [39]

Evangeliou, N. et al. (2020), « Atmospheric transport is a major pathway of microplastics to remote regions », *Nature Communications*, vol. 11, p. 3381, https://doi.org/10.1038/s41467-020-17201-9. [109]

FCH (2021), « NEW PLASTICS ECONOMY », https://fch.cl/en/initiative/new-plastics-economy. [17]

Federal Highway Administration Research and Technology (2019), *User Guidelines for Waste and Byproduct Materials in Pavement Construction*. [103]

FMI (2020), *Perspectives de l'économie mondiale, octobre 2020 : Une ascension longue et difficile*, Fonds monétaire international, Washington, D.C., https://www.imf.org/fr/Publications/WEO/Issues/2020/09/30/world-economic-outlook-october-2020 (consulté le 22 janvier 2021). [6]

Forster, C., A. Stohl et P. Seibert (2007), « Parameterization of convective transport in a Lagrangian particle dispersion model and its evaluation », *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, vol. 46, pp. 403–422. [101]

Ganguly, M. et P. Ariya (2019), « Ice Nucleation of Model Nanoplastics and Microplastics: A Novel Synthetic Protocol and the Influence of Particle Capping at Diverse Atmospheric Environments », *ACS Earth and Space Chemistry*, vol. 3, pp. 1729–1739. [107]

Gerritse, J. et al. (2020), « Fragmentation of plastic objects in a laboratory seawater microcosm », *Scientific Reports*, vol. 10/1, p. 10945, https://doi.org/10.1038/s41598-020-67927-1. [69]

Geyer, R., J. Jambeck et K. Law (2017), « Production, use, and fate of all plastics ever made », *Science Advances*, vol. 3/7, p. e1700782, https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782. [8]

GIEC (1995), *Seconde évaluation du GIEC : Changement de climat 1995 - Rapport du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat*. [112]

Gouvernement de l'Australie (2021), *Australian plastics flows and fates 2019-2020*. [24]

Gouvernement de l'Australie, D. (2020), *2018-19 Australian plastics recycling survey - national report*, https://www.awe.gov.au/environment/protection/waste/publications/australian-plastics-recycling-survey-report-2018-19 (consulté le 28 octobre 2021). [19]

Grigoratos, T. et G. Martini (2014), *Non-exhaust traffic related emissions. Brake and tyre wear PM*, https://doi.org/10.2790/21481. [105]

Guatemala, Instituto Nacional de Estadística (2018), *Características generales del hogar. Censo 2018: Cuadro B6.1 - Hogares por forma principal de eliminación de la basura, según departamento. [ensemble de données en ligne]*, https://www.censopoblacion.gt/explorador. [83]

Hallal, A. et al. (2013), « Overview of Composite Materials and their Automotive Applications », dans *Advanced Composite Materials for Automotive Applications*, John Wiley & Sons, Ltd., https://doi.org/10.1002/9781118535288.ch1. [48]

Harrison, R. et al. (2012), « Estimation of the contributions of brake dust, tire wear, and resuspension to nonexhaust traffic particles derived from atmospheric measurements », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 46, pp. 6523–6529. [99]

Hestin, M., T. Faninger et L. Milios (2015), *Increased EU Plastics Recycling Targets: Environment, Economic and Social Impact Assessment*, https://743c8380-22c6-4457-9895-11872f2a708a.filesusr.com/ugd/0af79c_d3c616e926e24896a8b82b833332242e.pdf. [25]

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2010), *Demographic Census: Table 1395 - Permanent private households, by household situation and existence of bathroom or toilet and number of toilets for the exclusive use of the household, according to the type of household, the form of water supply, the desti*, https://sidra.ibge.gov.br/tabela/1395. [86]

Instituto Nacional de Estadistica (2012), *Disposal of garbage in the house, according to province and municipality, 2012 census [ensemble de données en ligne]*, https://www.ine.gob.bo/index.php/estadisticas-sociales/vivienda-y-servicios-basicos/censos-vivienda/. [87]

Jambeck, J. et al. (2015), « Plastic waste inputs from land into the ocean », *Science*, vol. 347/6223, pp. 768-771, https://doi.org/10.1126/science.1260352. [12]

JFE Engineering Corporation (2017), *Opening Ceremony for Myanmar's First Waste to Energy Plant*, https://www.jfe-eng.co.jp/en/news/2017/20170410.html. [81]

JMP (2020), *Wash Data*, https://washdata.org/data/household#!/table?geo0=region&geo1=sdg. (consulté le 29 janvier 2021). [59]

Kalbar, P., I. Muñoz et M. Birkved (2017), « WW LCI v2: A second-generation life cycle inventory model for chemicals discharged to wastewater systems. », *Science of the Total Environment*, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.051. [58]

Kawecki, D. et B. Nowack (2020), « A proxy-based approach to predict spatially resolved emissions of macro- and microplastic to the environment », *Science of The Total Environment*, vol. 748, p. 141137, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141137. [55]

Kaza, S. et al. (2018), *What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050*, Banque mondiale, https://doi.org/10.1596/978-1-4648-1329-0. [9]

Klimont, Z. et al. (2002), *Modelling Particulate Emissions in Europe. A Framework to Estimate Reduction Potential and Control Costs*. [96]

Klimont, Z. et al. (2017), « Global anthropogenic emissions of particulate matter including black carbon », *Atmospheric Chemistry and Physics*, vol. 17, pp. 8681–8723. [94]

Lassen, C. et al. (2016), *Microplastics: Occurrence, effects and sources of releases to the environment in Denmark*, Agence danoise pour la protection de l'environnement, Copenhague. [56]

Lau, W. et al. (2020), « Evaluating scenarios toward zero plastic pollution », *Science*, vol. 369/6510, pp. 1455-1461, https://doi.org/10.1126/science.aba9475. [27]

Lebreton, L. et A. Andrady (2019), « Future scenarios of global plastic waste generation and disposal », *Palgrave Communications*, vol. 5/1, p. 6, https://doi.org/10.1057/s41599-018-0212-7. [67]

Lebreton, L., M. Egger et B. Slat (2019), « A global mass budget for positively buoyant macroplastic debris in the ocean », *Scientific Reports*, vol. 9/1, p. 12922, https://doi.org/10.1038/s41598-019-49413-5. [70]

Lebreton, L. et al. (2018), « Evidence that the Great Pacific Garbage Patch is rapidly accumulating plastic », *Scientific Reports*, vol. 8/1, https://doi.org/10.1038/s41598-018-22939-w. [68]

Liechtenstein Institute for Strategic Development (2020), *Circular economy strategy for Liechtenstein.*, https://www.alpine-space.org/projects/greencycle/deliverables/t2/lisd---circular-economy-strategy-for-liechtenstein-vol1-10-03-2020-1.pdf. [75]

Løkkegaard, H., B. Malmgren-Hansen et N. Nilsson (2018), *Mass balance of rubber granulate lost from artificial turf fields, focusing on discharge to the aquatic environment*. [49]

Magnusson, K. et al. (2016), *Swedish Sources and Pathways for Microplastics to the Marine Environment.*. [60]

Meijer, L. et al. (2021), « More than 1000 rivers account for 80% of global riverine plastic emissions into the ocean », *Science Advances*, vol. 7/18, https://doi.org/10.1126/sciadv.aaz5803. [66]

Michielssen, M. et al. (2016), « Fate of microplastics and other small anthropogenic litter (SAL) in wastewater treatment plants depends on unit processes employed », *Environmental Science: Water Research and Technology*, vol. 2/6, pp. 1064-1073, https://doi.org/10.1039/c6ew00207b. [61]

Ministère du Commerce (Chine) (2019), *The China Recycling Industry Development Report (2013-2018)*. [20]

Mubeen, I. et A. Buekens (2019), « Chapter 14 - Energy From Waste: Future Prospects Toward Sustainable Development », dans Kumar, S., R. Kumar et A. Pandey (dir. pub.), *Current Developments in Biotechnology and Bioengineering*, Elsevier, https://doi.org/10.1016/B978-0-444-64083-3.00014-2. [79]

National Statistical Office (2020), *2018 Malawi population and housing census: water and sanitation report Zomba*, http://www.nsomalawi.mw/images/stories/data_on_line/demography/census_2018/Thematic_Reports/Water%20and%20Sanitation%20Report.pdf. [82]

Nations Unies (2019), *World Urbanization Prospects: The 2018 Revision.*, https://population.un.org/wup/Publications/Files/WUP2018-Report.pdf. [91]

Nizzetto, L., M. Futter et S. Langaas (2016), *Are Agricultural Soils Dumps for Microplastics of Urban Origin?*, American Chemical Society, https://doi.org/10.1021/acs.est.6b04140. [62]

OCDE (2021), *Policies to Reduce Microplastics Pollution in Water: Focus on Textiles and Tyres*, Éditions OCDE, Paris, https://doi.org/10.1787/7ec7e5ef-en. [47]

OCDE (2020), *Perspectives économiques de l'OCDE, Volume 2020 Numéro 2*, Éditions OCDE, Paris, https://doi.org/10.1787/39a88ab1-en. [5]

OCDE (2019), *Global Material Resources Outlook to 2060: Economic Drivers and Environmental Consequences*, Éditions OCDE, Paris, https://doi.org/10.1787/9789264307452-en. [3]

OCDE (2017), *Base de données environnement - Traitement des eaux usées (% de la population connectée) (ensemble de données)*, http://stats.oecd.org/index.aspx?DatasetCode=WATER_TREAT. (consulté le 29 janvier 2021). [57]

ONUDI (2020), *Recycling of plastics in Indian perspective*, Bureau de l'ONUDI, Centre international de Vienne (CIV), Vienne, https://www.unido.org/sites/default/files/files/2018-11/Plenary%202%20-%20Plastics%20-%20Mohanty.pdf. [22]

ONU-Habitat (s.d.), *Cities' Waste Data*, https://unhabitat.org/waste-wise-cities-waste-data (consulté le 20 septembre 2021). [72]

OVAM (2018), *Huishoudelijk afval en gelikkaardig bedrijfsafval.*, https://www.ovam.be/inventarisatie-huishoudelijke-afvalstoffen. [36]

Pirc, U. et al. (2016), « Emissions of microplastic fibers from microfiber fleece during domestic washing », *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 23, pp. 22206–22211, https://doi.org/10.1007/s11356-016-7703-0. [44]

Pisso, I. et al. (2019), « The Lagrangian particle dispersion model FLEXPART version 10.4 », *Geoscientific Model Development*, vol. 12, pp. 4955–4997. [100]

Plastic Waste Management Institute (2019), *An Introduction to Plastic Recycling*. [18]

Plastics Europe (2020), « Plastics – the Facts 2020 ». [23]

Plastics Europe (2017), *Plastics: the Facts (2017) An analysis of European plastics production, demand and waste data*, Plastics Europe. [42]

Plastics Recyclers Europe (2020), *Report on Plastics Recycling Statistics*, http://743c8380-22c6-4457-9895-11872f2a708a.filesusr.com/ugd/dda42a_2544b63cfb5847e39034fadafbac71bf.pdf. [31]

Population Census Commission (2007), *2007 Population and Housing Census of Ethiopia.*, https://microdata.worldbank.org/index.php/catalog/2747/download/39216. [89]

Recoup (2019), *Recyclability by Design*, https://www.bpf.co.uk/design/recyclability-by-design. [29]

ResearchNester (2021), *Artificial Turf: Market Insights, Demand & Growth Forecast 2027.*, https://www.researchnester.com/reports/artificial-turf-market/995. (consulté le 28 janvier 2021). [52]

Resource Futures (2019), *Composition analysis of litter waste in Wales*. [37]

Rolsky, C. et al. (2020), « Municipal sewage sludge as a source of microplastics in the environment. », *Current Opinion in Environmental Science & Health*. [63]

Roosen, M. et al. (2020), « Detailed Analysis of the Composition of Selected Plastic Packaging Waste Products and Its Implications for Mechanical and Thermochemical Recycling », *Environmental Science & Technology*, doi: 10.1021/acs.est.0c03371, pp. 13282-13293, https://doi.org/10.1021/acs.est.0c03371. [32]

Ryberg, M. et al. (2019), « Global environmental losses of plastics across their value chains », *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 151, p. 104459, https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104459. [7]

Samoa Bureau of statistics (2019), *Samoa's Experimental Solid Waste Accounts FY2013-14 to FY2015-16*, https://www.sbs.gov.ws/digi/Samoa's%20Experimental%20Solid%20Waste%20Arrounts_2013-2014%20to%202015-2016.pdf. [88]

SEMARNAT (2020), *Diagnostico basico para la gestion integral de los residuos*. [16]

Sommer, F. et al. (2018), « Tire Abrasion as a Major Source of Microplastics in the Environment », *Aerosol and Air Quality Research*, vol. 18/8, pp. 2014-2028, https://doi.org/10.4209/aaqr.2018.03.0099. [46]

Stadler, K. et al. (2018), « EXIOBASE 3: Developing a Time Series of Detailed Environmentally Extended Multi-Regional Input-Output Tables », *Journal of Industrial Ecology*, vol. 22/3, pp. 502-515, https://doi.org/10.1111/jiec.12715. [10]

Sub Direktorat Statistik Lingkungan Hidup (2014), *Indikator Perilaku Peduli Lingkungan Hidup (2014 Environmental Care Behavior Indicators*, https://www.bps.go.id/publication/2015/12/23/2cdc2ef08c706d6f205c69fc/indikator-perilaku-peduli-lingkungan-hidup-2014.html. [84]

SystemIQ and the Pew Charitable Trust (2020), *Breaking the Plastic Wave: A Comprehensive Assessment of Pathways Towards Stopping Ocean Plastic Pollution*, https://www.systemiq.earth/breakingtheplasticwave/. [28]

Thompson, P., P. Willis et N. Morley (2012), *A review of commercial textile fibre recycling technologies*, Waste and Resources Action Programme (WRAP), Royaume-Uni, https://refashion.fr/eco-design/sites/default/files/fichiers/A%20review%20of%20commercial%20textile%20fibre%20recycling%20technologies.pdf. [34]

Tun, M. et al. (2020), « Renewable Waste-to-Energy in Southeast Asia: Status, Challenges, Opportunities, and Selection of Waste-to-Energy Technologies », *Applied Science*, vol. 10/20, p. 7312, https://doi.org/10.3390/app10207312. [77]

Unice, K. et al. (2019), « Characterizing export of land-based microplastics to the estuary - Part I: Application of integrated geospatial microplastic transport models to assess tire and road wear particles in the Seine watershed », *Science of the Total Environment*, vol. 646, pp. 1639–1649. [104]

van der Gon, H. et al. (2013), « The Policy Relevance of Wear Emissions from Road Transport, Now and in the Future -- an International Workshop Report and Consensus Statement », *Journal of the Air & Waste Management Association*, vol. 63/2, pp. 136-49, https://doi.org/10.1080/10962247.2012.741055. [97]

VinylPlus (2019), *PVC Recycling in Action*, https://vinylplus.eu/uploads/images/Leaflets/Recovinyl_21x21_04-05_web.pdf. [33]

Viool, V. et al. (2018), *Study to support impact assessment for options to reduce the level of ALDFG*. [40]

Walker, R. (2019), *The mass of 300 different 'dry' materials*. [102]

Wilson, D. et al. (2012), « Comparative analysis of solid waste management in 20 cities », *Waste Management & Research*, doi: 10.1177/0734242X12437569, pp. 237-254, https://doi.org/10.1177/0734242X12437569. [73]

Zheng, J. et S. Suh (2019), « Strategies to reduce the global carbon footprint of plastics », *Nature Climate Change*, vol. 9/5, pp. 374-378, https://doi.org/10.1038/s41558-019-0459-z. [111]

Notes

[1] Pour simuler la distribution des durées de vie pour les différentes applications des plastiques au cours des années antérieures, une composante exogène correspondant aux déchets engendrés par les biens précédemment produits est ajoutée les premières années.

[2] En particulier, d'après l'ECHA (2020[51]), la part des granulés issue de pneus en fin de vie devrait représenter 78 % des matières de remplissage, alors que l'EPDM et le TPE n'en composeraient que 18 % et le liège 4 % à l'horizon 2028. Étant donné que le gazon artificiel est exclusivement constitué de la partie en caoutchouc des pneus (EuRIC MTR 2020), 96 % de l'ensemble des matières de remplissage sont supposés être composés de microplastiques.

[3] Les émissions nominales de CH_4 et de N_2O sont converties en équivalents-CO_2 sur la base de leur PRG à l'horizon de 100 ans d'après le 2e rapport d'évaluation (GIEC, 1995[112]).

[4] Nous tenons à remercier les auteurs de nous avoir communiqué les coefficients d'émission de gaz à effet de serre qui ne sont pas directement disponibles dans leur étude.

Annexe B. Modélisation des effets économiques de la pandémie de COVID-19 et des mesures prises par les pouvoirs publics pour y faire face

1.1. Hypothèses

Les conséquences de la pandémie et des mesures de confinement sont déterminées en comparant un scénario de référence contrefactuel pré-COVID, c'est-à-dire les projections pré-COVID, à un scénario tenant compte des chocs liés au COVID. Les répercussions de la pandémie de COVID-19 et des mesures prises par les pouvoirs publics pour y faire face reposent sur les hypothèses de modélisation suivantes ; voir (Dellink et al., 2021[1]) pour de plus amples informations :

- Les augmentations des taux de chômage observées au niveau régional en 2020 sont tirées des Perspectives économiques de l'OCDE 108 (OCDE, 2020[2]), des mises à jour des prévisions du PIB figurant dans les Perspectives intermédiaires (OCDE, 2021[3]) et des Perspectives économiques du FMI pour les pays non couverts par les prévisions de l'OCDE (FMI, 2020[4]). Pour les quelques pays qui ne figurent dans aucune de ces deux bases de données, des hypothèses spécifiques sont formulées sur la base des effets constatés pour des pays similaires.
- Les chocs sur la demande sectorielle affectant l'année 2020 sont pris en compte sur la base des travaux d'Arriola et Van Tongeren (2021[5]). Pour les secteurs énergétiques, les chocs sont repris de l'AIE (AIE, 2020[6]). Aucun choc de demande n'est inclus pour les secteurs producteurs de plastiques.
- Les programmes de relance mis en œuvre en 2020 sont pris en compte sous la forme d'une réduction de la fiscalité sur le capital et sur le travail dans le cas des entreprises, et de l'impôt sur le revenu dans celui des ménages. La source est en l'occurrence Arriola *et al.* (2021[5]).
- Les chocs commerciaux prennent la forme d'une augmentation des coûts des échanges internationaux (« coûts iceberg »), avec une différenciation entre les secteurs des services et l'agriculture et les industries manufacturières. Il s'agit d'une reproduction des chocs commerciaux décrits dans Arriola *et al.* (2021[5]).
- Les diminutions de la productivité régionale du travail rendent compte des baisses de productivité durant le confinement et se traduisent simplement par une baisse uniforme de la productivité dans tous les secteurs et toutes les régions, d'après les travaux d'Arriola et al. (2021[5]).
- Pour finir, des chocs sur la productivité totale des facteurs à l'échelon régional sont ajoutés au scénario en s'appuyant sur la baisse macroéconomique du PIB, afin de tenir compte des effets conjugués de tous les éléments non expressément repris ci-dessus (OCDE (2020[2])). Cette approche permet de faire en sorte que les effets macroéconomiques immédiats de la pandémie soient pondérés de manière à parvenir aux taux de croissance du PIB prévus pour 2020 par l'OCDE (2020[2]) et par le FMI pour les pays non couverts par les prévisions de l'OCDE (FMI, 2020[4]).

1.2. Répercussions économiques

L'augmentation du chômage, la diminution de la productivité du travail, l'effondrement de la demande de certains produits et l'augmentation des coûts des échanges sont autant de facteurs qui déprime l'activité économique. Leur impact n'est que partiellement compensé par le soutien public accordé aux entreprises et aux ménages. Il s'ensuit une importante contraction du PIB mondial en 2020, dont la croissance annuelle tombe à environ -3.5 %, contre +4 % en 2019 (OCDE, 2021[3]). Pour 2021 et au-delà, les projections du PIB mondial sont plus optimistes et prévoient un redressement progressif ; ce point sera examiné dans le Volume 2 des Perspectives mondiales des plastiques (OECD, 2022[7]).

La pandémie est réellement mondiale et affecte toutes les économies. De surcroît, l'intégration économique est telle que les effets économiques régionaux se propagent à toutes les économies. Par conséquent, les niveaux du PIB en 2020 ont été bien inférieurs à ceux de 2019 dans toutes les régions sauf la Chine (Graphique A B.1, volet de gauche). Cependant, au cours d'une année normale, les niveaux du PIB auraient augmenté, aussi l'écart entre le PIB réalisé en 2020 et son niveau prévu en 2020 par les projections antérieures à la crise du COVID, c'est-à-dire les niveaux du PIB de 2019 augmentés de son taux de croissance attendu en 2020, est-il plus important. Par conséquent, même si l'économie chinoise s'est rapidement relevée du premier choc subi, le taux de croissance de son PIB a été bien moins élevé que prévu.

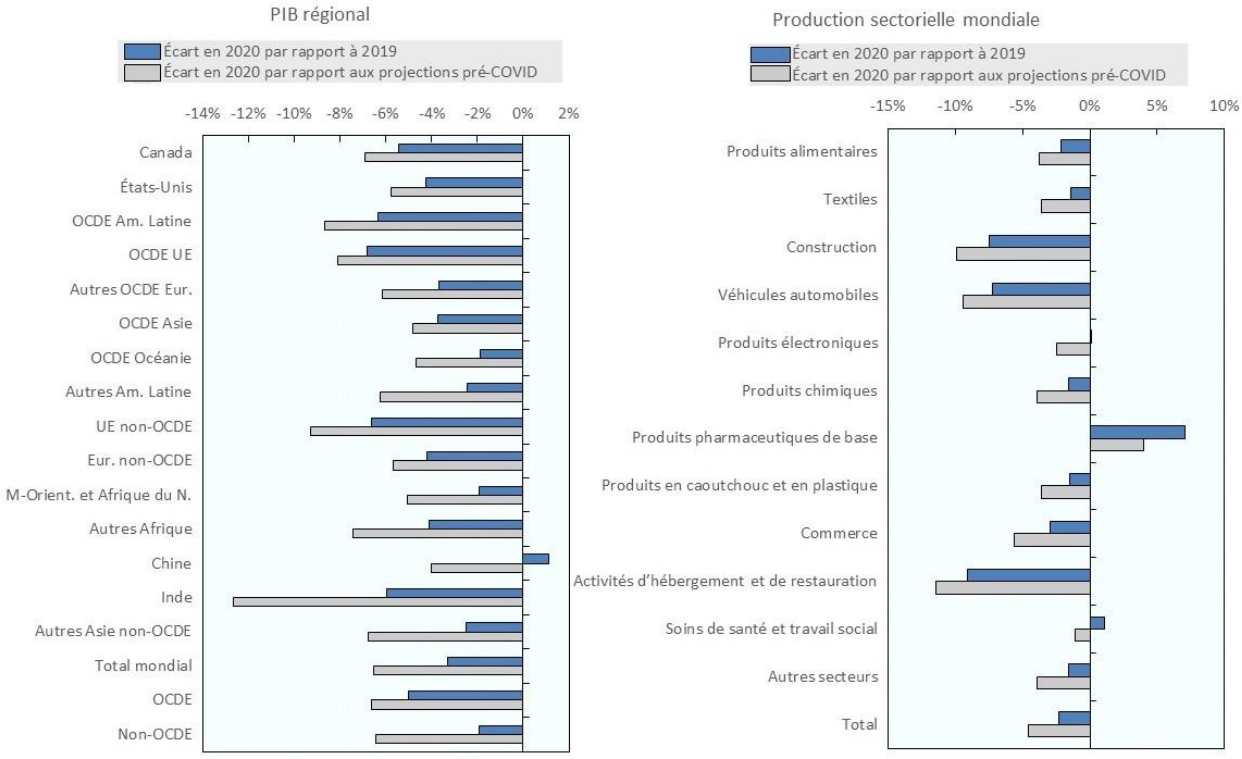
Toutes les autres régions ont connu des baisses plus marquées de leur PIB : la plus forte chute par rapport à 2019 a été enregistrée par l'Union européenne et par l'Inde (cf. OECD (2021[3])), et la plupart des économies émergentes ont accusé des pertes relativement importantes par rapport aux projections pré-COVID puisqu'une année qui devait être de forte croissance s'est trouvée purement et simplement effacée. Par ailleurs, les échanges mondiaux se sont effondrés, ce qui a déprimé l'activité économique des économies émergentes dont la croissance est très dépendante des exportations.

Dans l'ensemble, en 2020, le PIB des pays de l'OCDE a été de 5 % inférieur à son niveau de 2019 (et de 7 % plus faible que dans les projections pré-COVID), alors que, dans les pays non membres de l'OCDE, le recul moyen par rapport aux niveaux de 2019 était plus modeste, à savoir de 2 % (6 % plus faible que dans les projections pré-COVID).

La structure de l'économie détermine en grande partie l'ampleur des effets macroéconomiques de la pandémie. Certains segments des secteurs des services ont été gravement touchés par la pandémie, en particulier le secteur de l'hébergement et de la restauration (Graphique A B.1, volet de droite). Les réductions de la demande de combustibles fossiles ont été tout à fait considérables, en particulier à travers les effets des mesures de confinement sur les transports. La demande d'électricité a également diminué, en particulier dans les processus de production, du fait de la fermeture temporaire des entreprises, mais dans une moindre mesure que la consommation de combustibles. Les activités de construction et les ventes de véhicules automobiles ont été parmi les plus sévèrement touchées.

Graphique A B.1. La pandémie de COVID-19 et les mesures de confinement ont entraîné un recul du PIB partout dans le monde et une réduction de la production dans la plupart des secteurs

Écart en 2020 par rapport aux projections antérieures à la crise du COVID



Note : Les noms des secteurs sont liés à leurs produits.
Source : modèle ENV-linkages de l'OCDE et Dellink et al. (2021[1]).

Les autres secteurs manufacturiers n'ont été qu'indirectement touchés : la demande des produits de ces secteurs n'a certes subi aucun choc direct – du moins dans les simulations du modèle – mais le ralentissement de l'activité d'autres secteurs et la réduction des niveaux de consommation ont également tiré ces secteurs vers le bas. Il s'agit notamment des secteurs des textiles, de l'électronique, de la chimie, ainsi que de la production de caoutchouc et de matières plastiques.

D'après les estimations, un seul secteur a bénéficié d'une augmentation à court terme de sa production : celui des produits pharmaceutiques (de même que certains sous-secteurs qui sont regroupés dans des secteurs plus larges dans le cadre de la modélisation, tels que le commerce électronique)[1]. Le secteur de la santé a également enregistré une légère croissance par rapport à 2019, quoique plus modeste que dans les projections pré-COVID.

Références

AIE (2020), *World Energy Outlook 2020*, Éditions OCDE, Paris, https://doi.org/10.1787/557a761b-en. [6]

Arriola, C., P. Kowalski et F. van Tongeren (2021), « The impact of COVID-19 on directions and structure of international trade », *OECD Trade Policy Papers*, n° 252, OECD Publishing, Paris, https://doi.org/10.1787/0b8eaafe-en. [5]

Dellink, R. et al. (2021), « Effets à long terme de la pandémie de COVID-19 et des mesures de relance sur les pressions environnementales : étude quantitative », *Documents de travail de l'OCDE sur l'environnement*, n° 176, Éditions OCDE, Paris, https://doi.org/10.1787/123dfd4f-en. [1]

FMI (2020), *Perspectives de l'économie mondiale, octobre 2020 : Une ascension longue et difficile*, Fonds monétaire international, Washington, D.C., https://www.imf.org/fr/Publications/WEO/Issues/2020/09/30/world-economic-outlook-october-2020 (consulté le 22 janvier 2021). [4]

OCDE (2021), *Perspectives économiques de l'OCDE, Rapport intermédiaire, mars 2021*, Éditions OCDE, Paris, https://doi.org/10.1787/01954fa3-fr. [3]

OCDE (2020), *Perspectives économiques de l'OCDE, Volume 2020 Numéro 2*, Éditions OCDE, Paris, https://doi.org/10.1787/8dd1f965-fr. [2]

OECD (2022), *Global Plastics Outlook : Policy Scenarios to 2060*, OECD Publishing, Paris, https://doi.org/10.1787/aa1edf33-en. [7]

Note

[1] Le secteur pharmaceutique représente environ 0.7 % de la production économique mondiale totale, une part qui s'élève à plus de 1 % dans les pays européens membres de l'OCDE (en moyenne).

Glossaire

Avertissement : Ce glossaire définit des termes importants employés dans le rapport. Les définitions sont condensées et peuvent être incomplètes. Elles ne constituent pas des définitions officielles, mais visent plutôt à expliquer le sens donné aux termes dans le présent rapport.

Terme	Définition aux fins des Perspectives mondiales des plastiques
Plastiques biosourcés	Plastiques fabriqués à partir de biomasse.
Dégradation	Dégradation partielle ou totale d'un polymère sous l'effet des rayons ultraviolets, de l'oxydation ou d'agents biologiques, par exemple. Elle implique une altération de ses propriétés : décoloration, fissuration, fragmentation...
Technologies en rapport avec l'environnement dans le domaine des plastiques	Technologies présentant un intérêt environnemental, notamment en ce qu'elles permettent de prévenir, recycler, transformer et éliminer des déchets, à faire cesser des rejets ou à employer des matières de base biosourcées.
Incinération (des déchets)	Incinération dans une installation industrielle faisant appel aux techniques les plus récentes.
Mise en décharge (contrôlée)	Élimination finale de déchets moyennant leur enfouissement contrôlé, dans le respect des prescriptions sanitaires et environnementales et autres exigences de sécurité les plus avancées.
Rejets (de plastiques)	Désigne les plastiques introduits dans les milieux aquatiques et terrestres.
Déchets sauvages	Déchets faisant l'objet de dépôts sauvages (diffus ou concentrés). À ne pas confondre avec les déchets mal gérés, car les comportements qui en sont à l'origine ne sont pas forcément corrélés à l'absence d'infrastructures élémentaires de collecte et d'élimination des déchets. Les déchets sauvages peuvent être collectés pour être éliminés ou, à défaut, être rejetés dans l'environnement.
Macroplastiques	Objets en plastique reconnaissables tels que des emballages ou des bouteilles. Dans ce rapport, le terme désigne les plastiques de diamètre supérieur à 5 mm (qui, dans les études spécialisées, sont souvent classés dans deux catégories distinctes, les mésoplastiques et les macroplastiques).
Microplastiques	Polymères synthétiques solides de diamètre inférieur à 5 mm.

Déchets mal gérés	Déchets non pris en charge dans un système de collecte ou de traitement à la pointe du progrès. Cela comprend les déchets qui sont brûlés à ciel ouvert, immergés en mer ou dans d'autres masses d'eau de surface ou déposés dans des décharges non contrôlées ou sauvages.
Plastique	Employé sous forme adjectivale pour qualifier un nom. Exemple : déchets plastiques.
Pollution plastique	Désigne l'ensemble des émissions et des risques imputables à la production et à l'utilisation de plastiques, ainsi qu'à la gestion et aux rejets de déchets plastiques.
Plastiques	Désigne l'ensemble des polymères plastiques étudiés dans le présent rapport.
Microplastiques primaires	Plastiques de diamètre inférieur à 5 mm de par leur conception, tels que les agents de gommage cosmétiques et les granulés de plastique.
Plastiques primaires ou vierges	Plastiques fabriqués à partir de matières de base fossiles (pétrole brut, par exemple) ou biosourcées (maïs, canne à sucre, blé...) qui n'ont jamais été utilisées ou transformées auparavant.
Taux de recyclage	Selon le contexte, désigne soit la part des déchets collectés pour être recyclés, soit la part des déchets effectivement transformés en matières recyclées, déduction faite des résidus de recyclage.
Plastiques secondaires ou recyclés	Polymères plastiques fabriqués à partir de matières recyclées.
Microplastiques secondaires	Microplastiques issus de la fragmentation de plastiques plus grands, comme ceux provenant de l'abrasion des pneus, les microfibres synthétiques se détachant des produits textiles et les microplastiques libérés par la dégradation et la fragmentation des macroplastiques rejetés dans l'environnement auparavant.

Perspectives mondiales des plastiques

DÉTERMINANTS ÉCONOMIQUES, RÉPERCUSSIONS ENVIRONNEMENTALES ET POSSIBILITÉS D'ACTION

Alors que les plastiques sont des matériaux extrêmement utiles, la production de plastiques et la production de déchets continuent d'augmenter avec une aggravation des impacts environnementaux, malgré les réponses des politiques internationales, nationales et locales, ainsi que les engagements du secteur de l'industrie. Le besoin urgent de rendre le cycle de vie des plastiques plus circulaire appelle à une expansion des politiques nationales et à une meilleure coopération internationale pour atténuer les impacts environnementaux du plastique.

Le premier de deux rapports, ces Perspectives visent à informer et à soutenir les efforts politiques pour lutter contre les rejets de plastique. Le rapport quantifie les niveaux actuels de production, d'utilisation, de génération de déchets et les principaux impacts environnementaux tout au long du cycle de vie des plastiques et identifie les opportunités de réduction des externalités négatives. Il étudie également comment l'utilisation de plastique et la génération de déchets de plastiques ont été affectés par la pandémie de COVID-19 dans les différentes secteurs et régions. Les Perspectives identifient quatre leviers essentiels pour infléchir la courbe des matières plastiques : un soutien plus important aux marchés des plastiques recyclés, stimuler l'innovation technologique, une action publique nationale plus ambitieuse, et une meilleure coopération internationale.

IMPRIMÉ ISBN 978-92-64-97960-4
PDF ISBN 978-92-64-43962-7

9 789264 979604