



La sécurité avant tout

Revalorisation des déchets plastiques dans les pays à revenu faible et intermédiaire

Rapport dressé pour Tearfund et financé par l'Agence norvégienne de coopération pour le développement (NORAD)

tearfund

Remerciements

Auteur

Ed Cook est un chercheur avec plus de 20 ans d'expérience en gestion des déchets et des ressources. Au Royaume-Uni, il a été chef d'entreprise et conseiller en gestion des déchets. À l'échelle mondiale, il a participé à des interventions d'urgence et des projets de développement au Mexique et au Pakistan. Ed a contribué à la rédaction de plusieurs publications sur le thème des déchets plastiques, notamment :

- *Mismanagement of plastic waste through open burning with emphasis on the Global South: A systematic review of risks to occupational and public health* (Velis et Cook, 2021) ;
- *Breaking the plastic wave* (SYSTEMIQ et The Pew Charitable Trust, 2020) ;
- *Evaluating scenarios towards zero plastic pollution* (Lau et al., 2020) ;
- *Global review on safer end of engineered life* (Cook et Velis, 2020) ;
- *Plastic waste reprocessing for circular economy: A systematic review of risks to occupational and public health from legacy substances and extrusion* (Cook et al., 2020) ;
- *Eliminating avoidable plastic waste by 2042: A use-based approach to decision and policy making* (Resource Futures-Nextek, 2018) ;
- *Improving markets for recycled plastics: Trends, prospects and policy responses* (Lerpiniere et Cook, 2018).

Ed est actuellement chargé de recherche en systèmes d'économie circulaire pour la gestion des déchets plastiques à l'Université de Leeds. Notons cependant que ce rapport a été réalisé de manière indépendante et n'est pas cautionné par l'institution. Il est également responsable agréé des déchets auprès du Chartered Institute of Waste Management (Institut agréé de la gestion des déchets) au Royaume-Uni.

Relecteurs

L'auteur tient à exprimer son extrême gratitude aux professionnels du secteur de la gestion des déchets suivants. Ces personnes ont fourni un examen approfondi d'une version antérieure de ce rapport et apporté des commentaires constructifs sur son contenu :

- Professeur David C Wilson (Conseiller indépendant)
- Professeure Linda Godfrey (Council for Scientific and Industrial Research – CSIR)
- David Lerpiniere (Resource Futures)
- Joanne Green (Tearfund)
- Mari Williams (Tearfund)
- Richard Gower (Tearfund)

Remerciements particuliers

L'auteur remercie tous ceux qui ont offert leur temps pour fournir des conseils, une expérience et une expertise qui ont contribué à l'élaboration de ce rapport. Il aimerait tout particulièrement remercier les personnes suivantes :

- Alexander Kumi-Larbi Jnr. (Imperial College London)
- Zoë Lenkiewicz (WasteAid)
- Sarah Edmondson
- Carla Valle-Klann (UN Environment)
- Dr Costas Velis (Université de Leeds)
- Dr Josh Cottom (Université de Leeds)

Ce rapport est le résultat d'une analyse scientifique indépendante réalisée à la demande de Tearfund et financée par l'Agence norvégienne de coopération pour le développement (NORAD) et Tearfund. Les conclusions et recommandations ne constituent pas nécessairement la politique de Tearfund ou de NORAD.

Suggestion de citation

Cook, E (2021). *La sécurité avant tout : Revalorisation des déchets plastiques dans les pays à revenu faible et intermédiaire*. Teddington, Royaume-Uni : Tearfund. learn.tearfund.org

La sécurité avant tout : Revalorisation des déchets plastiques dans les pays à revenu faible et intermédiaire

Auteur : Ed Cook
Responsable du projet : Joanne Green
Traduction : Nathalie Reis, Brigitte Clark
Conception : www.wingfinger.co.uk
Photo de couverture : Hazel Thompson/Tearfund

© Tearfund 2022

Toute partie de cet ouvrage peut être copiée, reproduite ou adaptée par des personnes individuelles dans le cadre de leur propre travail ou à des fins de formation, à condition que les parties reproduites ne soient pas distribuées dans un but lucratif et que Tearfund soit citée en tant que source. Toutes les photos doivent être attribuées à Tearfund. Pour toute autre utilisation des supports, y compris la reproduction d'images dans d'autres contextes, une autorisation doit être obtenue auprès de Tearfund.

Nous sommes heureux de recevoir des commentaires sur nos publications et serions ravis de savoir l'usage que vous avez fait de cette ressource. Veuillez nous contacter en utilisant les coordonnées ci-dessous.

Publié par Tearfund. Une société limitée par garantie. Association caritative enregistrée sous les numéros 265464 en Angleterre et au pays de Galles et SC037624 en Écosse.

Tearfund est une organisation caritative chrétienne déterminée à mettre fin à l'extrême pauvreté et à l'injustice. Nous mobilisons les communautés et les Églises dans le monde entier pour faire en sorte que chacun ait la possibilité de réaliser le potentiel que Dieu lui a donné.

Tearfund, 100 Church Road, Teddington, TW11 8QE, Royaume-Uni

Tél : +44 (0)20 3906 3906

E-mail : publications@tearfund.org

Site Web : learn.tearfund.org

Avant-propos

L'objectif de ce document est de mettre en évidence et de combler partiellement les lacunes importantes de la bibliographie et de la pratique en matière de déchets plastiques. Dans le monde entier, beaucoup de nouvelles méthodes de traitement des déchets plastiques ont vu le jour ces dernières années, tant à l'échelle micro que macro. Cependant, relativement peu a été fait pour évaluer et comparer la sécurité de ces approches d'un point de vue humain et environnemental.

Le présent document n'a pas pour but de signaler que la crise du plastique peut être résolue uniquement par la collecte et le recyclage des déchets. Notre priorité devrait être de prendre des mesures pour réduire considérablement le plastique à usage unique et le remplacer par des alternatives rechargeables, réutilisables et sans emballage. Pourtant, dans une crise de cette ampleur, nous devons agir simultanément à tous les niveaux : une collecte et un recyclage sûrs sont un moyen d'y parvenir.

La campagne « Rubbish » (Déchets) de Tearfund a attiré l'attention sur le scandale de la mauvaise gestion des déchets, et en particulier des emballages plastiques à usage unique. Elle nous a conduits à poursuivre un programme croissant de recherche et de plaidoyer visant à améliorer la prise de décision en matière de gestion plus sûre des déchets. Les statistiques parlent d'elles-mêmes :

- Pas moins d'un million de personnes meurent chaque année de maladies causées par le plastique et d'autres déchets mal gérés. ([Pas de temps à gaspiller](#), Tearfund, 2019)
- Deux milliards de personnes, soit un quart de la population mondiale, n'ont pas accès à la collecte régulière de leurs ordures. ([Pas de temps à gaspiller](#), Tearfund, 2019)
- Chaque année, les entreprises de biens de grande consommation distribuent des milliards d'emballages plastiques à usage unique dans des pays et des contextes où de grandes quantités finiront brûlées au coin des rues et dans des décharges à ciel ouvert, ou déversées sur la terre ou dans les cours d'eau. ([The burning question](#), Tearfund, 2019)

Tearfund appelle les grandes entreprises de biens de grande consommation, et en particulier Coca-Cola, Nestlé, PepsiCo et Unilever, à prendre quatre mesures, résumées comme suit :

1. déclarer la quantité de plastique qu'elles utilisent dans chaque pays ;
2. réduire considérablement cette quantité ;
3. collecter et recycler ce qui reste ; et
4. le faire en développant des partenariats équitables avec les récupérateurs de déchets.

Des changements ont commencé à se produire, bien que lentement et irrégulièrement (voir [le tableau de classement de la campagne](#) « Rubbish » (Déchets)).

Alors que les entreprises de biens de grande consommation commencent à réduire la quantité d'emballages en plastique qu'elles mettent sur le marché, et en particulier à récupérer un plus gros volume des emballages restants, des questions précises se posent. Que doit-il advenir du plastique qui a été collecté pour être recyclé ? Où doivent être dirigés les investissements dans le recyclage ? Alors que les ONG et les entreprises sociales ont commencé à s'attaquer au scandale des déchets plastiques au niveau local, des questions similaires ont fait surface en ce qui concerne les techniques de traitement à petite échelle. Et les décideurs politiques se sont trouvés confrontés à des dilemmes lors de la conception de systèmes obligatoires de responsabilité élargie des producteurs.

Ce document, qui constitue une synthèse d'une analyse scientifique indépendante, s'adresse en premier lieu aux entreprises de biens de grande consommation, mais nous espérons qu'il sera également utile aux décideurs politiques, aux militants et aux praticiens communautaires qui se posent des questions similaires.

Nigel Harris
Directeur général, Tearfund

Sommaire

Résumé	1	4.5 Approche 5 : Dépolymérisation chimique (chimiolyse)	19
Glossaire des termes et abréviations	4	4.5.1 Vue d'ensemble	19
1 Introduction	6	4.5.2 Environnement	19
1.1 Étendue	7	4.5.3 Santé	19
2 Méthode et structure de cette analyse	9	4.6 Approche 6 : Pyrolyse et gazéification	19
3 Que signifie revaloriser les déchets d'emballages plastiques en toute sécurité ?	10	4.6.1 Vue d'ensemble	19
3.1 Prévalence et maturité	11	Pyrolyse	19
3.2 Sécurité environnementale	11	Gazéification	20
3.3 Santé professionnelle et publique	12	4.6.2 Environnement	20
4 Approches pour gérer les déchets des emballages plastiques	13	4.6.3 Santé	21
4.1 Approche 1 : Retraitement mécanique conventionnel pour extrusion	13	4.7 Approche 7 : Cotraitement dans des fours à ciment	22
4.1.1 Vue d'ensemble	13	4.7.1 Vue d'ensemble	22
4.1.2 Environnement	13	4.7.2 Environnement	23
Potentiel de réchauffement climatique	13	4.7.3 Santé	23
Utilisation de l'eau	13	4.8 Approche 8 : Incinération avec récupération de chaleur	23
Gestion des résidus	14	4.8.1 Vue d'ensemble	23
4.1.3 Santé	14	4.8.2 Environnement	24
Risque professionnel lors du retraitement du plastique	14	4.8.3 Santé	25
Matériaux en contact avec les aliments et substances héritées	14	5 Analyse	26
4.2 Approche 2 : Retraitement des bouteilles pour la fabrication de fibres	15	5.1 Maturité commerciale et disponibilité des données	26
4.2.1 Vue d'ensemble	15	5.2 Impact environnemental	27
4.2.2 Environnement	15	5.2.1 Émissions de carbone	27
Potentiel de réchauffement climatique	15	5.2.2 Gestion des résidus et perte de pellets	27
Utilisation de l'eau	15	5.3 Santé	27
Gestion des résidus	15	6 Conclusion et recommandations	28
Libération de fibres microplastiques	16	Groupe 1a	28
4.2.3 Santé	16	Groupe 1b	28
4.3 Approche 3 : Composites minéraux-polymères	16	Groupe 2	28
4.3.1 Vue d'ensemble	16	Groupe 3	30
Revêtement des routes	16	Garanties	30
Briques et tuiles	17	Références	31
Granulats secs dans le béton	17	Annexe : Méthodologie détaillée	41
4.3.2 Environnement	17	A1 Portée, définitions et structure du rapport	41
Revêtement des routes (bitume modifié par des polymères)	17	A2 Analyse de la bibliographie	42
Production de briques et de tuiles	17	A3 Critères d'inclusion/exclusion	42
4.3.3 Santé	17	A4 Évaluation visuelle des ressources multimédias en ligne	43
4.4 Approche 4 : Purification par solvants	18		
4.4.1 Vue d'ensemble	18		
4.4.2 Environnement	18		
4.4.3 Santé	18		

Résumé

Parallèlement aux efforts de réduction des déchets plastiques, de grandes quantités de ces déchets seront collectées pour être recyclées au cours de la prochaine décennie, suite aux engagements pris par certaines des plus grandes entreprises mondiales de biens de grande consommation. Le traitement de ces matières supplémentaires nécessitera une augmentation massive des infrastructures ainsi que des changements dans les réseaux logistiques par lesquels les déchets plastiques transitent depuis leur production jusqu'à leur transformation en produits utiles. Les parties prenantes de la chaîne de valeur des déchets plastiques sont désireuses d'explorer des moyens nouveaux et innovants de traiter ces déchets afin de conserver la valeur optimale de leurs propriétés matérielles ou énergétiques. De nouvelles technologies sous la bannière du « recyclage chimique » (par exemple, la pyrolyse, la dépolymérisation et la purification par solvants) sont examinées par les innovateurs, qui tiennent à vanter leur potentiel de réduction des pertes de matériaux et de la consommation d'énergie par rapport aux approches plus conventionnelles. Dans plusieurs exemples, les déchets plastiques collectés pour être recyclés ont été détournés vers des processus visant à récupérer de l'énergie ou à les convertir en combustible, en particulier lorsque le matériau ne se prête pas à un retraitement mécanique classique ou lorsque l'infrastructure de recyclage fait défaut.

Dans ce paysage en évolution rapide, on commence à se demander si certains des processus utilisés pour revaloriser les déchets plastiques donnent un meilleur résultat global pour la santé humaine et l'environnement. On craint notamment que la technologie soit mise en œuvre dans des pays qui ne disposent pas d'une réglementation efficace, dotée de ressources adéquates et indépendante, ce qui entraînerait l'émission de substances et de matières dangereuses dans l'environnement. Cette analyse a été réalisée pour améliorer la compréhension de certaines de ces approches, nouvelles et anciennes, et pour répondre aux questions concernant les technologies à soutenir. On a identifié huit approches que les entreprises de biens de grande consommation examinent activement comme étant des solutions potentielles à la crise de la pollution plastique (**Tableau 1**). Les preuves de leur impact sur la santé humaine et l'environnement sont résumées dans ce rapport, qui est complété par une analyse plus détaillée, soumise à une revue scientifique qui sera examinée par des pairs ([Safely recovering value from plastic waste in the Global South: Opportunities and challenges for circular economy and plastic pollution mitigation](#)).

Tableau 1 : Approches pour la revalorisation des déchets des emballages plastiques post-consommation

Approche 1	Retraitement mécanique conventionnel pour extrusion
Approche 2	Retraitement mécanique des bouteilles plastiques pour la fabrication de fibres pour extrusion
Approche 3	Composites minéraux-polymères : revêtement des routes, production de briques et de tuiles
Approche 4	Purification par solvants
Approche 5	Dépolymérisation chimique (chimiolyse)
Approche 6	Pyrolyse et gazéification
Approche 7	Cotraitements dans des fours à ciment
Approche 8	Incinération avec récupération de chaleur

Chaque approche a été évaluée en fonction de son impact sur l'environnement et sur la santé publique et professionnelle, et de sa prévalence et sa maturité commerciales. Sur cette base, il a également été possible d'évaluer l'adéquation de chaque approche pour une mise en œuvre dans les pays à revenu faible et intermédiaire, y compris le risque qu'elles soient mises en œuvre sans être conformes aux normes minimales de sécurité. Ces approches ont été classées en trois groupes (**Groupes 1-3**) comme le montre la **Figure 1**, en fonction de leurs risques relatifs et/ou de la disponibilité des preuves, le premier groupe étant subdivisé en deux autres sous-groupes (**Groupes 1a** et **1b**).

Les technologies de retraitement mécanique du **Groupe 1a** sont celles qui ont le moins d'impact sur l'environnement et la santé, tout en étant à la fois matures et appropriées pour une mise en œuvre dans les pays à revenu faible et intermédiaire, où elles sont appliquées à grande échelle depuis au moins 40 ans. Le retraitement mécanique présente encore certaines lacunes, notamment des taux de perte élevés, qui peuvent entraîner une mauvaise gestion des résidus. Cependant, avec une meilleure gestion des matières premières et des infrastructures de collecte des déchets, ces problèmes peuvent être atténués dans une certaine mesure.

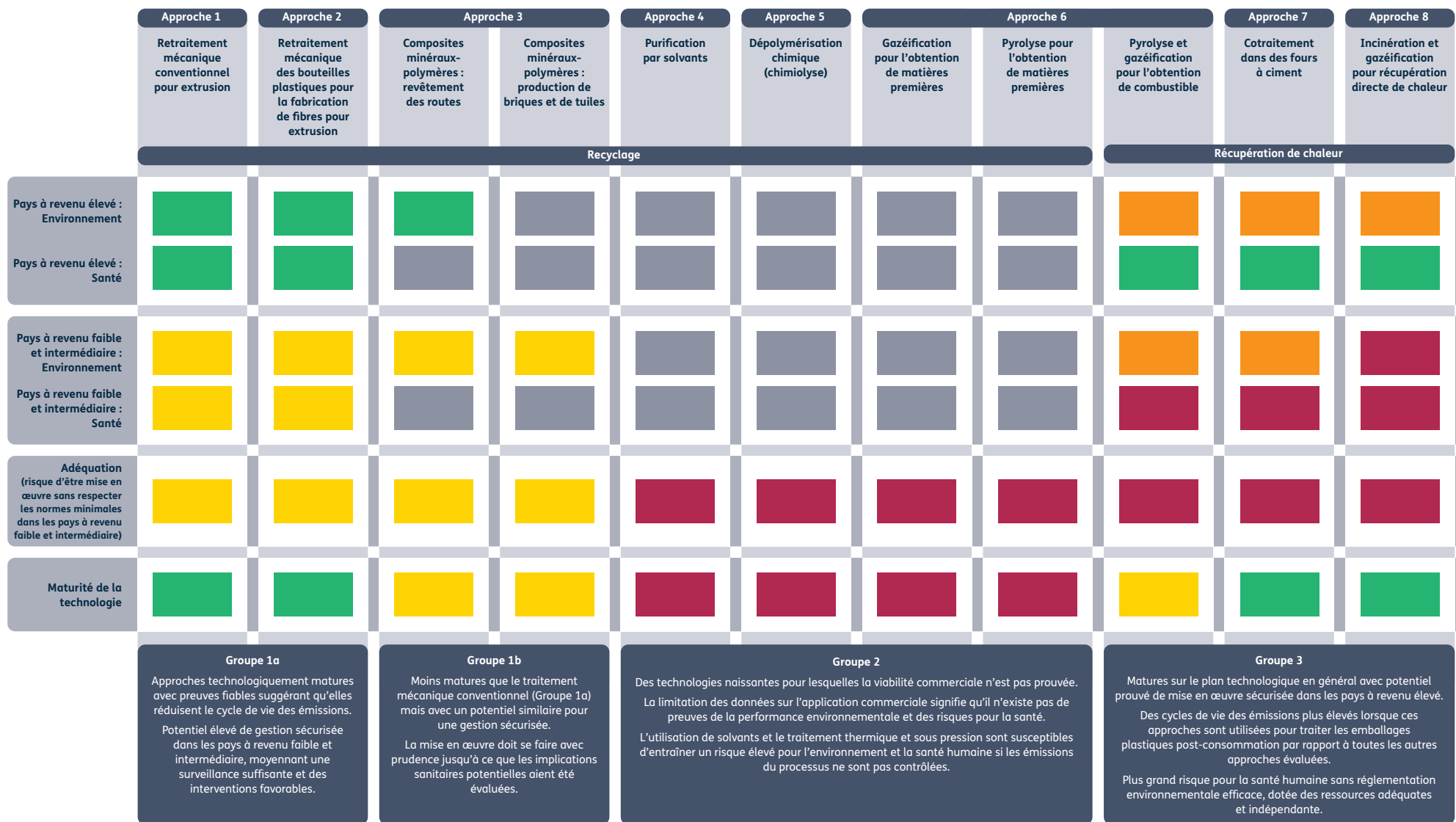
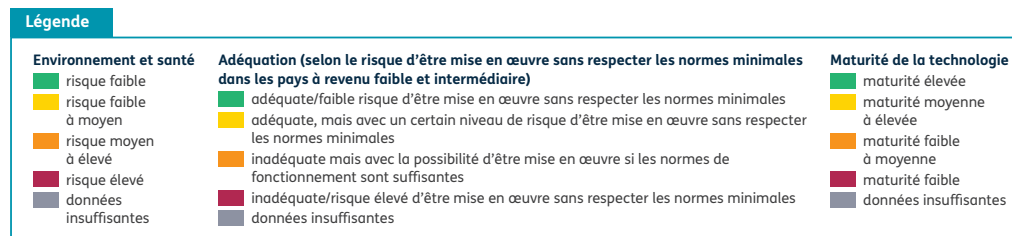


Figure 1 : Résumé des risques indicatifs pour l'environnement et la santé, et de la pertinence d'une mise en œuvre dans les pays à revenu faible et intermédiaire, pour les approches de traitement des déchets d'emballages plastiques post-consommation générés par les entreprises de biens de grande consommation.



Les approches du **Groupe 1b** sont adaptées aux pays à revenu faible et intermédiaire, bien que la limitation des données à l'appui disponibles et le fait qu'il s'agisse d'approches embryonnaires sur le plan commercial indiquent que d'autres études sont requises pour démontrer les avantages en matière de santé et d'environnement. En particulier, l'exposition au risque résultant de la fonte du plastique et des émissions des combustions à faible température est mal comprise. Ces technologies doivent être adoptées avec prudence à court terme jusqu'à ce que d'autres travaux soient entrepris pour appuyer le risque potentiel à la santé professionnelle et publique.

Ce rapport recommande que les approches des **Groupes 1a** et **1b** soient privilégiées par rapport aux autres (si appropriées et réalisables) tout en mettant en place un soutien approprié pour permettre aux installations de retraitement plus modestes et moins formelles de fonctionner en toute sécurité.

Les technologies de « recyclage chimique » du **Groupe 2** sont immatures et non prouvées sur le plan commercial, ce qui signifie que les preuves environnementales et sanitaires pertinentes sont trop limitées pour évaluer ces technologies avec grande certitude. Tous les processus impliquent la présence de chaleur, de pression, de solvants chimiques et de résidus potentiellement dangereux, et en conséquence un risque à la santé humaine s'ils ne sont pas contrôlés de près. Selon les données empiriques, il semble y avoir un nombre croissant d'installations de pyrolyse de petite échelle dans les pays à revenu faible et intermédiaire ces dernières années. Vu les risques élevés de l'application de ces technologies au-dessous des normes, il est recommandé aux entreprises de biens de grande consommation d'éviter l'utilisation de ces usines pour traiter leurs déchets d'emballages plastiques post-consommation sauf si elles peuvent prouver ouvertement qu'elles sont efficaces et sans danger.

Les processus thermiques du **Groupe 3** ne sont pas du recyclage et ne doivent pas être utilisés pour traiter les déchets des emballages plastiques récupérés pour être recyclés. Le plastique est un combustible fossile et ne doit pas être brûlé pour générer de l'énergie sauf s'il

est mélangé à d'autres matériaux à un niveau qui rend sa désagrégation techniquement et économiquement irréalisable. Les avantages durables du remplacement du charbon sont incontestables. Toutefois, à mesure que les pays décarboniseront leurs approvisionnements en énergie, ces avantages diminueront rapidement.

Cette analyse ne révèle aucune opposition fondamentale à une technologie quelconque pour des raisons de santé publique ou professionnelle dans le bon contexte. En théorie, elles peuvent toutes être utilisées, à condition qu'un nombre suffisant de contrôles techniques et de gestion soient en place. Toutefois, il existe un risque important que les technologies des **Groupes 2** et **3** aient des effets nocifs graves sur la santé humaine et sur l'environnement si elles sont appliquées dans des juridictions qui ne disposent pas d'une réglementation efficace, dotée de ressources adéquates et indépendante. En conséquence, il est recommandé aux entreprises de biens de grande consommation de ne pas choisir ces technologies pour traiter les déchets des emballages plastiques post-consommation qui ont été récupérés pour être recyclés sauf si cette supervision et cette réglementation peuvent être garanties. À l'inverse, les risques liés aux approches des **Groupes 1a** et **1b** sont moins préoccupants. Même si elle est mal exploitée, l'extrusion (ou autre fusion) des polyoléfinés et du PET de post-consommation comporte un risque de préjudice minime pour les personnes et l'environnement par rapport aux procédés thermiques et chimiques des **Groupes 2** et **3**.

Dans tous les cas, les entreprises de biens de grande consommation doivent envisager comment elles peuvent mettre en place un soutien approprié pour permettre aux installations de retraitement d'œuvrer à l'application de normes de sécurité équivalentes aux normes européennes. Lorsque la capacité des organismes régulateurs des pays à revenu faible et intermédiaire est insuffisante pour faire respecter ces normes, les entreprises de biens de grande consommation doivent surveiller le respect des normes en faisant appel à des auditeurs indépendants.

Glossaire des termes et abréviations

Glossaire

Circularité des matériaux

Une combinaison d'actions, de politiques et de décisions qui permettent et facilitent le recyclage et/ou la transformation de matériaux en produits qui peuvent à leur tour être recyclés. L'aspiration d'une « économie circulaire » est que ces cycles se déroulent avec une perte minimale de matériaux et d'énergie.

Collectés pour être recyclés

Dans ce contexte, « collectés pour être recyclés » se rapporte aux déchets d'emballages plastiques qui ont été séparés à la source ou récupérés à partir des déchets résiduels et concentrés dans le but de récupérer leur valeur matérielle ou chimique.

Comminution

L'ensemble des procédés qui réduisent la taille des matériaux par déchiquetage, fragmentation, broyage, pulvérisation ou découpe.

Contrôle des émissions des processus

Les activités et systèmes techniques visant à contrôler l'émission de substances et de matériaux dans l'environnement.

Dépolymérisation

Le processus qui consiste à décomposer les polymères (grosses molécules à longue chaîne) en monomères (molécules uniques répétées qui constituent les polymères) ou en oligomères (courtes chaînes de monomères, pas assez longues pour être considérées comme des polymères).

Écotoxicité

Le degré auquel les substances peuvent nuire aux biotes individuels, assemblages, populations et écosystèmes.

Épuisement des ressources abiotiques

L'épuisement des ressources non biologiques (ressources non végétales ou non animales). Exemples : métaux, minéraux et pétrole brut.

Eutrophisation

Le processus qui se produit lorsqu'une masse d'eau s'enrichit de manière excessive en nutriments. Potentiellement, une installation de retraitement du plastique manipulant des matières hautement contaminées par des aliments pourrait rejeter les eaux usées riches en aliments dans un compartiment aquatique. Le surenrichissement qui en résulte peut favoriser la croissance de la flore, souvent d'une seule espèce, qui peut modifier la composition biologique et chimique de l'eau et donc nuire aux autres espèces et entraîner la disparition d'espèces.

Flux élémentaires

Dans l'analyse du cycle de vie, le terme « flux élémentaires » se rapporte aux matériaux ou à l'énergie faisant l'objet d'une étude. Exemples : substances chimiques, énergie électrique et minéraux.

Limite du système

Dans l'analyse du cycle de vie, une « limite du système » est utilisée pour définir les composants (processus et produits) et les flux du système qui sont évalués et ceux qui ne le sont pas.

Matière première

Un matériau de base qui a subi une transformation minimale et qui est utilisé pour fabriquer des biens. Exemples : acier, plastique, aluminium et verre. Les matières premières diffèrent des minerais et des « produits de départ » en ce qu'elles sont prêtes à être utilisées dans la fabrication.

Plastique à usage unique

Le terme « à usage unique » signifie tout élément d'emballage conçu pour devenir un déchet après avoir été utilisé une fois pour l'usage prévu. En conséquence, pratiquement tous les emballages en plastique sont « à usage unique ». Ce terme ne doit pas être confondu avec « usage éphémère », qui indique que la phase d'utilisation est très courte (les gobelets à boissons jetables, les pailles en plastique et les sacs de caisse en plastique sont tous des exemples de produits à usage unique éphémère).

Produit de départ

En chimie, les produits de départ sont des substances chimiques qui sont utilisées pour créer d'autres matières par le biais de réactions chimiques. En science des matériaux, le terme est utilisé pour décrire tout matériau ayant subi un processus physique, chimique ou thermique qui le met dans un état approprié à partir duquel des produits ou d'autres matériaux peuvent être créés. Les produits de départ peuvent être des matières premières, des substances chimiques ou des matériaux produits à la suite du traitement de déchets.

Recyclage

Dans ce document, nous utilisons le terme « recyclage » pour décrire plusieurs étapes (processus) du système de flux de déchets, qui peuvent inclure la séparation, la collecte, le tri, le transport et le retraitement. Explicitement, cette définition exclut la récupération de chaleur par combustion et la transformation des matériaux en combustible. Bien que la plupart des parties prenantes du secteur des déchets, des lois et des normes écrites s'accordent sur la définition du recyclage, il existe des cas où elle continue d'être appliquée de manière ambiguë.

Il est largement admis que des approches nouvelles ou existantes peuvent être incluses à juste titre dans la définition tant que la combustion n'est pas impliquée, y compris par exemple le recyclage chimique (Fondation Ellen MacArthur, 2020 ; International Organization for Standardization, 2013).

Les différentes définitions mondiales de « recyclable » et de « recyclage » sont résumées par l'American Institute for Packaging and the Environment (2018).

Recyclage en boucle fermée

La récupération et le retraitement de matériaux utilisés pour fabriquer des articles qui peuvent être recyclés sans perte significative de leurs propriétés (NB : cette définition est proposée ici pour faciliter la compréhension, mais elle n'est pas utilisée uniformément dans la bibliographie).

Recyclage en boucle ouverte

La récupération et le retraitement de matériaux utilisés pour fabriquer des articles qui ne sont pas susceptibles d'être recyclés en raison de la perte de leurs propriétés, ou parce qu'ils font partie d'assemblages ou de composites qui sont techniquement ou économiquement difficiles à désagréger (NB : cette définition est proposée ici pour aider à la compréhension, mais elle n'est pas utilisée uniformément dans la bibliographie).

Scission de la chaîne

La dégradation des polymères dans les matières plastiques lorsque les liaisons de la chaîne principale du polymère sont rompues, un phénomène qui les rend plus courts et réduit la durabilité mécanique du plastique.

Sigles

BHET Téréphtalate Bis(2-hydroxyéthyl)

EBA Éthylène/butyl acrylate

EVA Éthylène-acétate de vinyle

HDPE Polyéthylène haute densité

LDPE Polyéthylène basse densité

PE Polyéthylène

PET Polyéthylène téréphtalate

PP Polypropylène

PS Polystyrène

PVC Polychlorure de vinyle

SBS Styrène-butadiène-styrène

SEBS Styrène-éthylène/butylène-styrène

SIS Styrène-isoprène-styrène

1 Introduction

Les préoccupations croissantes concernant la pollution plastique ont donné lieu à un grand nombre d'approches politiques et d'interventions de la part des gouvernements, des organisations non gouvernementales et des entités commerciales, visant à atténuer les effets nocifs des déchets plastiques lorsqu'ils entrent en contact avec l'environnement naturel (da Costa et al., 2020 ; Provencher et al., 2020). En tant que producteurs de grandes quantités de plastique à usage unique, les entreprises de biens de grande consommation ont répondu à la crise de la pollution plastique par des engagements visant à accroître la circularité des matériaux. Par exemple, la Fondation Ellen MacArthur et le Programme des Nations Unies pour l'environnement (2020) ont obtenu la signature de plus de 250 entreprises mondiales qui interviennent tout au long de la chaîne de valeur des matières plastiques, pour les engager à prendre une série de mesures, telles que l'élimination du plastique que l'on peut éviter d'utiliser, le recyclage des articles en plastique et l'augmentation de la teneur en matériaux recyclés dans les nouveaux produits en plastique. Parallèlement, plusieurs organisations, dont Tearfund, ont plaidé pour une réduction globale de la production de plastique en faveur de matériaux alternatifs, de modèles de réutilisation et de l'élimination pure et simple de certains produits.

En théorie, les interventions visant à accroître la circularité des plastiques augmenteront la valeur des déchets plastiques et créeront une incitation à ne pas les rejeter dans l'environnement. Plusieurs millions de tonnes de déchets plastiques devront être traitées, ce qui nécessitera des investissements dans les infrastructures, une augmentation

de la collecte sélective, une amélioration des technologies et des pratiques de tri et la gestion de grandes quantités de matériaux résiduels. Ce changement devra être géré sans causer de dommages supplémentaires à l'environnement, à la santé humaine et aux moyens de subsistance de ceux qui récupèrent les déchets plastiques pour en tirer un revenu – en particulier, le secteur informel du recyclage (ramasseurs de déchets), dont on estime que les participants récupèrent environ 90 millions de tonnes de déchets chaque année pour les recycler (Cook et Velis, 2020).

Pour aider ce panorama en évolution rapide, Tearfund (2020) a travaillé avec les parties prenantes pour élaborer une liste de lignes directrices visant à établir des partenariats équitables entre le secteur informel des déchets et les entreprises de biens de grande consommation (ci-après les « principes directeurs »). Bien qu'ils soient principalement axés sur le maintien de l'équité dans la chaîne de valeur, les principes directeurs invitent également les entreprises de biens de grande consommation à s'engager dans le « traitement sûr » des déchets plastiques, un terme qui reste à définir et qui est ouvert à une interprétation ambiguë par les différentes parties prenantes.¹ L'objectif de ce rapport est de définir ce terme et d'évaluer comment il peut être appliqué à huit approches différentes (Tableau 2). Ces approches ont été choisies suite à des discussions entre Tearfund et des entreprises de biens de grande consommation, qui ont indiqué qu'elles étaient envisagées ou activement recherchées comme solutions pour récupérer la valeur des déchets d'emballages plastiques post-consommation.

Tableau 2 : Approches de revalorisation des déchets des emballages plastiques post-consommation qui ont été récupérés pour être recyclés

Approche 1	Retraitement mécanique conventionnel pour extrusion	Section 4.1
Approche 2	Retraitement mécanique des bouteilles plastiques pour la fabrication de fibres pour extrusion	Section 4.2
Approche 3	Composites minéraux-polymères : revêtement des routes, production de briques et de tuiles	Section 4.3
Approche 4	Purification par solvants	Section 4.4
Approche 5	Dépolymérisation chimique (chimiolyse)	Section 4.5
Approche 6	Pyrolyse et gazéification	Section 4.6
Approche 7	Cotraitement dans des fours à ciment	Section 4.7
Approche 8	Incinération avec récupération de chaleur	Section 4.8

¹ La partie G de la Section 1 (Engagements politiques) et la partie 2.9 de la Section 2 (Engagements programmatiques) des Principes directeurs font référence aux « utilisations finales sûres » des plastiques recyclés.

1.1 Étendue

La priorité de cette analyse est les emballages plastiques à « usage unique » car c'est le principal type de plastique généré par les entreprises de biens de grande consommation susceptible d'être mal géré.² Chacune des huit approches du [Tableau 2](#) sera évaluée car elles sont toutes utilisées pour traiter les déchets des emballages plastiques à usage unique post-consommation qui ont été « récupérés pour être recyclés ».³ Cette évaluation exclut les approches appliquées au traitement des déchets des emballages plastiques post-consommation qui ont été mélangés à d'autres matériaux, notamment l'incinération de « déchets solides mixtes municipaux » ou le cotraitement de « combustibles solides récupérés » (comprenant des non-plastiques) dans des fours à ciment.

Bien que ce rapport évalue les emballages plastiques récupérés pour être recyclés, plusieurs des processus examinés ne sont pas considérés comme du « recyclage » par la majorité des parties prenantes, des lois et des normes écrites du secteur des déchets. Par exemple, l'incinération avec récupération d'énergie, le cotraitement dans des fours à ciment, la pyrolyse pour obtention de combustible et la gazéification sont des processus qui ne sont pas compatibles avec le terme « recyclage ». Conformément à une analyse réalisée par l'American Institute for Packaging and the Environment, (2018), nous utilisons le terme « recyclage » pour décrire plusieurs étapes (processus) dans le système de flux des déchets pouvant inclure la séparation, la collecte, le tri, le transport et le retraitement, mais excluant la récupération d'énergie par la combustion et la transformation des matériaux en combustible. Il est largement admis que des approches nouvelles ou existantes peuvent être incluses à juste titre dans la définition tant que la combustion

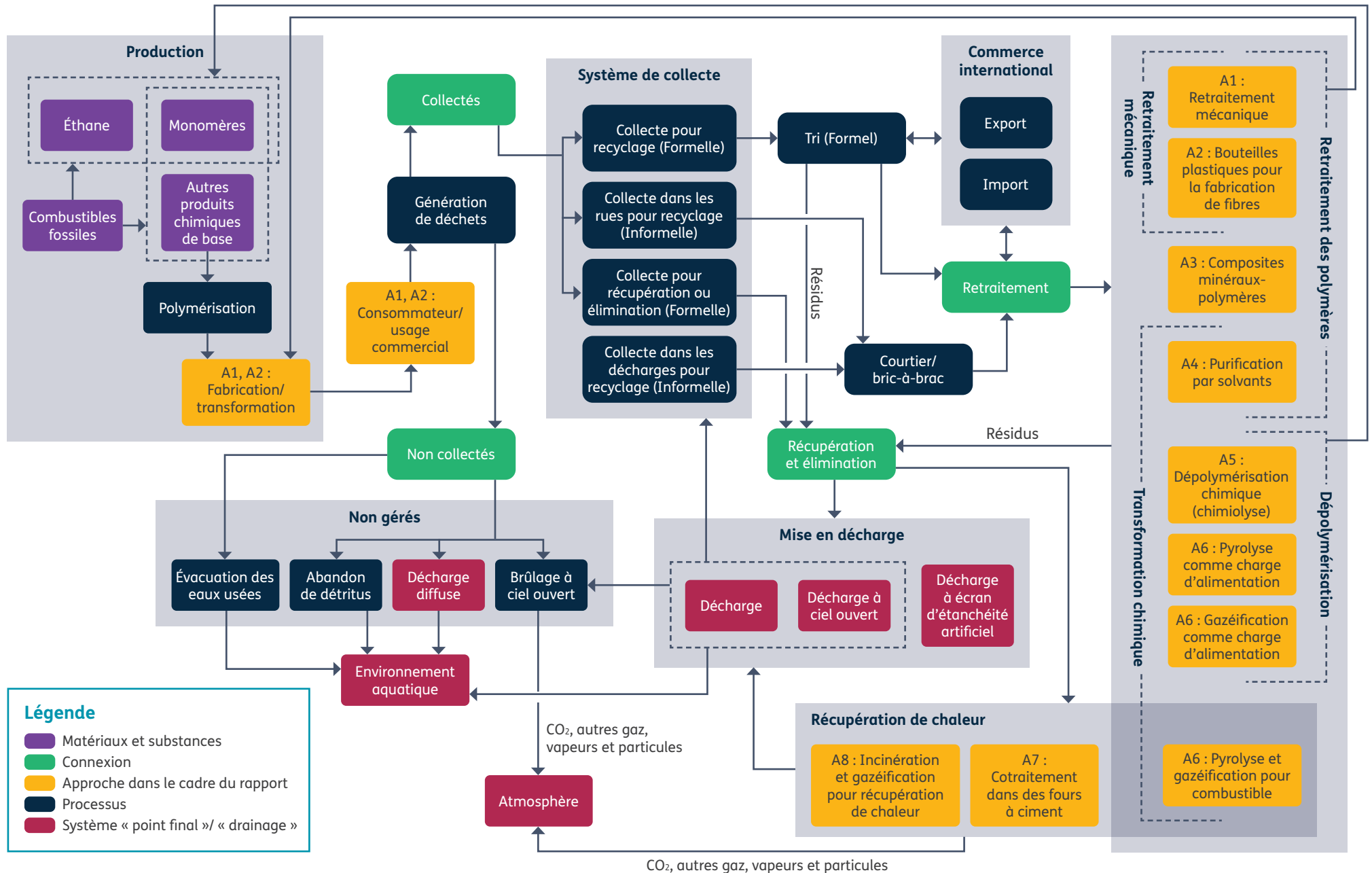
n'est pas impliquée, y compris par exemple le recyclage chimique (Fondation Ellen MacArthur, 2020 ; Organisation internationale de normalisation, 2013).

Une grande partie des preuves présentées dans cette analyse concerne les pays à revenu élevé, cependant les résultats et les conclusions se concentrent sur la façon dont ces preuves se rapportent au contexte des pays à revenu faible et intermédiaire, où se produit la majorité de la mauvaise gestion des déchets plastiques dans le monde (Kaza et al., 2018 ; Lau et al., 2020).

Il n'existe aucune approche isolée de revalorisation ou de retraitement des déchets d'emballages plastiques post-consommation. Les matières plastiques circulent dans la société par le biais d'un système complexe qui implique de nombreux composants et phases, notamment la production, l'utilisation, la gestion de la fin de vie et la mauvaise gestion. Pour la plus grande partie de la masse de plastique produite, le système est linéaire, avec environ 100 millions de tonnes de déchets plastiques solides municipaux éliminés chaque année et une quantité similaire mal gérée (Lau et al., 2020). Une représentation de base de ce système complexe est illustrée par le schéma conceptuel présenté à la [Figure 2](#). Les huit approches sont représentées par les cases orange désignées [A1-A8](#). Les approches [A1](#) et [A2](#) apparaissent deux fois sur la figure. En effet, le système de matériaux est circulaire et il existe un risque que des substances, des matériaux et des agents biologiques soient transférés dans de nouveaux produits à partir d'une phase d'utilisation antérieure ou à la suite d'une activité de gestion des déchets. La fabrication/transformation et l'utilisation commerciale/par les consommateurs entrent donc dans le champ d'application des approches [A1](#) et [A2](#).

-
- 2 Le terme « à usage unique » signifie tout élément d'emballage conçu pour devenir un déchet après avoir été utilisé une fois pour l'usage prévu. En conséquence, pratiquement tous les emballages en plastique sont « à usage unique ». Ce terme ne doit pas être confondu avec « usage éphémère », qui indique que la phase d'utilisation est très courte. (Les gobelets à boissons jetables, les pailles en plastique et les sacs de caisse en plastique sont tous des exemples de produits à usage unique éphémère).
 - 3 Dans ce contexte, « collectés pour être recyclés » se rapporte aux déchets d'emballages plastiques qui ont été séparés à la source ou récupérés à partir des déchets résiduels et concentrés dans le but de récupérer leur valeur matérielle ou chimique.

Figure 2 : Représentation générale du flux des matières plastiques et de la gestion des déchets plastiques dans la société, adaptée de Cook et al. (2020), Hahladakis et al. (2018), Rollinson et Oladejo (2020) et Lau et al. (2020). Les flèches indiquent le flux de la masse des matériaux, sauf indication contraire. **A1-A8** représentent les huit approches détaillées dans le [Tableau 2](#).



2 Méthode et structure de cette analyse

Le présent document est une analyse rapide qui résume les preuves provenant d'autres études complétées par une bibliographie obtenue par des méthodes de recherche en boule de neige et de recherche de citations (Cooper et al., 2018). La plupart de la bibliographie analysée est scientifique. C'est souvent la source la plus fiable, ayant fait l'objet d'examen minutieux et anonymes avant leur publication. D'autres travaux, non scientifiques, ont également été inclus lorsqu'ils semblaient suffisamment fiables pour justifier leur inclusion. Pour certains sujets, comme le recyclage mécanique, un examen des preuves sur multimédias (YouTube) a été effectué comme source de preuves si la documentation scientifique ou la littérature grise étaient insuffisantes. Une méthode détaillée est fournie en [Annexe](#).

Dans la [Section 3](#), le concept de sécurité est abordé, ainsi que certains types d'informations qui peuvent servir à le démontrer. La [Section 4](#) présente une synthèse des preuves pour les huit approches et traite pour chacune d'entre elles des aspects suivants :

1. prévalence et maturité (contexte) ;
2. avantages et impacts environnementaux ; et
3. défis en matière de sécurité professionnelle et publique.

La [Section 5](#) examine la force et la disponibilité des données et classe la maturité commerciale de chacune des approches ([Section 5.1](#)). Dans la [Section 6](#), les approches sont évaluées en fonction de leur pertinence pour une mise en œuvre dans les pays à revenu faible et intermédiaire, puis classées en groupes qui simplifient l'état des connaissances et la sécurité relative de chacune.

Par ailleurs, une analyse plus détaillée a été soumise à une revue scientifique qui soutient les preuves de la présente étude, et une copie a été téléchargée sur un serveur de préimpression. ([Safely recovering value from plastic waste in the Global South: Opportunities and challenges for circular economy and plastic pollution mitigation](#)). Cette démarche se justifie par le fait qu'en plus de l'examen scientifique déjà effectué au cours de la production de ce rapport, les preuves et les conclusions sous-jacentes seront examinées de façon anonyme par des pairs, ce qui renforcera leur mérite et leur rigueur.



📍 Un camion déchargeant des bouteilles en plastique sur le site d'une entreprise de collecte de bouteilles en plastique à Kinyamwezi. Photo : Daniel Msirikale/Tearfund

3 Que signifie revaloriser les déchets d’emballages plastiques en toute sécurité ?

L’un des fondements de la gestion des déchets est de réduire le risque d’interaction entre les substances, matériaux et agents biologiques potentiellement dangereux d’une part, et les êtres humains, animaux, plantes et environnement d’autre part. Les déchets sont soit endigués pour empêcher cette interaction, soit transformés pour devenir moins dangereux. Par exemple, les décharges sont utilisées pour « contenir » les déchets nocifs et les usines de compostage sont utilisées pour « transformer » les déchets biologiques afin de réduire leur bioactivité.

Parfois, le fait de contenir ou de transformer les déchets peut entraîner des difficultés supplémentaires. Par exemple, les décharges modernes peuvent être conçues pour éliminer efficacement les déchets, mais elles entraînent néanmoins la production de méthane lorsque les matières biologiques se décomposent sans oxygène. De même, les incinérateurs ont recours à la combustion pour réduire la toxicité des déchets (transformés), mais produisent également des gaz et des particules potentiellement nocifs qui doivent être contrôlés pour éviter de nuire aux personnes, aux animaux, aux plantes et à l’environnement.

Lorsque les déchets plastiques sont émis dans l’environnement par combustion, mise en décharge ou rejet accidentel, ils peuvent nuire aux animaux, aux plantes et aux personnes (Cook et Velis, 2020). Pour éviter cela, nous pouvons collecter, contenir ou transformer les déchets plastiques en produits utiles, tels que des matières premières secondaires (plastique recyclé), des substances chimiques (monomères), de la chaleur ou du combustible. Les procédés utilisés pour effectuer ces transformations impliquent la rupture du plastique en plus petits fragments (comminution), le chauffage, l’application de pression, voire l’utilisation de solvants pour décomposer ou purifier les polymères constitutifs. Étonnamment ou non, ces processus entraînent l’émission de substances et de particules, à la fois provenant du plastique lors de sa transformation et de la production d’énergie pour effectuer les transformations. La présente analyse a pour objectif de déterminer si le risque d’effets nocifs de ces émissions l’emporte sur les avantages de la récupération d’énergie ou de matériaux à partir des matières plastiques.

Convention de Bâle sur le Contrôle des mouvements transfrontières des déchets dangereux et leur élimination (Article 2, No. 8)

« *Gestion écologiquement viable des déchets dangereux ou d’autres déchets*, le fait de prendre toutes les mesures possibles pour faire en sorte que les déchets dangereux ou d’autres déchets soient gérés de manière à protéger la santé humaine et l’environnement contre les effets néfastes que peuvent avoir ces déchets. »

PNUE et Convention de Bâle, 2020a

Il n’existe aucune étude permettant d’évaluer la sécurité relative ou absolue des huit approches examinées dans ce rapport. Un groupe de travail à composition non limitée de la Convention de Bâle (sd)⁴ a réalisé quelques progrès et rédigé une analyse (PNUE et Convention de Bâle, 2020b) sur la « gestion écologiquement rationnelle » du plastique, une expression utilisée dans les récents amendements à la Convention (PNUE et Convention de Bâle, 2020a). Cette analyse est complète et couvre de nombreux aspects de la gestion du plastique, mais elle ne compare ni n’évalue la sécurité relative des processus.

Trois concepts sont utilisés pour « tester », évaluer et comparer la sécurité relative de chacune des huit approches qui sont analysées dans les sous-sections suivantes :

1. prévalence et maturité (contexte) ([Section 3.1](#)) ;
2. avantages et impacts environnementaux ([Section 3.2](#)) ; et
3. défis en matière de sécurité professionnelle et publique ([Section 3.3](#)).

Ces trois « tests » sont appliqués à chaque approche tout au long de ce rapport, puis utilisés pour évaluer qualitativement leur pertinence pour le traitement des emballages plastiques dans les pays à revenu faible et intermédiaire.

4 Convention de Bâle sur le Contrôle des mouvements transfrontières des déchets dangereux et leur élimination

3.1 Prévalence et maturité

La maturité et la prévalence d'un processus ou d'une approche peuvent indiquer dans quelle mesure nous croyons en sa sûreté et son efficacité. Un bon exemple dans le secteur de la gestion des déchets est la décharge, qui est l'approche la plus répandue pour gérer les déchets solides municipaux depuis des millénaires (Rodríguez, 2012). La conception des décharges a considérablement évolué au cours du siècle dernier, et notre capacité à gérer ses effets négatifs sur l'environnement s'est améliorée. Nous sommes en mesure de créer des revêtements, des protections et des équipements de capture des polluants plus efficaces ; et nous pouvons assurer la stabilité des structures des décharges. Il reste difficile de contenir et de traiter les émissions provenant des décharges. La mise en décharge est toujours considérée comme la méthode la moins bonne de gestion des déchets, et de nombreux gouvernements et régions se sont engagés à l'éliminer progressivement.⁵ Mais, étant donné le grand nombre de sites de décharge existants, notre expérience de cette méthode est très vaste. Ainsi, nous pouvons être raisonnablement certains du coût de construction et d'exploitation des décharges, ainsi que de leurs avantages et inconvénients pour l'environnement.

En revanche, nous en savons bien moins sur les technologies plus récentes. Moins il existe de données sur les processus, moins nous connaissons avec certitude la quantité d'énergie utilisée, les polluants émis ou la viabilité commerciale d'une approche sur l'ensemble du cycle de vie. Ceci est particulièrement important pour les processus embryonnaires tels que ceux décrits sous le terme générique de « recyclage chimique » (approches 4, 5 et 6 du présent rapport). Cependant, même avec des procédés plus établis, comme le recyclage mécanique du plastique, il y a eu d'importants échecs commerciaux. Bien que le recyclage mécanique du plastique ait été mis en œuvre commercialement dans les

pays à revenu faible et intermédiaire depuis au moins les années 1980, lorsqu'il a été introduit à grande échelle dans les pays à revenu élevé dans les années 2000, de nombreuses usines n'ont pas réussi à maintenir leur viabilité commerciale (Lerpiniere et Cook, 2018).

Il est possible que les exploitants de technologies plus récentes soient préoccupés par le partage des données de processus, soit parce que leur processus fonctionne bien et qu'ils veulent monopoliser le marché, soit parce qu'il ne fonctionne pas et qu'ils veulent attirer des investissements pour l'améliorer. Parfois, les innovateurs peuvent dissimuler la vérité parce que leur procédé ne fonctionnera jamais, mais ils veulent quand même attirer des fonds (Hindenburg Research, 2020 ; Straker et al., 2021). Il est donc compréhensible qu'il existe peu d'informations sur les procédés pour certaines technologies plus récentes.

Lorsque les données de processus ont été publiées, que les méthodes d'obtention des données sont transparentes et que les conflits d'intérêts ne perturbent pas les résultats, nous sommes en mesure d'évaluer, de comparer et de critiquer objectivement. Mais il est beaucoup plus difficile d'évaluer les innovations à leur état embryonnaire, de sorte que l'incertitude est plus grande quant à leur performance dans un contexte commercial et aux risques qu'elles présentent pour la santé humaine ou l'environnement. Dans ce rapport, nous examinerons la maturité relative des approches et résumerons les preuves qui indiquent leur prévalence en tant que processus commercialement éprouvés. L'objectif de cette partie de l'évaluation n'est pas de rejeter ou de négliger les données des innovations récentes, mais de dresser un tableau de la certitude que nous avons qu'un processus va nous aider à réduire la pollution plastique, plutôt que de l'exacerber par des émissions indésirables.

3.2 Sécurité environnementale

Le plastique a toute une série d'incidences sur l'environnement, notamment les émissions de CO₂eq pendant la production, le retraitement ou la combustion ; les émissions de débris/particules dans les milieux marins et terrestres pendant toutes les phases du cycle de vie ; l'épuisement des ressources abiotiques en raison de la production de plastiques ; et les émissions de substances chimiques pendant la production et par migration dans toutes les phases ultérieures (Nielsen et al., 2020). Selon Zheng et Suh (2019), la production mondiale de plastique contribuerait à environ 1,7 milliard de tonnes d'émissions de CO₂eq. Ce chiffre devrait passer à 6,5 milliards de tonnes de CO₂eq d'ici 2050.⁶ À l'inverse, le plastique peut procurer de nombreux avantages environnementaux, en raison de sa grande utilité

par rapport à d'autres matériaux et de sa capacité à protéger des substances et des matériaux plus précieux qui seraient autrement endommagés ou détruits (Andrady et Neal, 2009 ; Bisinella et al., 2018 ; Edwards et Fry, 2007 ; Franklin Associates, 2018).

L'analyse du cycle de vie est l'approche la plus développée pour quantifier et comparer les émissions environnementales. Cependant, elle a été critiquée pour les incohérences entre l'utilisation et la déclaration des flux élémentaires (Edelen et al., 2018) ; les limites du système choisies de manière incohérente (Tillman et al., 1998) ;⁷ l'attribution de l'impact environnemental à des éléments extérieurs au système (Klöppfer et Grahl, 2014) ; et les facteurs d'émission

5 Dans ce cas, la « gestion des déchets » exclut l'autogestion, par exemple par le brûlage et la mise en décharge à ciel ouvert, qui sont plus nocifs que la mise en décharge.

6 Basé sur un scénario contrefactuel dans lequel la combinaison actuelle de production d'énergie mondiale resterait statique.

7 Le choix du point de limite du système peut fortement affecter le résultat d'une étude. Par exemple, une évaluation de l'impact des éoliennes qui invaliderait la production d'énergie pendant la phase d'utilisation ne tiendrait pas compte de l'énergie fossile évitée pendant sa durée de vie, ce qui montrerait que les éoliennes nuisent à l'environnement. Parfois, un choix apparemment subtil d'inclure ou d'exclure certains composants du système peut avoir un impact considérable sur les résultats d'une étude. Il convient d'être prudent lorsque l'on compare des études d'évaluation du cycle de vie dont les limites de système ne sont pas cohérentes, car elles comparent des systèmes différents.

incohérents,⁸ qui peuvent varier selon la source ou le logiciel utilisé et qui peuvent avoir un impact sur le résultat d'une étude particulière (Jain et al., 2015 ; Rajendran et al., 2013). En outre, les études sur l'analyse du cycle de vie omettent généralement les données relatives à la mauvaise gestion des déchets. Par exemple, Zheng et Suh (2019) ont indiqué que les émissions de CO₂eq de la phase de fin de vie ne représentent que 9 % du total. Cependant, comme pour de nombreuses études sur l'analyse du cycle de vie, ils n'ont pas évalué l'impact des déchets plastiques lorsqu'ils sont brûlés dans des feux ouverts et incontrôlés, ce qui pourrait représenter jusqu'à 49 millions de tonnes par an (Lau et al., 2020). Cette masse pourrait entraîner plusieurs millions de tonnes de CO₂eq supplémentaires, bien plus que la phase de production (Gower et al., 2020 ; Reyna-Bensusan et al., 2018 ; Wiedinmyer et al., 2014).

Malgré ses défauts, l'analyse du cycle de vie reste l'approche la plus répandue pour mettre en évidence et comparer les impacts environnementaux des processus et activités anthropiques et de la production de matériaux. Dans ce rapport, nous présenterons des résumés des informations extraites de l'analyse du cycle de vie, accompagnés de commentaires visant à souligner les incertitudes et les omissions potentielles des données présentées. Cependant, la portée de cette étude ne comprend pas une évaluation quantitative globale des avantages et des inconvénients environnementaux d'une voie de traitement particulière dans le contexte du système mondial plus large. Bien que la plupart des données présentées correspondent à la hiérarchie européenne des déchets (Commission européenne, 2008),⁹ le cadre n'est délibérément pas mentionné car il n'est pas toujours soutenu par toutes les études. Au contraire, une évaluation qualitative spécifique de chaque approche est fournie.

3.3 Santé professionnelle et publique

À l'échelle mondiale, le secteur de la gestion des déchets présente un bilan historiquement médiocre en matière d'accidents et de maladies (Doherty, 2019). Cette situation est plus accentuée dans les pays à revenu faible et intermédiaire, où les ressources pour atténuer de manière globale les effets nocifs sur la santé humaine ne sont pas toujours suffisantes. La plupart des preuves examinées dans ce rapport proviennent des pays à revenu élevé, car le même manque de ressources dans les pays à revenu faible et intermédiaire signifie que les données sur la santé et la sécurité sont également rares. On part du principe que le contrôle de l'exposition aux dangers est corrélé aux ressources disponibles pour les contrôler, au niveau de surveillance réglementaire et à la capacité de faire appliquer

la réglementation. Si les entreprises de biens de grande consommation aspirent à protéger la santé professionnelle et publique, ce rapport mettra en lumière certains des dangers et des risques dont elles doivent être conscientes afin de garantir un devoir de diligence total pour le traitement des matériaux qu'elles mettent sur le marché. Mentionnons que cette analyse rapide ne peut présenter une évaluation complète des risques pour la santé et la sécurité dans chacune des huit approches. Il est probable que beaucoup d'autres risques n'aient pas été pris en compte et qu'ils puissent faire l'objet d'une étude beaucoup plus vaste. Cette étude s'est efforcée de résumer les données disponibles pour évaluer la norme générale de gestion des risques susceptible d'être pratiquée dans des contextes différents.

8 Les études d'analyse du cycle de vie sont souvent réalisées à l'aide de bases de données protégées qui contiennent des informations utilisées pour calculer les émissions d'énergie, de substances et de matériaux provenant de différents processus au sein du système étudié. La variation du choix des facteurs peut avoir un impact considérable sur les résultats d'une étude.

9 La Hiérarchie des modes de traitement des déchets n'est pas seulement utilisée en Europe, bien que ce document s'y réfère spécifiquement par souci de cohérence, car elle comporte un ensemble de définitions clairement définies et délimitées.

4 Approches pour gérer les déchets des emballages plastiques

4.1 Approche 1 : Retraitement mécanique conventionnel pour extrusion

4.1.1 Vue d'ensemble

Le retraitement mécanique des déchets plastiques est aujourd'hui une technologie relativement mature, qui est pratiquée dans les pays à revenu faible et intermédiaire depuis au moins les années 1980 et 1990 (Lardinois et Klundert, 1995 ; Wahab et al., 2007). Les installations vont d'opérations extrêmement simples qui impliquent une élimination manuelle de base des contaminants, suivie d'une fonte et d'une réextrusion, à des opérations extrêmement complexes impliquant de multiples étapes pour purifier et concentrer le plastique, éliminer la contamination de surface et les autres matières non plastiques à l'aide d'équipements sophistiqués (Schyns et Shaver, 2020). Dans les pays à revenu faible et intermédiaire, il existe un très large éventail de catégories et de tailles couvrant de nombreux pays et contextes divers, allant d'opérations extrêmement rudimentaires situées dans les arrière-cours à des installations commerciales à grande échelle qui contiennent une multiplicité d'opérations unitaires. En général, les usines de retraitement mécanique de ces pays comptent souvent sur le tri manuel, bien que très peu de données sur les processus soient disponibles dans la documentation scientifique. En conséquence, nous manquons manifestement de compréhension et ne pouvons pas évaluer les risques de ces processus pour l'environnement ou la santé humaine.

La documentation concernant la façon dont les installations de retraitement des matières plastiques fonctionnent dans les pays à revenu élevé est raisonnablement solide, bien que la sensibilité commerciale masque parfois les derniers développements. Le tri manuel est lentement remplacé par la technologie de séparation optique qui gagne en précision, et de nombreuses usines modernes ont indiqué qu'elles réduisaient considérablement leurs pertes de matières à mesure que leurs processus et leur apprentissage évoluaient. Les usines ont tendance à être plus grandes dans les pays à revenu élevé, car les opérateurs profitent des économies d'échelle (Lerpiniere et Cook, 2018). Malgré les difficultés éprouvées par de nombreuses usines de ces pays pour maintenir une stabilité commerciale au début du 21^e siècle, en 2020, l'activité de recyclage mécanique semble être en plein essor, encouragée par la politique gouvernementale et les engagements volontaires des entreprises qui promettent d'augmenter la demande de matériaux secondaires.

4.1.2 Environnement

Potentiel de réchauffement climatique

Dans leur grande majorité, les études sur l'analyse du cycle de vie indiquent que le recyclage mécanique pour extrusion est associé à des avantages environnementaux nets par rapport à toutes les autres options de traitement (Bernardo et al., 2016 ; Lazarevic et al., 2010).¹⁰ Très peu d'analyses du cycle de vie portent sur les installations de retraitement opérant dans le contexte des pays à revenu faible et intermédiaire, ce qui signifie que les données sur les processus sont absentes pour ces installations (Laurent et al., 2014). Quelques exceptions (trouvées dans une recherche non exhaustive) existent pour la Chine (Gu et al., 2017 ; Zhang et al., 2020), l'Inde (Aryan et al., 2019 ; Choudhary et al., 2019) et le Brésil (Martin et al., 2021). Il est possible que des opérations plus simples, de traitement à sec ou à plus petite échelle aient un impact environnemental plus faible que certains processus dans les pays à revenu élevé. Par exemple, les avantages relatifs du recyclage basé sur des opérations de moindre technicité en Inde mis en évidence par Aryan et al. (2019), ont montré que les émissions du recyclage mécanique étaient très faibles par rapport à toutes les autres formes de traitement, avec un écart considérablement plus important que celui auquel on pourrait s'attendre dans un pays à revenu élevé, malgré l'utilisation directe du charbon pour chauffer l'eau et sécher les flocons.

Une plus grande attention devrait être accordée au rassemblement et à l'évaluation des processus dans les pays à revenu faible et intermédiaire pour lesquels des études sérieuses sont largement absentes. Toutefois, le retraitement mécanique est encore susceptible d'être la méthode de traitement la moins impactante par rapport à tous les autres processus.

Utilisation de l'eau

La manière dont l'eau est utilisée et évacuée doit également être soigneusement étudiée par les entreprises de biens de grande consommation qui envisagent de traiter leurs emballages à l'aide d'installations de retraitement mécanique conventionnelles, en particulier dans les zones où l'eau est rare. Bien que certaines usines de traitement opèrent entièrement à sec, celles qui utilisent de l'eau peuvent consommer entre 340 et 452 litres par tonne de déchets plastiques traités (Chen et al., 2019). Sur cette quantité, entre 65 et 95 % deviennent des eaux usées. Le plastique hautement contaminé peut entraîner une utilisation d'eau

¹⁰ Il semble que lorsque les matériaux plastiques sont très sales, l'énergie utilisée pour les nettoyer augmente les émissions au-delà de celles émises lors de l'incinération avec récupération de chaleur. Mais les preuves sont peu nombreuses et des recherches supplémentaires sont donc nécessaires pour déterminer dans quelle mesure cet aspect du traitement est déterminant pour l'impact environnemental. L'impact de l'incinération avec récupération de chaleur n'est atténué que parce qu'elle remplace la production d'électricité par le charbon ; les matières plastiques restent des combustibles fossiles. Par conséquent, à mesure que les réseaux énergétiques se décarbonisent au cours du siècle prochain, les arguments en faveur du recyclage mécanique devraient s'améliorer considérablement.

beaucoup plus élevée, environ 1 200 à 1 600 L t⁻¹ de déchets plastiques traités, comme le rapportent Aryan et al. (2019). Si les eaux usées ne sont pas traitées correctement, elles peuvent contribuer à l'écotoxicité aquatique en eau douce, à l'écotoxicité aquatique marine et à l'eutrophisation. Les entreprises de biens de grande consommation doivent s'assurer que les usines qui traitent leurs produits utilisent à la fois la recirculation de l'eau et un traitement efficace des eaux usées avant leur évacuation.

Gestion des résidus

Bien qu'il n'existe pas de preuves scientifiques consolidées et systématiques de cette pratique, la mauvaise gestion des résidus plastiques¹¹ par les installations de retraitement du plastique dans les pays à revenu faible et intermédiaire a été reconnue par de multiples gouvernements nationaux (Liang et al., 2021 ; Secrétariat de la Convention de Bâle, 2019) et mise en évidence dans des multimédias (60 Minutes Australia, 2019 ; BBC News, 2020 ; CBC News, 2019 ; Sky News, 2018). Environ 50 % des emballages plastiques mélangés risquent d'être mal gérés, d'avoir une faible valeur ou une concentration trop faible pour être séparés de manière économique (SYSTEMIQ et The Pew Charitable Trust, 2020). Dans les pays qui ne disposent pas d'une réglementation de la gestion des déchets dotée de ressources adéquates et appliquée efficacement, le risque que ces résidus soient déversés sur le sol, dans le milieu aquatique ou brûlés est considérable (Velis et Cook, 2021). Ce sont toutes des voies potentielles qui posent de graves problèmes pour l'environnement et la santé humaine.

Il est également probable que les pertes de pellets et de fragments de plastique provenant du retraitement dans les pays à revenu faible et intermédiaire apportent une contribution proportionnellement faible mais significative à la pollution microplastique. La plupart des études portent sur les pays à revenu élevé (Boucher et Friot, 2017 ; Cole et Sherrington, 2016 ; Lassen et al., 2015), mais la présente analyse a trouvé des preuves multimédias d'observation de plusieurs usines où l'émission de débris plastiques semble mal contrôlée (Potdar, 2015 ; Saha, 2020 ; Singh, 2018 ; sps, 2018b ; Triwood1973, 2009).

Pour veiller à ce que les entreprises de biens de grande consommation ne contribuent pas davantage à la mauvaise gestion des résidus et à la perte de pellets et de fragments de plastique dans l'environnement, les installations de retraitement qui gèrent les déchets plastiques post-consommation des biens de grande consommation doivent appliquer une politique de rejet zéro dans l'environnement (dans la mesure du possible), contrôlée et auditée de manière indépendante par une entreprise indépendante, par exemple Operation Clean Sweep (2020).

4.1.3 Santé

Risque professionnel lors du retraitement du plastique

Les principales matières plastiques (polyoléfiniques et PET) utilisées dans les emballages présentent peu de menaces pour la santé humaine par l'émission de substances

dangereuses pendant l'extrusion si elles sont gérées avec une ventilation mécanique ou une dilution adéquates (Cook et al., 2020 ; Unwin et al., 2013). Cependant, l'extrusion du PVC et du polystyrène (PS) dans un environnement sans contrôles techniques peut exposer les travailleurs à des concentrations élevées de composés organiques volatils (He et al., 2015). Les contaminants provenant de la phase d'utilisation précédente, par exemple lorsque des matériaux autres que des emballages sont cotraités avec des emballages, pourraient exposer les travailleurs à des substances préoccupantes, telles que les ignifugeants bromés et les phtalates (Tang et al., 2014 ; Tang et al., 2015 ; Tsai et al., 2009). Pour minimiser les risques pour les travailleurs et les résidents vivant à proximité des installations de retraitement du plastique, les entreprises de biens de grande consommation doivent s'assurer que les installations de retraitement recevant leurs matériaux mettent en œuvre des procédures strictes pour localiser l'origine de tous les matériaux d'entrée, ainsi que des contrôles suffisants des émissions atmosphériques.

Les preuves multimédias d'une variété de dangers sur le lieu de travail dans les pays à revenu faible et intermédiaire ont révélé des cas d'exposition à des machines à mouvement rapide, à couple élevé ou chaud, et à des substances caustiques (Daharwal, 2018 ; Industries, 2019 ; Kumar, 2019 ; Micro Machinery Manufacture, 2018 ; Mooge Tech., 2015 ; Potdar, 2015 ; Saha, 2020 ; Singh, 2018 ; sps, 2018a ; sps, 2018b ; The Times of India, 2019 ; Triwood1973, 2009). Bien que l'on ait identifié deux exemples d'usines qui semblaient être gérées de manière sûre (Carretino Proyectos, 2016 ; Kao, 2014), la majorité d'entre elles ne disposaient pas d'équipement de protection individuelle pour les travailleurs ni de preuves de systèmes de travail sûrs. Pour garantir la protection de la santé professionnelle ou publique dans la mesure du possible, il est recommandé aux entreprises de biens de grande consommation de mettre en place un soutien approprié pour permettre aux installations de retraitement de travailler à la mise en œuvre de normes de sécurité équivalentes à celles en vigueur en Europe. Lorsque la capacité des organismes régulateurs des pays à revenu faible et intermédiaire est insuffisante pour faire respecter ces normes, les entreprises de biens de grande consommation doivent surveiller le respect des normes en faisant appel à des auditeurs indépendants.

Matériaux en contact avec les aliments et substances héritées

L'utilisation de plastiques secondaires dans les nouveaux emballages en contact avec les aliments est étroitement contrôlée dans de nombreux pays et interdite dans d'autres en raison du risque que des substances potentiellement dangereuses provenant de la phase d'utilisation précédente soient héritées dans les matériaux utilisés dans les nouveaux produits (Ministère de la santé et de la protection de la famille, 2018 ; PackagingLaw.com, 2020 ; Rosato, 2020). Il est possible que ces substances dites « héritées » (Wagner et Schlummer, 2020), soient présentes à des niveaux très faibles dans tous les plastiques secondaires. Il semble que la législation et les mesures d'application visant à prévenir cette contamination héritée ne soient pas toujours suffisantes pour protéger la santé humaine dans les pays à revenu élevé, et

11 Ici, les « résidus de plastique » décrivent la fraction des déchets plastiques qui est collectée pour être recyclée mais qui est trop diverse ou trop peu concentrée pour être économiquement récupérable. Par exemple, le PET, le HDPE et le PP rigides constituent souvent la majeure partie d'une charge d'emballages plastiques mixtes en poids et sont donc plus souvent recyclés. Les différents films, sacs et pots de yaourt en polystyrène sont moins fréquents et sont beaucoup plus difficiles à séparer, à nettoyer et à purifier. Par conséquent, ils sont souvent jetés comme « déchets résiduels ».

plusieurs d'entre elles ont été détectées dans les emballages en contact avec les aliments et les jouets, bien qu'à de faibles concentrations (Cook et al., 2020).

Plusieurs pays autorisent l'utilisation de plastiques secondaires dans les matériaux en contact avec les aliments, notamment le Mexique (PetStar, 2018), l'Afrique du Sud (Petco, s.a.) et le Brésil (PackagingLaw.com, 2019). Cependant, dans les pays où cela n'est pas possible, la législation est un obstacle pour les entreprises de biens de grande consommation qui se sont engagées à recycler les matériaux pour fabriquer des emballages en contact avec les aliments. Il semble que plusieurs gouvernements aient assoupli, ou

se préparent à assouplir, la législation afin de permettre une plus grande circularité et une gestion basée sur les risques des substances préoccupantes héritées de la phase d'utilisation précédente (PackagingLaw.com, 2020 ; Rosato, 2020). Pour éviter la contamination des produits secondaires par des substances préoccupantes héritées, les entreprises de biens de grande consommation doivent s'assurer que les entreprises d'extrusion qui traitent leurs emballages mettent en œuvre des procédures rigoureuses pour localiser l'origine de tous les matériaux d'entrée et garantir qu'ils sont traités séparément des plastiques non destinés aux emballages.

4.2 Approche 2 : Retraitement des bouteilles pour la fabrication de fibres

4.2.1 Vue d'ensemble

Le retraitement des bouteilles pour la fabrication de fibres fait appel à des processus largement similaires à ceux du retraitement mécanique classique pour extrusion. La matière de départ est le plastique PET (généralement des bouteilles) et la matière produite est le fil de polyester destiné à la transformation des textiles. Sur les 55 millions de tonnes de polyester produites en 2018, environ 7,2 millions de tonnes (13 % en poids) ont été produites à partir de bouteilles de PET post-consommation et de fibres de PE filées postindustrielles (Textile Exchange, 2019). La proportion de contenu recyclé dans le polyester a augmenté régulièrement cette dernière décennie, même si elle a légèrement baissé de trois points de pourcentage à la suite de l'interdiction d'importation des déchets plastiques par la Chine (Ministry of Ecology and Environment, 2017), ce qui souligne l'impact des restrictions internationales sur l'économie circulaire. En 2008, on estimait que la filature de polyester absorbait un peu plus de 70 % du PET collecté pour le recyclage (Park et Kim, 2014), alors que cette proportion avait baissé à environ 44 % en 2016, car des quantités croissantes de matériau étaient utilisées dans des applications d'emballage (Sarioğlu et Kaynak, 2018). Le recyclage des bouteilles plastiques pour la fabrication de fibres est une technologie mature mise en œuvre depuis les années 1990 (Patagonia, sd) et il existe des preuves que le processus améliore la résistance du polymère (Muslim et al., 2016) par rapport aux applications de recyclage de bouteilles pour la fabrication de bouteilles où une certaine scission de la chaîne peut entraîner une perte de propriétés mécaniques (Shen et al., 2010).

4.2.2 Environnement

Potentiel de réchauffement climatique

S'il existe peu de preuves des impacts du recyclage des bouteilles pour la fabrication de fibres sur le cycle de vie, les quelques études disponibles indiquent que ce type de recyclage donne des résultats similaires, voire meilleurs, que l'approche dite « de bouteille à bouteille » (Komly et al., 2012 ; RDC-Environment, 2010 ; Shen et al., 2011). Les critiques ont souligné la non-recyclabilité des textiles résultants, avec peu de possibilités de circularité des matériaux après le cycle de la première phase d'utilisation. Ainsi, le recyclage des bouteilles pour la fabrication de bouteilles est souvent décrit comme un recyclage en « boucle fermée » alors que le recyclage des bouteilles pour la fabrication de fibres est souvent considéré comme un recyclage en « boucle ouverte ». Cependant, Geyer

et al. (2016) fournissent un argument convaincant qui réfute l'hypothèse selon laquelle le recyclage en boucle fermée est nécessairement plus durable sur le plan environnemental que les approches en boucle ouverte telles que le recyclage des bouteilles pour la fabrication de fibres. Bien que le recyclage des bouteilles pour la fabrication de bouteilles déplace la production de matériaux vierges, le recyclage des bouteilles pour la fabrication de fibres déplace la production de PET vierge et la production de coton, qui génère deux fois plus de carbone (5,2 et 57,9 tonnes de CO₂eq par tonne) (Wang et al., 2015) que le polyester vierge (2,2-2,7 tonnes de CO₂eq par tonne) (Bartl, 2020).

La source d'énergie et le contexte national sont également des facteurs clés pour déterminer les avantages globaux du cycle de vie. Pour le démontrer, deux études récentes examinant l'impact de l'interdiction d'importation en Chine sont pertinentes car avant les restrictions, la quasi-totalité des 2,5 millions de tonnes par an de PET importé dans le pays était recyclée pour fabriquer de la fibre de polyester (Ma et al., 2020 ; Ren et al., 2020). Ren et al. (2020) ont souligné que la fibre de polyester vierge produite en Chine avait un impact élevé sur le réchauffement climatique car la production d'électricité en Chine se fait principalement au charbon. En revanche, le PET (ou la fibre de polyester) produit dans de nombreux pays à revenu élevé entraîne des émissions plus faibles car l'électricité est produite par le gaz, le nucléaire ou les énergies renouvelables.

Utilisation de l'eau

Aucune donnée sur l'utilisation de l'eau n'était disponible pour comparer le recyclage des bouteilles pour la fabrication de fibres avec le recyclage des bouteilles pour la fabrication de bouteilles. On estime que la filature de polyester vierge requiert une consommation comprise entre 24,2 mètres cubes d'eau par tonne (Zhang et al., 2018) et 48,8 mètres cubes d'eau par tonne (Bartl, 2020) (hors impression et teinture). Il est possible qu'un comparateur plus important soit celui du coton, dont on a signalé qu'il utilisait entre 2 000 et 27 000 mètres cubes d'eau par tonne pour sa production (Bartl, 2020). Sinon, il n'y a aucune raison de supposer que le retraitement des bouteilles pour la fabrication de fibres a un taux de consommation d'eau différent de celui du recyclage des bouteilles pour la fabrication de bouteilles.

Gestion des résidus

Aucune preuve spécifique n'a été trouvée pour indiquer la libération de microplastiques ou la mauvaise gestion des



❏ Transformer les déchets plastiques en opportunité économique – Kinshasa, RDC – Tearfund met en œuvre le projet en collaboration avec l'Église du Christ au Congo (ECC). Photo : Flot Mundala/Tearfund

résidus lors du retraitement des bouteilles pour la fabrication de fibres. Toutefois il est raisonnable de supposer que ces risques sont similaires à ceux du retraitement mécanique conventionnel.

Libération de fibres microplastiques

La portée et les ressources de ce projet ne permettent pas d'étudier l'impact de la libération de fibres microplastiques par les fibres de polyester pendant la phase d'utilisation, mais ce facteur pourrait être envisagé par d'autres chercheurs à l'avenir quand ils évalueront l'utilisation du polyester par rapport à d'autres fibres textiles.

4.2.3 Santé

Aucune preuve autre que celles déjà traitées dans la [Section 4.1.3](#) n'a été trouvée pour indiquer des dangers spécifiques pour la santé provenant de la filature du polyester. Cependant, un raisonnement objectif laisse entendre que l'utilisation d'un seul polymère (PET) dans le retraitement des bouteilles pour la fabrication de fibres, principalement utilisé pour les emballages, peut réduire le risque de contamination par des matériaux qui ont été utilisés dans d'autres applications, par exemple des véhicules ou des équipements électriques en fin de vie.

4.3 Approche 3 : Composites minéraux-polymères

4.3.1 Vue d'ensemble

Revêtement des routes

Le revêtement des routes a été présenté comme une solution pour l'utilisation des matières plastiques difficiles à recycler (Chin et Damen, 2019), une application qui semble avoir été adoptée en Inde ces dernières années (Karelia, 2018 ; Louise, 2019 ; National Rural Roads Development Agency, sd ; News18, 2019). Il est utile de préciser que l'utilisation de matières plastiques dans les revêtements des routes ne fait pas référence à une surface entièrement construite en plastique, mais à la modification du bitume pour en

améliorer les propriétés (RAHA Bitumen Co., sd). La pratique de la « modification du bitume » est étudiée depuis les années 1950 et est couramment utilisée depuis les années 1980 (Zhu et al., 2014). Depuis lors, de multiples analyses et études expérimentales ont mis en évidence les avantages considérables que les matières plastiques apportent aux propriétés de l'asphalte, notamment la prévention de la formation d'ornières, la résistance à l'usure, la réduction des fissures thermiques et l'augmentation de l'élasticité (Ahmadinia et al., 2011 ; Chin et Damen, 2019 ; Costa et al., 2013 ; Dalhat et Al-Abdul Wahhab, 2017 ; Fang et al., 2014 ; Movilla-Quesada et al., 2019 ; Vasudevan et al., 2012 ; White, 2019 ; White et Reid, 2018 ; Wu et Montalvo, 2021).

En général, 5 % (ou environ de 2 à 10 %) de la masse de bitume est substituée par des polymères (Rødland, 2019), mais des chiffres allant jusqu'à 25 % ont été signalés (Giavarini, 1994). Cela signifie que seule une très faible proportion de la surface totale de la route est constituée de plastique. Les polymères vierges couramment utilisés pour modifier le bitume sont les suivants :

- polyéthylène (PE)
- polypropylène (PP)
- éthylène-acétate de vinyle (EVA)
- éthylène-acrylate de butyl (EBA)
- styrène-butadiène-styrène (SBS)
- styrène-isoprène-styrène (SIS)
- Styrène-éthylène/butylène-styrène (SEBS)

(Zhu et al., 2014).

Briques et tuiles

Les déchets plastiques peuvent être utilisés comme agents de liaison pour les minéraux grâce à un processus préconisé par plusieurs organisations caritatives, dont WasteAid UK (Lenkiewicz et Webster, 2017). Il existe plusieurs procédés, tant brevetés qu'open-source (Earth Titan, 2019). Le processus consiste à faire fondre du plastique avec du sable pour former une pâte qui est ensuite pressée dans des moules et refroidie. Le produit résultant a été signalé comme ayant une plus grande résistance à la compression que le béton de sable de ciment Portland (Kumi-Larbi et al., 2018). Plusieurs articles récents ont porté sur l'étude et l'examen des performances mécaniques des composites plastiques minéraux pour la production de briques et de tuiles (Ali et al., 2020 ; Salvi et al., 2021 ; Thorneycroft et al., 2018 ; Uvarajan et al., 2021), mais ce sujet ne semble pas être bien étudié dans la bibliographie disponible. Un examen des preuves multimédias (YouTube) a révélé des processus plus ou moins sophistiqués et mécanisés, allant de la simple fonte sur un feu à l'utilisation du moulage mécanique sous pression, en passant par le mélange mécanique et la comminution du plastique à l'aide de broyeurs à basse vitesse et à couple élevé (Earth Titan, 2019 ; Kolev, 2019 ; NTVUganda, 2013).

Granulats secs dans le béton

Gu et Ozbakkaloglu (2016) ont analysé 83 études portant sur l'utilisation du plastique dans le béton en tant que substitut léger aux granulats. Si l'évaluation de cette utilisation finale n'entraîne pas dans le cadre de cette analyse, nous la mentionnons pour l'identifier comme une voie potentielle de recherche supplémentaire.

4.3.2 Environnement

Revêtement des routes (bitume modifié par des polymères)

Malgré la rareté des preuves tangibles, il semble que le bitume modifié par des polymères soit plus durable que le bitume conventionnel, ce qui entraîne une réduction du potentiel de réchauffement climatique (Mukherjee, 2016 ; Nascimento et al., 2020 ; Poulidakos et al., 2017 ; Santos et al., 2018 ; Vila-Cortavirta et al., 2018). Parmi les études analysées, beaucoup manquent d'éléments essentiels, tels que les limites du système et les méthodologies transparentes, et

l'une d'entre elles, celle de Mukherjee (2016), n'a pas pris en compte la phase d'utilisation.

Une seule étude a indiqué des émissions de microplastiques provenant de routes modifiées par des polymères, principalement par l'utilisation de pneus cloutés pour la stabilité lors de la conduite sur la glace (Vogelsang et al., 2020). L'étude a reconnu l'énorme incertitude des facteurs d'émission qu'elle a utilisés, mais a indiqué que les émissions en Norvège provenant de l'asphalte modifié par des polymères étaient de seulement 28 tonnes par an, contre 4 250 à 5 000 tonnes par an pour les pneus.

Il y a beaucoup trop peu de données disponibles pour évaluer si l'utilisation de déchets plastiques comme modificateurs de bitume apporte une amélioration environnementale globale sur l'ensemble du cycle de vie. Intuitivement, tout ce qui réduit la nécessité de refaire le revêtement ou de remplacer les routes à l'aide d'un produit qui, autrement, serait gaspillé, devrait présenter un certain avantage. Cependant, les nuances du système doivent être étudiées en profondeur avant de pouvoir tirer de telles conclusions.

Sans preuve à l'appui, il est suggéré ici que dans certains pays à revenu faible et intermédiaire, les déchets plastiques peuvent être utilisés pour le revêtement des routes principalement pour se débarrasser de ces déchets, plutôt que pour augmenter la durabilité des routes. Un risque potentiel est que la surface devienne moins durable si les mélanges asphalte-polymère sont mal formulés, par exemple s'ils sont trop riches en polymère. Il est recommandé d'examiner cette théorie de plus près car le manque de durabilité pourrait influencer à la fois les émissions sur le cycle de vie et le risque d'émissions de particules plastiques.

Production de briques et de tuiles

Aucune donnée n'a été trouvée pour mettre en évidence les émissions de CO₂eq des composites minéraux-polymères utilisés dans la production de briques, de tuiles ou de dalles. Cette technologie étant de plus en plus utilisée, il sera important de comprendre les impacts sur le cycle de vie complet. À l'évidence, le traitement de faible technicité préconisé par WasteAid emploie très peu de ressources. L'élimination du film plastique serait bénéfique pour l'environnement local, bien que le processus nécessite du sable relativement propre qui devrait être obtenu de manière judicieuse et durable. Il est probable que l'argument en faveur de l'analyse du cycle de vie soit fortement influencé par la production de béton évitée, qui est très énergivore (voir la [Section 4.7.1](#)), mais il convient de noter que la chaleur nécessaire au processus peut être fournie par des feux non contrôlés à ciel ouvert. Par conséquent, l'impact de la production de carbone noir sur le changement climatique peut également avoir un effet significatif sur les émissions environnementales globales.

Aucune preuve n'a été trouvée pour indiquer la production de microplastiques pendant la phase d'utilisation, et il est fortement suggéré que cela soit pris en compte dans les enquêtes futures.

4.3.3 Santé

Bien que la modification du bitume par des polymères soit bien établie, jusqu'à présent elle a été réalisée principalement avec des matières plastiques de non emballage et rarement avec des déchets plastiques. La fabrication de tuiles et de

briques avec des déchets plastiques est moins établie. Les risques pour la santé humaine liés à ces deux procédés sont probablement dus aux émissions de substances dangereuses, libérées lorsque les matières plastiques sont chauffées (He et al., 2015 ; Tsai et al., 2009 ; Yamashita et al., 2009), mais les deux procédés peuvent se dérouler à l'extérieur, et avec une ventilation adéquate, ils sont susceptibles de poser peu de risques pour les opérateurs. Le risque est encore plus faible lorsque des matières plastiques d'emballage sont utilisées, en partie parce que les producteurs de matériaux en contact avec les aliments ont tendance à éviter l'utilisation de substances nocives susceptibles de contaminer les aliments, et parce que les polyoléfines et le PET (les principaux plastiques d'emballage) ne produisent généralement pas d'émissions dangereuses lorsqu'ils sont chauffés. Toutefois, lorsque la provenance des matériaux est incertaine ou que l'on sait qu'ils proviennent d'applications telles que des véhicules ou des appareils électriques en fin de vie, le risque d'exposition à des

substances potentiellement dangereuses augmente (Cook et al., 2020).

Lorsque les matières plastiques brûlent brièvement, comme cela a été détecté dans certains exemples, le profil d'émission sera à nouveau différent, et d'autres produits de combustion incomplète peuvent être émis (Barabad et al., 2018 ; Valavanidis et al., 2008 ; Wang et al., 2004). Kumi-Larbi Jnr (communication personnelle du 10 décembre 2020) a prévu de réaliser des tests en laboratoire sur du polyéthylène basse densité fondu et brûlé provenant d'Afrique de l'Ouest. Au moment de la rédaction du présent document, les essais ont été retardés en raison de la COVID-19.

La modification de l'asphalte et la fabrication de tuiles comportent des risques professionnels, notamment celui d'être entraîné dans des machines à grande vitesse ou à couple élevé, et celui d'entrer en contact avec des matériaux chauds lorsqu'ils sont formés et moulés pour donner la forme de la tuile ou du revêtement routier.

4.4 Approche 4 : Purification par solvants

4.4.1 Vue d'ensemble

Contrairement aux autres procédés de « recyclage chimique », la « purification par solvants »¹² a recours à des solvants pour dissoudre les polymères et les séparer des additifs et des contaminants présents dans le plastique d'origine (Ügdüler et al., 2020). L'attrait de la purification par solvants réside en partie dans le fait que ce procédé permet de conserver la plupart des chaînes de polymères intactes, par rapport au recyclage mécanique où la chaleur entraîne une certaine dégradation des matériaux. La purification par solvants peut également être efficace pour déstratifier et isoler le plastique utilisé dans les emballages multi-couches et multi-matériaux, tels que les cartons d'aliments et de boissons (par ex. Tetra Paks) (Kaiser et al., 2018 ; Walker et al., 2020), et pour séparer la fraction plastique des textiles (Thiounn et Smith, 2020), par exemple dans les mélanges polyester-coton (Sherwood, 2020).

Crippa et al. (2019) et Ügdüler et al. (2020) conviennent qu'aucune installation de purification par solvants commercialement viable n'est actuellement opérationnelle, à l'exception des technologies CreaSolv® et Newcycling® qui, selon Ügdüler et al. (2020) sont au niveau TRL 8-9, ce qui signifie qu'elles sont proches de la commercialisation.¹³ En 2018, Unilever (sd) a ouvert une usine pilote en Indonésie capable de traiter trois tonnes de déchets de sachets d'eau par jour (1 000 tonnes par an) en utilisant le procédé CreaSolv® (CreaCycle GmbH, sd). La société a pour ambition de créer une usine traitant 30 000 tonnes par an. Mais on ne sait pas avec certitude si l'usine pourra être considérée comme commercialement viable à ce niveau.

Selon Zhao et al. (2018), le principal défi de la commercialisation de la purification par solvants est la difficulté de retirer les solvants des polymères et de les éliminer de manière économique.

4.4.2 Environnement

La purification par solvants aurait le potentiel d'une performance environnementale élevée associée à un faible impact sur le réchauffement climatique. Cependant, il existe très peu de données sur les procédés dans le monde réel (Crippa et al. 2019), et comme il n'y a pas encore eu de commercialisation, il serait malhonnête de signaler et d'extrapoler des données de performance environnementale. Ügdüler et al. (2020) ont réalisé une analyse de cycle de vie élémentaire de deux processus d'élimination des additifs, mais le travail était très théorique et il serait trompeur d'extrapoler davantage.

4.4.3 Santé

Aucune étude n'a fait état des effets de la purification par solvants sur la santé, bien que la plus grande préoccupation soit l'utilisation de solvants potentiellement dangereux comme le chloroforme, le xylène, le n-hexane et le cyclohexane (Ügdüler et al., 2020), des substances déjà connues pour être nocives. Toute personne développant une technologie de purification par solvants devra s'assurer que ces substances peuvent être éliminées du plastique secondaire, puis sécurisées, afin de garantir qu'elles ne posent pas de risques pour les personnes une fois mises au rebut,

12 La purification par solvants est classée sous le terme plus large de « recyclage chimique ». Ce terme est appliqué de manière incohérente. Certains auteurs ont fait valoir que la purification par solvants ne devrait pas être classée comme recyclage chimique parce que les polymères ne sont pas complètement déconstruits, et qu'elle devrait plutôt être classée comme recyclage mécanique (Crippa et al., 2019). L'auteur de la présente étude n'a pas de préférence pour la classification la plus appropriée.

13 Les niveaux de préparation technologique sont utilisés pour décrire les stades d'innovation qu'une invention ou une idée a atteints. Il existe de nombreuses variantes, mais en gros, ils sont décrits selon les neuf niveaux suivants : TRL1, Principes de base observés ; TRL2, Concept technologique formulé ; TRL3, Preuve expérimentale du concept ; TRL4, Technologie validée en laboratoire ; TRL5, Technologie validée dans un environnement pertinent ; TRL6, Technologie démontrée dans un environnement pertinent ; TRL7, Démonstration d'un modèle ou prototype de système dans un environnement opérationnel ; TRL8, Système complet et qualifié ; et TRL9, Système réel éprouvé dans un environnement opérationnel.

ou en raison de leur présence dans les produits recyclés contenant du plastique récupéré par solvants.

4.5 Approche 5 : Dépolymérisation chimique (chimiolyse)

4.5.1 Vue d'ensemble

Ce groupe de processus consiste à faire réagir les matières plastiques avec diverses substances (catalyseurs, acides, alcalis ou alcools) sous l'effet de la chaleur et de la pression pour dépolymériser les polymères (Raheem et al., 2019). Environ sept groupes de procédés ont été signalés dans la catégorie « dépolymérisation » (Kumar et al., 2011 ; Ragaert et al., 2017 ; Raheem et al., 2019), mais la technologie n'est éprouvée commercialement que pour la glycolyse du polyester (Ragaert et al., 2017)¹⁴ et la chimiolyse du polyamide (nylon) (Crippa et al., 2019). Dans les deux cas, le procédé n'est réalisé que pour des matières premières post-industrielles plutôt que pour des matériaux post-consommation.

À part quelques applications de niche, la dépolymérisation chimique n'a pas fait ses preuves sur le plan commercial pour les types de déchets d'emballages plastiques produits par les entreprises de biens de grande consommation. La glycolyse du PET pourrait être applicable aux emballages en PET à l'avenir, mais ce n'est pas encore une réalité.

4.5.2 Environnement

Bien qu'elle ne soit actuellement utilisée que pour les fibres de PET postindustrielles, la glycolyse du PET est le seul procédé

commercialement viable susceptible d'être pertinent pour les entreprises de biens de grande consommation. Seules deux études semblent fournir des données modélisées utiles (Meys et al., 2020 ; Shen et al., 2010) mais, malheureusement, elles sont spécifiques à des cas particuliers et se contredisent. Dans l'éventualité peu probable que les entreprises de biens de grande consommation adoptent la glycolyse du PET pour le PET post-consommation dans un avenir proche, il est recommandé qu'elles examinent attentivement les avantages du cycle de vie complet de cette décision par rapport à d'autres technologies matures, telles que le recyclage mécanique, pour lesquelles les paramètres du processus sont beaucoup plus certains.

4.5.3 Santé

Le manque de données sur les processus rend difficile l'évaluation des implications de la glycolyse du PET pour la santé. En tout état de cause, elle ne semble pas adaptée au traitement des emballages de post-consommation. Si, dans un avenir proche, des progrès permettent d'utiliser cette technologie pour traiter les matériaux de post-consommation des entreprises de biens de grande consommation, il faudra veiller à ce que les émissions de substances dangereuses soient contrôlées afin d'éviter l'exposition des récepteurs humains et environnementaux.

4.6 Approche 6 : Pyrolyse et gazéification

4.6.1 Vue d'ensemble

Pyrolyse

La pyrolyse des matières plastiques consiste à chauffer le matériau sous une pression modérée sans oxygène (Mayer et al., 2019). Contrairement à la combustion, les polymères ne s'oxydent pas (Lopez et al., 2017), mais se séparent de manière aléatoire, se fragmentant et se reformant pour ressembler aux molécules d'hydrocarbures présentes dans le pétrole brut (Ragaert et al., 2017).¹⁵ Le produit liquide (80 % en poids) est souvent distillé en trois fractions de base – kérosène, diesel et huiles légères (naphta) – tandis que la fraction solide (20 % en poids), appelée carbonisat, comprend des minéraux et des métaux non combustibles, ainsi qu'une forte proportion de carbone noir (Butler et al., 2011).

Les liquides issus des usines de pyrolyse sont tous combustibles et, selon Crippa et al. (2019), leur utilisation finale la plus viable est celle de combustible pour les navires

et les centrales électriques. Si elles sont suffisamment raffinées, les huiles de pyrolyse peuvent être utilisées dans des applications de qualité supérieure, comme les véhicules routiers ou l'aviation (Lopez et al., 2017). Cependant, l'ambition de nombreux développeurs de pyrolyse est de raffiner ces huiles en monomères et autres composés pouvant être utilisés dans la production primaire de plastique.

La création de matières premières pour la production de plastique peut à la fois réduire la nécessité d'extraire d'autres combustibles fossiles et réduire la charge de l'élimination et de la récupération sur d'autres parties du système de gestion des déchets (Hann et Connock, 2020). Si ce processus était en mesure de concurrencer commercialement le recyclage mécanique, la valeur des déchets plastiques augmenterait, ce qui dissuaderait de mal gérer les plastiques. Malgré l'accélération de la pyrolyse ces dernières années, il existe peu de preuves que les huiles de pyrolyse aient été utilisées pour produire des matières premières monomères (Solis et Silveira, 2020).

14 La glycolyse du polyester est le processus par lequel des molécules d'éthylène glycol, de diéthylène glycol ou de propylène glycol sont insérées dans les chaînes polymères de polyéthylène téréphtalate, provoquant leur fragmentation et la production de téréphtalate de bis (2-hydroxyéthyle) (BHET) et d'une série d'oligomères. Le BHET peut être utilisé comme « produit de départ » pour fabriquer du nouveau PET/polyester.

15 Lorsque les matières plastiques sont brûlées, les chaînes de polymères se décomposent en fragments et atomes d'hydrocarbures. Si la combustion est complète, ces molécules et atomes libres se lient à l'oxygène pour créer de l'eau et du dioxyde de carbone. Ce processus est également appelé « oxydation ».

Solis et Silveira (2020) signalent que plusieurs usines de pyrolyse de déchets plastiques existent et indiquent que la « pyrolyse conventionnelle » est actuellement au niveau TRL 9. Cependant, leur étude souligne également qu'il existe peu de projets à grande échelle permettant de déterminer la faisabilité économique, ce qui soulève des doutes quant à la commercialisation de ces projets dans un avenir proche. Khoo (2019) a indiqué que plusieurs usines existent, dont une au Japon (traitant 15 000 tonnes par an) et deux aux États-Unis (dont l'une traite 25 000 tonnes par an ; l'autre devrait traiter 100 000 tonnes par an une fois opérationnelle). Au moment de la rédaction du présent document, il n'a pas été confirmé que les usines signalées par Khoo (2019) fournissent des processus commercialement éprouvés.

Bien qu'il existe sans aucun doute des installations qui peuvent maintenir un processus pyrolytique, leur viabilité économique indépendante est essentielle pour la durabilité de la technologie dans le contexte d'autres approches matures et stables, telles que le retraitement mécanique. En attendant de disposer de plus de données, la possibilité que la pyrolyse des déchets plastiques soit non durable et indésirable doit rester à l'étude (Rollinson et Oladejo, 2019).

Gazéification

Comme pour la pyrolyse, la gazéification des déchets plastiques consiste à chauffer le matériau pour rompre les liens entre les chaînes d'hydrocarbures (polymères). La différence essentielle est l'introduction d'une petite quantité d'oxygène pour permettre l'oxydation partielle de certains fragments et atomes, mais sans permettre une combustion complète. Il en résulte la production de gaz tels que le monoxyde de carbone (CO), l'hydrogène (H₂), le dioxyde de carbone (CO₂), le méthane (CH₄) et l'azote (N₂), ainsi que d'autres hydrocarbures tels que C₂H₄ et C₂H₆ (Ciuffi et al., 2020 ; Punkkinen et al., 2017). La gazéification a lieu à des températures plus élevées que la pyrolyse, généralement de 700 à 1 200 °C, ce qui signifie que les usines ont tendance à être beaucoup plus grandes (Solis et Silveira, 2020).

Un carbonisat est également produit pendant la gazéification et contient un mélange d'hydrocarbures aromatiques polycycliques et hétérocycliques goudronneux (Wolfesberger et al., 2009). L'élimination de ces molécules complexes du charbon noir n'est pas viable (Benedetti et al., 2017 ; Lopez et al., 2018) et elles se condensent rapidement dans le processus, corrodant et bouchant les canalisations (Zeng et al., 2020). S'il existe manifestement un potentiel d'utilisation supplémentaire des carbonisats pyrolytiques issus des déchets plastiques, il semble probable que les obstacles à la valorisation aboutissent à ce que le matériau soit brûlé ou éliminé comme un déchet dangereux (Defra, 2013). En raison de la plus grande volatilité de la matière première, la gazéification des plastiques produit moins de carbonisat que la gazéification de la biomasse ou des fibres (Sharuddin et al., 2016). L'inconvénient est que les particules de carbonisat ne se condensent pas, mais restent dans le gaz de synthèse (Lopez et al., 2018 ; Solis et Silveira, 2020).¹⁶

Il n'existe pas assez d'informations pour prouver la viabilité commerciale des usines de gazéification qui utilisent des déchets plastiques comme matière première. Seuls trois examens ont été réalisés sur des usines qui ont existé au

cours des deux dernières décennies, chacun d'entre eux indiquant une incertitude quant à savoir si les usines qu'ils ont examinées sont toujours en activité (Jayarama Reddy, 2016 ; Seo et al., 2018 ; Solis et Silveira, 2020). Quicker (2019) a indiqué que la gazéification du plastique mixte homogène s'est avérée viable dans une usine en Allemagne. Cependant, il a averti que l'usine a rencontré des difficultés techniques pendant de nombreuses années et a remis en question la viabilité globale du processus.

Théoriquement, le gaz de synthèse issu de la gazéification des déchets peut être valorisé et utilisé pour produire une série de substances chimiques, telles que l'ammoniac, le méthanol et l'hydrogène (Antonetti et al., 2017). C'est typiquement l'objectif des usines de gazéification du charbon (Ciuffi et al., 2020). Crippa et al. (2019) ont également signalé que la gazéification du charbon en Chine a été utilisée avec succès pour produire certains précurseurs de production de plastiques, tels que l'éthylène glycol, mais ont affirmé qu'il y a peu de preuves pour soutenir la production de précurseurs de polymères à l'échelle commerciale ailleurs, et certainement pas à partir de déchets plastiques.

Des critiques tels que Rollinson et Oladejo (2020) ont indiqué qu'il est peu probable qu'une valorisation commercialement viable du gaz de synthèse provenant d'usines de gazéification traitant des déchets plastiques ait eu lieu ces dernières années. Étant donné l'absence de confirmation dans la bibliographie examinée pour l'élaboration de ce rapport, cette affirmation semble raisonnable. Même en tant que combustible, la gazéification des déchets devient moins viable en raison de la nécessité d'éliminer l'humidité du gaz de synthèse avant sa combustion. Il est provisoirement suggéré que le gaz de synthèse issu de la gazéification soit, au mieux, converti en combustible, mais il est plus probable qu'il soit brûlé directement dans l'usine, fonctionnant ainsi comme un incinérateur efficace.

4.6.2 Environnement

La pyrolyse et la gazéification sont les technologies de recyclage chimique les plus matures sur le plan commercial en mesure de traiter les déchets plastiques, mais il existe encore peu d'exemples de leur utilisation à d'autres fins que la production de combustible. Lorsqu'elles produisent du combustible, elles semblent générer moins d'émissions que l'incinération, mais elles génèrent plus d'émissions que le recyclage mécanique (Khoo, 2019 ; Schwarz et al., 2021).

On a déduit, à partir de certains modèles théoriques, que les installations de traitement produiraient moins d'émissions par rapport au recyclage mécanique si le matériau de départ pouvait être produit (Francis, 2016a ; Francis, 2016b), bien que cela ne semble pas être une réalité commerciale au moment de la rédaction du présent document (Crippa et al., 2019 ; Rollinson et Oladejo, 2020). L'avantage différentiel de la pyrolyse et de la gazéification est leur polyvalence dans le traitement des déchets qui sont trop complexes ou contaminés pour être triés et retraités mécaniquement, soit parce qu'ils comprennent plusieurs couches, soit parce qu'ils sont techniquement et/ou économiquement difficiles à trier (Ragaert et al., 2017 ; Solis et Silveira, 2020). Mais il est prouvé qu'ils nécessitent presque autant de tri quand l'objectif est

¹⁶ Le gaz de synthèse est principalement composé de monoxyde de carbone (CO), d'hydrogène (H₂), de méthane (CH₄) et de dioxyde de carbone (CO₂) dans des proportions variables selon la matière première gazéifiée.



▣ Usine de recyclage du plastique dirigée par les partenaires de Tearfund, Arris Desrosiers. Photo : Kit Powney/Tearfund

d'utiliser les produits comme matières premières, et que cela pourrait augmenter les émissions de carbone pendant tout le cycle de vie suffisamment pour annuler les avantages potentiels (Schwarz et al., 2021).

La gazéification et la pyrolyse ont toutes deux connu des limitations opérationnelles importantes, notamment l'élimination des goudrons et des carbonisats pour la première (Benedetti et al., 2017 ; Lopez et al., 2018 ; Wolfesberger et al., 2009 ; Zeng et al., 2020), et des apports énergétiques élevés pour la seconde (Crippa et al., 2019 ; Mayer et al., 2019 ; Ragaert et al., 2017 ; Sherwood, 2020). Indépendamment de toute réduction modélisée des émissions résultant de l'utilisation d'huiles pyrolytiques ou de gaz de synthèse pour produire des matières premières, le contrôle des émissions fugitives des processus est essentiel.

Il n'est pas recommandé aux entreprises de biens de grande consommation de traiter leurs emballages plastiques par pyrolyse ou gazéification dans les pays à revenu élevé ou les pays à revenu faible et intermédiaire tant que les impacts complets sur le cycle de vie n'ont pas été déterminés pour ces approches technologiques nouvelles et immatures.

4.6.3 Santé

Les usines de gazéification et de pyrolyse impliquent l'utilisation d'équipements fonctionnant sous une chaleur

et une pression élevées, tout en produisant de multiples substances dangereuses qui peuvent être fatales pour les êtres humains et les animaux. Les produits potentiels de la gazéification et de la pyrolyse sont présentés dans le [Tableau 3](#), bien que les produits de la transformation des déchets d'emballages plastiques post-consommation soient peu susceptibles de contenir des quantités importantes d'halogénure, de dioxines et de composés apparentés, de métaux ou de composés sulfurés.

Avec une gestion adéquate, les émissions issues de la gazéification et de la pyrolyse peuvent être recueillies, contenues, éliminées ou transformées pour éviter leur interaction avec les plantes, les animaux et les êtres humains. Des conseils pour ce faire figurent dans le document « Best available techniques for incineration » (Neuwahl et al., 2019). En outre, comme beaucoup de ces substances peuvent être brûlées, il est tentant et commun de les « sécuriser » par la combustion. Cependant, le contrôle des émissions de processus peut être coûteux et nécessite une maintenance continue soutenue par des systèmes de travail sûrs et efficaces. Dans les pays qui ne disposent pas d'une réglementation efficace et dotée des ressources adéquates, et où les moyens des entreprises pour gérer des systèmes sûrs peuvent également être rares, il existe un risque d'émissions fugitives et de mauvaise gestion des résidus dangereux.

Les projets de gazéification ont tendance à être beaucoup plus importants que ceux de pyrolyse, ce qui signifie qu'ils bénéficient souvent de plus grandes ressources. La possibilité pour les petits opérateurs de mettre en place des opérations de pyrolyse sans aucune forme de supervision ou de contrôle réglementaire est une nouvelle préoccupation importante.

Les entreprises de biens de grande consommation qui envisagent de traiter les déchets par pyrolyse ou gazéification doivent réfléchir à la manière dont les émissions des processus seront contrôlées par les opérateurs de l'usine et veiller à ce que les déchets solides, liquides et gazeux ne s'échappent pas dans l'environnement. Lorsque ces produits sont inutilisables en raison d'une contamination insoluble, il est recommandé aux entreprises de biens de grande consommation de s'acquitter de leur devoir de diligence pour leur traitement ou leur élimination en toute sécurité. Il est important de noter que de nombreux pays à revenu faible et intermédiaire ne possèdent pas de décharges ou d'installations d'incinération de déchets dangereux bien

gérées et réglementées. Si c'est le cas, alors ni la gazéification ni la pyrolyse ne doivent être envisagées.

Enfin, comme une grande partie de la croissance de la pyrolyse a eu lieu dans les pays à revenu faible et intermédiaire, les usines peuvent être construites avec des considérations de sécurité limitées. Plusieurs incidents de dysfonctionnement mettant en danger la vie des personnes ont été signalés – tant dans les pays à revenu faible et intermédiaire que dans les pays à revenu élevé – notamment une explosion dans une usine à Panchkula (Inde) en 2011 qui a fait plusieurs blessés parmi les ouvriers ; une explosion dans une usine à Khanty-Mansiysk (Russie) en 2012 qui a fait huit morts ; une explosion dans une usine à Budennovsk (Russie) en 2014 ; un accident à Chennai (Inde) en 2014 qui a fait un mort et deux blessés ; un accident à Joensuu (Finlande) en 2014 qui a fait trois blessés ; et un accident à Furth (Allemagne) en 1998 qui a entraîné la fuite de grandes quantités de gaz toxiques et l'évacuation des habitants des environs (International Power Ecology Company, 2014).

Tableau 3 : Exemples d'émissions provenant de la gazéification et de la pyrolyse des déchets plastiques (notez que plusieurs produits énumérés ci-dessous sont peu susceptibles de résulter de la transformation des emballages plastiques)

Phase	Pyrolyse	Gazéification
Gaz	Hydrogène ; méthane ; éthane ; éthène ; propane ; propène ; butane ; et butène (Williams et Williams, 1999)	Monoxyde de carbone ; hydrogène ; dioxyde de carbone ; méthane, azote ; éthylène ; éthane ; (Ciuffi et al., 2020 ; Punkkinen et al., 2017) ; sulfure d'hydrogène ; sulfure de carbone ; ammoniac ; cyanure d'hydrogène ; métaux alcalins ; chlorure d'hydrogène ; éléments potentiellement toxiques (Block et al., 2019)
Liquides	Éthylbenzène ; styrène ; toluène ; hydrocarbures aromatiques polycycliques (Budsareechai et al., 2019 ; Miandad et al., 2019)	s/o
Solides	Carbone noir ; minéraux non combustibles (Butler et al., 2011) ; éléments potentiellement toxiques ; hydrocarbures aliphatiques et hydrocarbures aromatiques (Bernardo et al., 2012)	Carbone noir ; minéraux non combustibles ; hydrocarbures hétérocycliques – pyridine et phénol ; aromatiques légers – benzène et toluène ; hydrocarbures aromatiques polycycliques – naphthalène ; hydrocarbures plus lourds – pas souvent caractérisés (Wolfesberger et al., 2009).

4.7 Approche 7 : Cotraitement dans des fours à ciment

4.7.1 Vue d'ensemble

Environ 7 % (2,3 à 2,6 milliards de tonnes de CO₂eq) des émissions mondiales de carbone sont générées par la production de ciment (Hertwich, 2020 ; Lehne et Preston, 2018), dont la moitié provient de l'utilisation de combustibles fossiles (principalement du charbon) pour chauffer le carbonate de calcium afin de produire du clinker (Kara, 2012). L'identification et l'utilisation de combustibles de substitution sont donc essentielles pour atteindre les objectifs

en matière de changement climatique (Gerassimidou et al., 2020). Par exemple, le combustible solide de récupération a remplacé 42 % de la demande énergétique de la production européenne de ciment en 2015 (MPA Concrete Centre, 2017). Certaines données laissent entendre que ce que l'on appelle le « cotraitement dans les fours à ciment » a été effectué avec des déchets plastiques qui ont été collectés pour être recyclés (Jiao, 2020 ; Republic Cement, 2020), bien qu'il y ait peu de données pour prouver la prévalence mondiale de cette pratique.

4.7.2 Environnement

La majorité des données générées par l'analyse du cycle de vie sur le cotraitement des combustibles de substitution dans les fours à ciment concernent des matières non plastiques ou des matières plastiques mélangées à d'autres matériaux (souvent biogènes) (Bourtsalas et al., 2018 ; Georgiopoulou et Lyberatos, 2018 ; GIZ-LafargeHolcim, 2020 ; Khan et al., 2020 ; Malijonyte et al., 2016 ; Séverin et al., 2010 ; Vermeulen et al., 2009). Ces études tendent à favoriser le cotraitement de combustibles alternatifs dans les fours à ciment plutôt que l'incinération en raison du déplacement du charbon, qui génère plus d'émissions de carbone que presque toute autre source de combustible.¹⁷ Bien que le contenu biogénique du combustible solide de récupération soit susceptible d'être un facteur, on a recensé quatre études qui ont examiné l'utilisation d'emballages plastiques seuls (Jenseit et al., 2003 ; Meys et al., 2020 ; Schmidt et al., 2009 ; Shonfield, 2008). En résumé, elles montrent une hiérarchie largement similaire des avantages du cycle de vie, avec des émissions plus importantes par rapport au recyclage mécanique et moins importantes par rapport à l'incinération avec récupération d'énergie. Ces résultats sont cohérents avec ceux rapportés par Lazarevic et al. (2010). Bien que les preuves soient rares, il est difficile de voir comment la cocombustion avec des déchets d'emballages plastiques de post-consommation dans les fours à ciment aurait un impact environnemental nettement moindre que l'incinération avec récupération d'énergie.

4.7.3 Santé

Il est probable que la combustion de combustibles solides de récupération entraîne la production de plusieurs substances dangereuses qui doivent être contrôlées pour protéger la

santé humaine et l'environnement. La majorité des études qui mettent en évidence ces émissions sont liées aux matières premières mixtes (Conesa et al., 2011 ; Rovira et al., 2010 ; Rovira et al., 2016) et notamment au chlore (Gerassimidou et al., 2020), qui peut former des dioxines et des furanes ainsi que de l'acide chlorhydrique qui endommage les équipements. Mais il est peu probable que les emballages en plastique contiennent du chlore et, bien que cela ne soit pas fortement prouvé, les émissions provenant de la combustion des emballages en plastique ne sont probablement pas beaucoup plus mauvaises que celles du charbon qu'ils ont remplacé et presque certainement meilleures que celles du combustible solide mixte de récupération, dont la teneur en cendres et en humidité est probablement plus élevée (Asamany et al., 2017).

Comme pour toutes les approches examinées dans ce rapport, il est techniquement possible de contrôler les émissions issues de la cotransformation dans les fours à ciment grâce aux « meilleures techniques disponibles » (Schorcht et al., 2013). Comme la plupart de la production de ciment est assurée par des multinationales disposant de bonnes ressources, la mise en œuvre de ces techniques devrait être réalisable. En théorie, les installations qui sont réglementées de façon moins rigoureuse dans certains pays à revenu faible et intermédiaire peuvent être exposées à un risque de manque de contrôle des émissions, bien qu'il n'y ait aucune preuve à l'appui. Néanmoins, lorsque les ressources sont insuffisantes pour garantir un fonctionnement sûr, les entreprises de grande consommation devraient envisager un audit indépendant pour s'assurer que les émissions respectent au moins les seuils d'émission européens (Union européenne, 2000) ou chinois (Cheng et Hu, 2010 ; Wu, 2018).

4.8 Approche 8 : Incinération avec récupération de chaleur

4.8.1 Vue d'ensemble

L'incinération des déchets réduit efficacement la masse (75 % en poids) (Dalager et Reimann, 2011) et le volume (90 % en volume) (Hjelmar et al., 2011) des déchets solides municipaux. Lorsqu'elle est utilisée pour traiter la totalité de la fraction des déchets solides municipaux,

l'incinération réduit également leur bioactivité (Niessen, 2010), la caractéristique critique qui rend les déchets solides municipaux si nocifs lorsqu'ils sont mis en décharge. L'incinération a été rapidement adoptée en Europe, en Chine, au Japon et en Corée, et proportionnellement moins aux États-Unis ([Tableau 4](#)).

¹⁷ L'extraction du charbon libère des émissions fugitives de méthane, une source d'émissions faible mais non négligeable provenant du cycle de vie du charbon utilisé pour la combustion. Ces émissions seraient de 1,91 à 4,23 grammes de CH₄ par kilogramme de charbon (à l'arrivée) pour le charbon extrait en surface et sous terre respectivement (Spath et al., 1999).

Tableau 4 : Nombre d'incinérateurs de déchets solides municipaux dans les pays et régions sélectionnés

Région / pays	Nombre d'usines	Référence
Europe	>500	Blasenbauer et al. (2020)
États-Unis	75	United States Environmental Protection Agency (2019)
Japon	1 200 ¹⁸ (778)	Amemiya (2018)
Corée	172 (35)	Bourtsalas et al. (2019)
Chine	390	Ministère du logement et du développement urbain et rural (2019)
Inde	5 ¹⁹	Kumar et Agrawal (2020)
Azerbaïdjan	1	Banque mondiale (2013)
Éthiopie	1	Mutethya (2020)

Dans les pays à revenu faible et intermédiaire, les efforts pour introduire l'incinération ont eu moins de succès. Les incinérateurs modernes sont comparativement coûteux à construire et à exploiter. La réduction des émissions et l'efficacité de l'installation dépendent fortement des caractéristiques des matières premières (Ji et al., 2016) et de la disponibilité de l'expertise technique et des composants, autant d'éléments qui ont présenté des défis historiques et entraîné des échecs dans les pays à revenu faible et intermédiaire. Par exemple, Nixon et al. (2017) ont indiqué que la plupart des projets d'incinération des déchets pour l'obtention de chaleur en Inde ont échoué avant ou après le processus de mise en service. Ils ont fourni des exemples de projets infructueux à Hyderabad, Vijayawada, Chandigarh et New Delhi.

En Éthiopie, une installation a récemment été construite par un consortium euro-chinois en réponse à un problème chronique d'élimination des déchets à Addis-Abeba, qui a entraîné l'effondrement d'une pile de déchets instable dans une décharge locale en 2017, tuant 113 personnes (Law et Ross, 2019). L'usine a fermé ses portes en 2019 peu après son ouverture, faisant craindre l'échec d'un nouveau projet de valorisation énergétique des déchets dans un pays à revenu faible ou intermédiaire. Cependant, au moment de la rédaction de ce rapport, au moins une source d'information (Mutethya, 2020) a indiqué que l'usine a rouvert et que la mise en service se poursuivra jusqu'à la remise éventuelle aux employés locaux en 2021. La longévité de ce projet au-delà de la phase de mise en service sera étroitement surveillée dans le contexte des échecs signalés ailleurs, et au moins un projet similaire en Afrique subsaharienne a été signalé comme étant

en cours au Kenya (Najimesi, 2019). Il semblerait y avoir une demande pour l'incinération des déchets dans d'autres pays, selon Kadir et al (2013), qui ont signalé que l'installation d'une incinération à grande échelle en Malaisie est « inévitable » compte tenu des aspirations du gouvernement à développer les infrastructures du pays.

4.8.2 Environnement

Alors que l'incinération est généralement utilisée pour traiter la fraction entière des déchets solides municipaux, elle l'est rarement pour traiter les plastiques collectés pour le recyclage (Christensen et al., 2011a ; Christensen et al., 2011b ; Hjelmar et al., 2011). Si l'incinération du plastique présente un avantage présumé par rapport au recyclage mécanique dans certaines études, elle est généralement moins performante dans la plupart des analyses de cycle de vie (Lazarevic et al., 2010). L'incinération de déchets mixtes avec revalorisation énergétique présente généralement une réduction des émissions par rapport à la production d'électricité à partir de combustibles fossiles (Laurent et al., 2014), car ces derniers émettent du méthane pendant la phase d'extraction (Spath et al., 1999 ; Turconi et al., 2013). À mesure que la décarbonisation des sources d'énergie progresse, les arguments en faveur de l'incinération des déchets plastiques post-consommation pour produire de l'énergie diminueront encore. Une autre préoccupation est que la chaleur peut ne pas être récupérée dans les incinérateurs dans les pays à revenu faible et intermédiaire. Aucune information n'est fournie ici, mais ce point doit être pris en compte dans toute évaluation future des émissions sur le cycle de vie.

18 Il n'est pas clair si toutes ces installations traitent des déchets solides municipaux.

19 Il semble que certaines d'entre elles ne soient pas pleinement opérationnelles ou soient en cours de mise en service (Best Current Affairs Center, sd). Les chiffres entre parenthèses représentent les installations déclarées comme incluant la récupération d'énergie.



▣ La rivière Kalamu dans la commune de Kalamu. Transformer les déchets plastiques en opportunité économique – Kinshasa, RDC – Tearfund met en œuvre le projet en collaboration avec l'Église du Christ au Congo (ECC). Photo : Flot Mundala/Tearfund

En général, il ne semble pas y avoir beaucoup d'avantages environnementaux à incinérer les déchets d'emballages plastiques post-consommation qui ont été collectés séparément pour être recyclés, en dehors de quelques situations uniques possibles. Étant donné que le recyclage mécanique est présent presque partout et que, si ce n'est pas le cas, le matériau peut facilement être exporté vers un endroit où il est présent, il est difficile de justifier l'incinération des déchets d'emballages plastiques collectés séparément pour la récupération de chaleur.

4.8.3 Santé

Les incinérateurs de déchets ont toujours eu une mauvaise réputation en matière de pollution environnementale et de santé en raison des émissions importantes de substances dangereuses (Herbert, 2007 ; United States Environmental Protection Agency, 2019 ; Walsh, 2002). Depuis la fin des années 1990 et le début du 21^e siècle, la technologie d'épuration des émissions s'est considérablement améliorée. Pour autant, la majorité des émissions dans l'atmosphère peuvent être contrôlées par la gestion du taux et de l'intensité de combustion et par la capture des substances

dangereuses avec des équipements de contrôle de la pollution atmosphérique.

Le risque de préjudice lié aux substances dangereuses émises par l'incinération des déchets solides municipaux européens bien gérée est probablement minimale (Ashworth et al., 2014 ; Douglas et al., 2017 ; Freni-Sterrantino et al., 2019 ; Ghosh et al., 2019 ; Parkes et al., 2020). Toutefois, on peut légitimement se demander si des normes similaires seraient appliquées dans les pays à revenu faible et intermédiaire, où la capacité de réglementation et d'application peut ne pas être suffisante pour garantir le maintien des émissions à des niveaux sûrs. La Chine développe rapidement sa capacité d'incinération des déchets solides municipaux et a mis en œuvre des normes quasi similaires à celles de l'Europe et des États-Unis (Cheng et Hu, 2010 ; Union européenne, 2000 ; Ji et al., 2016 ; Wu, 2018).

L'incinération avec récupération de chaleur n'est pas du recyclage, et les entreprises de biens de grande consommation devraient éviter d'incinérer les emballages plastiques post-consommation qui ont été collectés pour être recyclés.

5 Analyse

5.1 Maturité commerciale et disponibilité des données

Sur la base de l'évaluation des [Sections 4.1 à 4.8](#), la maturité indiquée de chaque approche est classée dans le [Tableau 5](#). Une entrée supplémentaire est prévue pour la pyrolyse et la gazéification afin de différencier le niveau de maturité des produits du processus qui sont utilisés comme combustible ou matière première.

Les trois technologies dites de « recyclage chimique » (purification par solvants, gazéification et pyrolyse, et dépolymérisation chimique) ont à peine été mises en œuvre pour le traitement des emballages plastiques. La pyrolyse et la gazéification sont les plus proches de la commercialisation, mais pendant cette étude, nous n'avons pas trouvé de preuves solides permettant de penser qu'elles atteindront leur maturité commerciale. Plusieurs auteurs ont indiqué qu'elles pourraient ne jamais devenir commercialement viables pour les emballages plastiques post-consommation, car les produits de sortie peuvent être fabriqués de manière plus rentable en utilisant d'autres matières premières et/ou procédés (Hann et Connock, 2020 ; Rollinson et Oladejo, 2020). Comme l'indiquent Rollinson et Oladejo (2020), ces procédés pourraient devenir un « éléphant blanc », du moins dans un avenir proche, et détourner l'attention des préoccupations plus urgentes de revalorisation des déchets. Il est nécessaire de noter qu'aucune de ces technologies ne semble répondre à l'ambition de pouvoir traiter des déchets plastiques mélangés et donc d'éviter les coûts élevés de tri et de collecte sélective qui peuvent nuire à l'analyse de rentabilité du recyclage des plastiques.

Bien que l'incinération dans les fours à ciment soit devenue plus courante cette dernière décennie, la plupart des données sur les procédés concernent les combustibles solides mixtes de récupération, qui comprennent des matières biogènes. Il est donc difficile d'évaluer la performance environnementale des déchets d'emballages plastiques lorsqu'ils sont utilisés comme substitut aux combustibles fossiles. Cependant, comme le plastique est un combustible fossile, il est peu probable qu'il présente beaucoup d'avantages par rapport à un mélange biogène-fossile. De plus, à mesure que la production d'énergie se décarbonise, l'ampleur de toute combustion de matières plastiques est susceptible de diminuer, car les comparateurs ne sont plus à base de fossiles.

Si la technologie de production des briques et des tuiles manque également de maturité, elle est très simple et les avantages du cycle de vie peuvent donc être supposés dans une certaine mesure. Les émissions élevées de la production

de béton et de céramique, des matériaux qui seraient remplacés par les tuiles et briques composites en minéraux et polymères, sont susceptibles d'être considérables. Cependant, le carbone noir produit par les feux de bois à ciel ouvert utilisés pour chauffer le sable et le plastique devrait également être pris en compte dans toute évaluation future du cycle de vie. Il est important de noter que la technologie tend à être mise en œuvre à une échelle beaucoup plus modeste, pour résoudre des problèmes localisés de débris environnementaux, un indicateur qui n'est pas pris en compte dans les évaluations du cycle de vie.

Tableau 5 : Niveau de maturité indicative de chacune des huit approches examinées

Approche		Maturité
1	Retraitement mécanique conventionnel pour extrusion	Élevée
2	Retraitement mécanique des bouteilles pour la fabrication de fibres pour extrusion	Élevée
7	Cotraitements dans des fours à ciment	Élevée
8	Incinération avec récupération de chaleur	Élevée
3a	Composites minéraux-polymères : revêtement des routes	Élevée à moyenne
3b	Composites minéraux-polymères : production de briques et de tuiles	Élevée à moyenne
6	Pyrolyse et gazéification pour l'obtention de combustible	Élevée à moyenne
4	Purification par solvants	Faible
5	Dépolymérisation chimique (chimiolyse)	Faible
6	Pyrolyse et gazéification pour l'obtention de matières premières	Faible

5.2 Impact environnemental

5.2.1 Émissions de carbone

Cette analyse montre que les émissions de carbone sur l'ensemble du cycle de vie des huit approches examinées permettent d'établir un classement qui correspond à la Hiérarchie des modes de traitement des déchets. Le recyclage mécanique, y compris la technologie de transformation des bouteilles pour la fabrication de fibres, produit le moins d'émissions (comme le démontrent de nombreuses études), et l'incinération avec récupération de chaleur en produit le plus. Comme nous l'avons vu dans la [Section 5.1](#), l'incinération dans les fours à ciment manque de données spécifiques pour les emballages plastiques, mais à titre indicatif, elle semble équivalente à l'incinération, voire légèrement meilleure. Cependant, au moins deux auteurs ont souligné l'influence du tri et du lavage sur le processus de recyclage mécanique, ce qui peut affaiblir les arguments du cycle de vie en faveur de l'incinération dans les fours à ciment ou autre. Les arguments en faveur de l'utilisation des matières plastiques dans les routes, les briques et les tuiles sont moins clairs et il n'existe aucune donnée solide indiquant la quantité de carbone déplacée par leur utilisation. Toutefois, le fait que ces déchets remplacent les combustibles fossiles et/ou les minéraux indique qu'ils sont susceptibles de réduire les émissions provenant de l'extraction et de la production des matières premières.

L'absence de données publiées sur les émissions liées au cycle de vie pour toutes les technologies de recyclage chimique rend difficile leur mise en contexte. Schwarz et al. proposent un modèle théorique (2021) qui montre les émissions de CO₂ relatives au traitement de 25 polymères différents. Cette étude concorde largement avec les conclusions du présent rapport, indiquant que le recyclage mécanique entraîne le moins d'émissions. Lorsqu'ils aboutissent à la production de monomères, tant la gazéification que la pyrolyse libèrent des émissions largement similaires, voire légèrement inférieures,

bien que ces processus n'aient pas encore été utilisés de cette manière, car il n'y a pas d'usines commercialement actives en fonctionnement. Ces conclusions doivent donc être considérées avec prudence.

Les limites des études d'analyse du cycle de vie ont été abordées dans cette analyse, en particulier le mauvais traitement des données par les professionnels et l'absence de reconnaissance des pertes de matériaux dans le processus. Comme l'ont souligné Geyer et al. (2016), la mesure clé n'est pas la masse de matériaux collectés pour le recyclage, ni la quantité qui est effectivement retraitée et convertie en nouveaux produits. Les avantages du cycle de vie devraient être basés sur la masse de matériaux déplacés et les émissions évitées par la suite. Cette approche peut favoriser des applications telles que le revêtement des routes, la fabrication de tuiles et la production de polyester à partir de bouteilles.

5.2.2 Gestion des résidus et perte de pellets

Le potentiel de mauvaise gestion du tri et du retraitement des déchets dans les pays à revenu faible et intermédiaire est important. Dans de nombreux pays où une mauvaise gestion est déjà élevée, il est peu probable que les autorités aient la capacité de superviser et de gérer de manière exhaustive les transgressions des opérateurs commerciaux. La mauvaise gestion comprend la combustion à ciel ouvert, le déversement à ciel ouvert et le rejet dans l'environnement aquatique. En outre, dans les usines où se déroule la comminution des matériaux ou la production de pellets, la probabilité de perte dans les systèmes de drainage est considérable si elle n'est pas gérée de manière adéquate. Bien que cette analyse se concentre sur les émissions de débris provenant des installations de retraitement mécanique, toutes les approches examinées ici ont le potentiel d'entraîner une mauvaise gestion des résidus.

5.3 Santé

Il est possible de contrôler les émissions de la plupart des processus industriels, à condition de disposer de suffisamment de contrôles et de gestion techniques. Cependant, dans les pays à revenu faible et intermédiaire, le manque de ressources et de savoir-faire signifie que les approches d'ingénierie de pointe peuvent ne pas être suffisantes pour y parvenir. Tous les processus thermiques impliquant des matières plastiques peuvent accroître le risque de libération et d'émission de substances nocives

dans l'environnement. Même dans les usines d'extrusion de plastiques d'emballage à faible risque, si la provenance des matériaux extrudés n'est pas contrôlée pour éviter toute contamination, il existe un risque que des matériaux provenant, par exemple, de l'usage électrique ou automobile soient coextrudés, risquant ainsi d'exposer les ouvriers ou les habitants des environs à des substances telles que les ignifugeants bromés.

6 Conclusion et recommandations

Les déchets des emballages plastiques post-consommation qui ont été collectés pour être recyclés doivent être traités dans des installations sûres. Ces installations doivent adopter des approches suffisamment matures pour garantir une émission minimale de substances et de matériaux potentiellement dangereux dans l'environnement, et qui assurent la protection de la santé publique et professionnelle.

Toutes les approches examinées dans le présent document ont le potentiel de nuire à l'environnement, et à la santé publique et professionnelle. Cependant, avec un contrôle suffisant des émissions des processus et des systèmes de travail sûrs, elles peuvent être exploitées en toute sécurité. Le présent rapport ne trouve aucun élément permettant de s'opposer fondamentalement à l'utilisation de l'une ou l'autre de ces méthodes dans un contexte approprié. Toutefois, l'autogestion des risques ne peut être garantie nulle part, que ce soit dans les pays à revenu élevé, intermédiaire ou faible. Une protection optimale de la santé publique et de l'environnement requiert une réglementation efficace, indépendante et dotée des ressources adéquates, ce qui n'est pas toujours possible dans les pays où des priorités concurrentes limitent les ressources disponibles pour les financer.

La plupart des grandes entreprises de biens de grande consommation ont commencé à poursuivre des objectifs visant à réduire leur utilisation des ressources, à utiliser davantage de matériaux recyclés dans les emballages plastiques et à mettre en place des systèmes pour recycler les grandes quantités de déchets d'emballages plastiques post-consommation qu'elles mettent sur le marché. Ce rapport visait à aider les parties prenantes à prendre des décisions, à encourager le choix d'approches technologiques qui nuisent le moins à la santé humaine et à l'environnement.

Dans la [Figure 3](#), les huit approches examinées ont été évaluées qualitativement à l'aide d'un système d'indicateurs rouges, orange, jaunes et verts pour leur impact potentiel sur la santé et l'environnement dans des contextes à revenu élevé, intermédiaire et faible, et leur niveau de maturité technologique. En outre, le risque d'opération sans respecter les normes minimales dans les pays à revenu faible et intermédiaire est noté par un score « d'adéquation ». Trois groupes principaux d'approches ([Groupes 1-3](#)) ressortent de l'évaluation, le premier étant subdivisé en deux autres sous-groupes ([Groupes 1a](#) et [1b](#)).

Groupe 1a

Tout porte à croire que les approches du [Groupe 1a](#) sont celles qui ont le moins d'impact sur l'environnement et, bien qu'elles comportent certains risques pour l'environnement et la santé, elles ont le plus grand potentiel d'être exploitées dans le respect des normes ([Figure 3](#)). Les emballages plastiques collectés pour être recyclés doivent être traités par des installations de retraitement mécanique lorsque cela est possible, disponible ou réalisable, car il s'agit de la technologie la plus aboutie et celle dont les émissions sur le cycle de vie sont les plus faibles. La transformation des bouteilles pour la fabrication de fibres est probablement

tout aussi bénéfique que le retraitement mécanique, et les avantages supposés des systèmes en boucle fermée par rapport aux systèmes en boucle ouverte ne sont pas étayés par des preuves solides. Toutefois, cela pourrait changer avec le temps lorsque l'augmentation des cycles des matériaux deviendra une réalité.

Groupe 1b

Il est possible que les approches du [Groupe 1b](#) (revêtement des routes, production de briques et de tuiles) présentent un niveau de risque similaire à celui du [Groupe 1a](#), mais on dispose de relativement peu de données pour les évaluer ([Figure 3](#)). Il est recommandé d'adopter ces processus avec prudence jusqu'à ce que les émissions du procédé de fusion aient été déterminées et que le potentiel d'exposition aux risques professionnels puisse donc être évalué de manière fiable. Il est recommandé aux entreprises de biens de grande consommation qui visent à réduire les émissions de carbone et souhaitent explorer des technologies autres que le recyclage mécanique de demander des études ACV ISO:14040 pour déterminer ces émissions.

Groupe 2

Les approches de recyclage chimique du [Groupe 2](#) sont naissantes et leur viabilité commerciale n'est pas prouvée ([Figure 3](#)). La présente étude ne voit pas d'objection à ce que ces technologies soient étudiées plus avant, mais elle met en garde qu'elles ne doivent pas être envisagées pour le traitement commercial des déchets d'emballages plastiques post-consommation tant que leurs avantages environnementaux n'auront pas été démontrés. Lorsque les entreprises de biens de grande consommation envisagent d'adopter l'un de ces nouveaux procédés, il leur est recommandé de désigner ou de créer un organisme d'audit indépendant capable de certifier la sécurité et l'efficacité des procédés, comme le recommandent Crippa et al. (2019), afin de garantir que toute approche n'entraîne aucun risque pour la santé humaine et l'environnement et présente des avantages clairs en termes de cycle de vie.

Tous les processus du groupe peuvent impliquer l'utilisation de chaleur, de pression et de solvants chimiques, chacun d'entre eux étant susceptible d'avoir des impacts sur l'environnement ou la santé s'il n'est pas soigneusement contrôlé. Les goudrons et les charbons issus de la pyrolyse et de la gazéification peuvent contenir des substances très dangereuses qui doivent être éliminées dans des décharges dangereuses ou par traitement thermique. Pour veiller à ce que toute approche du traitement des emballages n'entraîne pas de risque pour la santé ou l'environnement, il est recommandé aux entreprises de biens de grande consommation d'exercer un devoir de diligence total envers ces matériaux et substances s'ils sont générés dans les pays à revenu faible et intermédiaire. Il peut être impossible de garantir la gestion responsable des déchets dangereux dans ces pays, ce qui pourrait impliquer que certains processus ne peuvent pas être réalisés en toute sécurité.

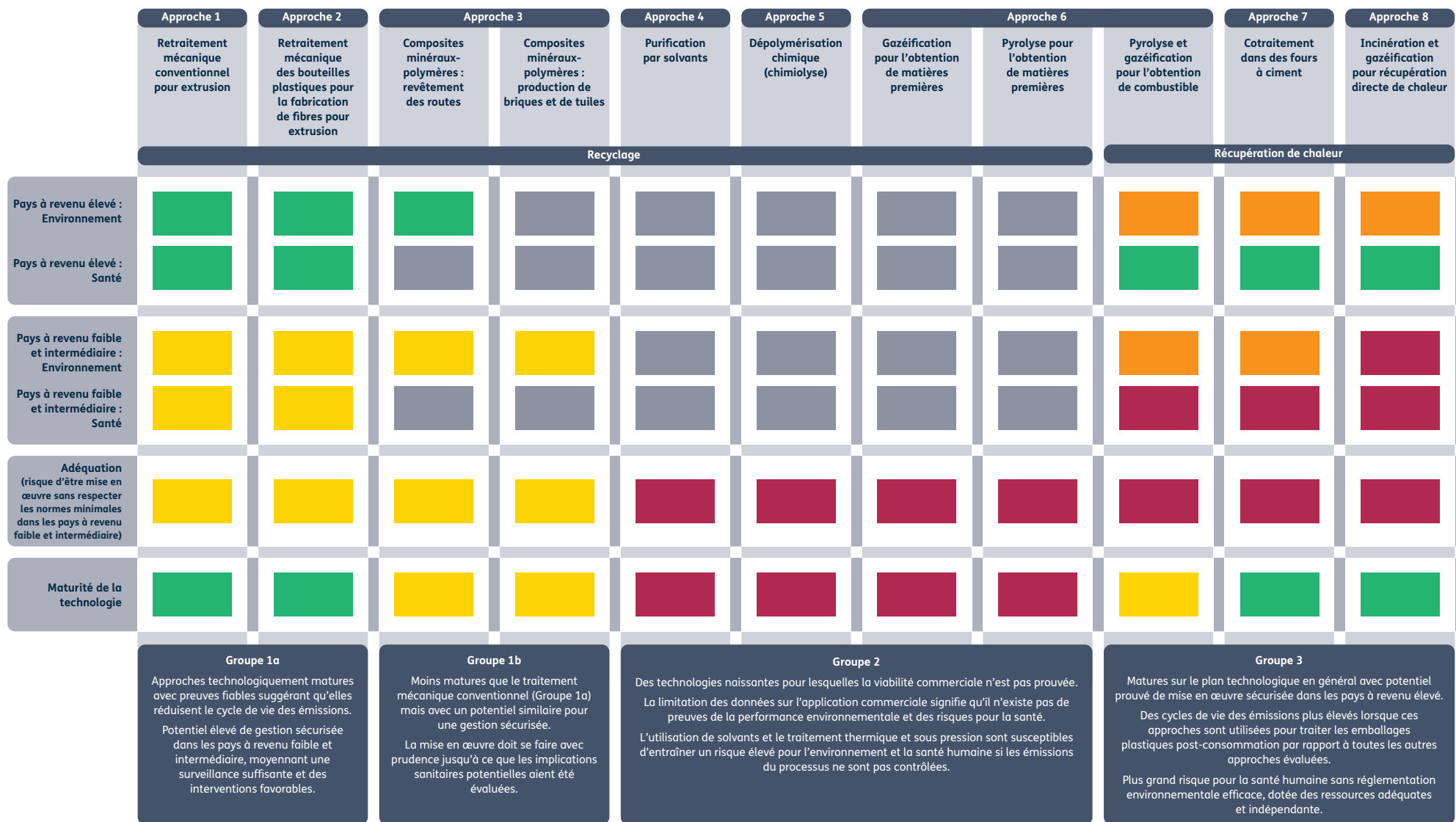
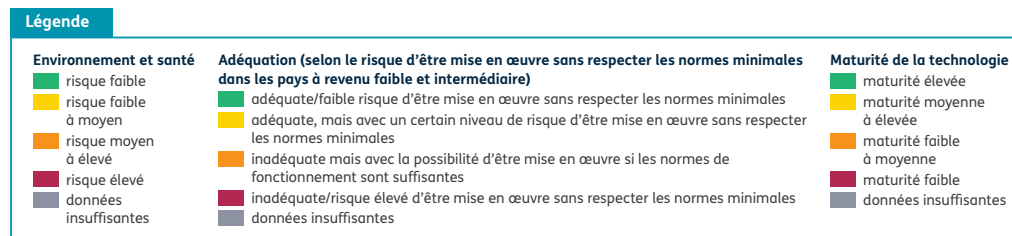


Figure 3 : Résumé des risques indicatifs pour l'environnement et la santé, et de la pertinence d'une mise en œuvre dans les pays à revenu faible et intermédiaire, pour les approches de traitement des déchets d'emballages plastiques post-consommation générés par les entreprises de biens de grande consommation.



Selon les données empiriques, il semble y avoir un nombre croissant d'installations de pyrolyse de petite échelle dans les pays à revenu faible et intermédiaire ces dernières années. Vu les risques élevés de l'utilisation de ces technologies au-dessous des normes, les entreprises de biens de grande consommation doivent éviter le recours à ces usines pour traiter leurs déchets d'emballages plastiques post-consommation.

Groupe 3

Bien qu'il s'agisse d'une technologie mature pouvant être mise en œuvre en toute sécurité, l'incinération des emballages plastiques post-consommation avec récupération de chaleur n'est pas un recyclage et entraîne des émissions plus élevées que toutes les autres approches, car le plastique est un combustible fossile (Figure 3). Il est probable que le cotraitement dans les fours à ciment entraîne une réduction marginale des émissions, car il déplace presque toujours le charbon. Cependant, les gains sont si marginaux qu'il est difficile de justifier pourquoi il serait prioritaire par rapport au recyclage mécanique. La pyrolyse pour l'obtention de combustible ou la combustion directe est une technologie moins mature, mais elle est aussi théoriquement exploitable à un niveau de sécurité élevé. Cependant, un nombre limité de preuves indique que les émissions de gaz à effet de serre sont encore susceptibles d'être beaucoup plus élevées que celles du recyclage mécanique, car la matière première est du carbone fossile. Lorsqu'elles sont utilisées pour traiter les déchets des emballages plastiques, les technologies de cotraitement dans les fours à ciment, d'incinération avec récupération de chaleur et de pyrolyse pour la production de combustible, présenteront des avantages décroissants à mesure que les sources d'énergie se décarboniseront au cours des prochaines décennies.

L'incinération des emballages plastiques qui ne sont pas pratiquement recyclables ou qui présentent des niveaux élevés de contamination de surface peut offrir une légère amélioration lorsque le recyclage mécanique est le comparateur, en raison des émissions élevées associées au lavage à chaud dans le recyclage mécanique. Toutefois, la conception des emballages dans le but de leur recyclage et leur collecte séparée pour éviter toute contamination devraient permettre de réduire globalement les « fardeaux » sur l'environnement et la santé.

Garanties

Si l'ambition des entreprises de biens de grande consommation est de protéger la santé humaine et l'environnement, elles doivent veiller à ce que les emballages plastiques post-consommation collectés pour le recyclage soient traités dans des installations répondant à des normes garantissant la réalisation de cet objectif. Si les « meilleures techniques disponibles » européennes sont appliquées, ces objectifs peuvent être atteints. Pour les approches à haut risque telles que celles des Groupes 2 et 3, une condition préalable à une exploitation sûre est de disposer d'un organisme de réglementation environnementale indépendant, doté de ressources adéquates et de pouvoirs d'exécution suffisants pour assurer la conformité. Lorsque cela n'est pas possible, d'autres organismes indépendants d'audit et de surveillance pourraient remplacer cette fonction. Bien sûr, l'audit indépendant n'est pas sans défauts potentiels. Comme décrit par Cook et al. (2016), les auditeurs professionnels sont également soumis à des questions de neutralité, d'objectivité et de transparence. Dans tous les cas, étant donné le coût élevé d'un contrôle suffisant des émissions et d'une exploitation sûre, il est probable que l'analyse de rentabilité ne soutienne pas l'utilisation de ces processus dans les pays à revenu faible et intermédiaire.

Les meilleures techniques disponibles ne sont pas envisageables pour les activités à faible risque du Groupe 1. Bien que la Convention de Bâle (sd) fournisse quelques recommandations de haut niveau pour une gestion écologiquement rationnelle, celles-ci datent de près de deux décennies et nécessitent une mise à jour. Certains risques opérationnels de base ont été décrits dans ce rapport, mais il est recommandé que les entreprises de biens de grande consommation demandent un projet visant à développer des normes éprouvées qui peuvent être utilisées pour compléter la masse croissante de matériaux qu'elles ont l'intention de traiter au cours des prochaines décennies. Dans le cadre de ces normes, une voie claire pour permettre la conformité des installations de retraitement à petite échelle et de base devrait garantir l'accessibilité du traitement des déchets à un large éventail d'acteurs tout au long de la chaîne de valeur et pas exclusivement aux entités à grande échelle et bien financées.

Références

- 60 Minutes Australia (2019). « Exposing Australia's recycling lie | 60 Minutes Australia ». Consulté sur https://www.youtube.com/watch?v=lqrlEsPoyJk&ab_channel=60MinutesAustralia le 28 décembre 2020.
- Ahmadinia, E., Zargar, M., Karim, M.R., Abdelaziz, M. et Shafiqh, P. (2011). « Using waste plastic bottles as additive for stone mastic asphalt ». *Materials & Design*, 32(10), 4844–4849.
- Ali, M., Iqbal, N., Ur Rehman, S., Adil, M. et Anwar, M. (2020). « Mechanical Properties of Polyethylene-Sand Blocks Produced from Recycled Plastic Bags ». *International Journal of Scientific and Engineering Research*, 11.
- Amemiya, T. (2018). « Current state and trend of waste and recycling in Japan ». *International Journal of Earth & Environmental Sciences*, 3(155).
- American Institute for Packaging and the Environment (2018). « Packaging materials management definitions: A review of varying global standards guidance document ». American Institute for Packaging and the Environment (AMERIPEN). Consulté sur <https://cdn.ymaws.com/www.ameripen.org/resource/resmgr/pdfs/AMERIPEN-Report-RecyclingDef.pdf>.
- Andrady, A.L. et Neal, M.A. (2009). « Applications and societal benefits of plastics ». *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences*, 364(1526), 1977–1984.
- Antonetti, E., Iaquaniello, G., Salladini, A., Spadaccini, L., Perathoner, S. et Centi, G. (2017). « Waste-to-chemicals for a circular economy: The case of urea production (waste-to-urea) ». *ChemSusChem*, 10(5), 912–920.
- Aryan, Y., Yadav, P. et Samadder, S.R. (2019). « Life Cycle Assessment of the existing and proposed plastic waste management options in India: A case study ». *Journal of Cleaner Production*, 211, 1268–1283.
- Asamany, E.A., Gibson, M.D. et Pegg, M.J. (2017). « Evaluating the potential of waste plastics as fuel in cement kilns using bench-scale emissions analysis ». *Fuel*, 193, 178–186.
- Ashworth, D.C., Elliott, P. et Toledano, M.B. (2014). « Waste incineration and adverse birth and neonatal outcomes: a systematic review ». *Environment International*, 69, 120–132.
- Banque mondiale (2013). *In Azerbaijan: Managing waste safely*. Consulté sur <https://www.worldbank.org/en/results/2013/08/21/in-azerbaijan-managing-waste-safely> le 10 juillet 2021.
- Barabad, M.L.M., Jung, W., Versoza, M.E., Lee, Y.I., Choi, K. et Park, D. (2018). « Characteristics of particulate matter and volatile organic compound emissions from the combustion of waste vinyl ». *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(7).
- Bartl, A. (2020). Chapitre 10 – « Textiles production and end-of-life management options ». Dans T.M. Letcher (sous la dir. de) *Plastic Waste and Recycling* (251–279): Academic Press.
- BBC News (2020). « UK plastic for “recycling” dumped and burned in Turkey » – BBC News. Consulté sur https://youtu.be/hw6KR2vj_bc le 28 décembre 2020.
- Benedetti, V., Patuzzi, F. et Baratieri, M. (2017). « Gasification char as a potential substitute of activated carbon in adsorption applications ». *Energy Procedia*, 105, 712–717.
- Bernardo, C.A., Simões, C.L. et Pinto, L.M.C. (2016). « Environmental and economic life cycle analysis of plastic waste management options. A review ». *AIP Conference Proceedings*, 1779(1), 140001.
- Bernardo, M., Gonçalves, M., Lapa, N., Barbosa, R., Mendes, B. et Pinto, F. (2012). « Characterization of chars produced in the co-pyrolysis of different wastes: Decontamination study ». *Journal of Hazardous Materials*, 207–208, 28–35.
- Best Current Affairs Center (sd). « Waste to energy plants operational in India ». Consulté sur <https://www.bestcurrentaffairs.com/waste-energy-plants-operational-india/> le 10 juillet 2021.
- Bisinella, V., Albizzati, P.F., Astrup, T.F. et Damgaard, A. (2018). « Life cycle assessment of grocery carrier bags ». Rapport No. 1985. Copenhague, Danemark : The Danish Environmental Protection Agency. Consulté sur <https://www2.mst.dk/Udgiv/publications/2018/02/978-87-93614-73-4.pdf>.
- Blasenbauer, D., Huber, F., Lederer, J., Quina, M.J., Blanc-Biscarat, D., Bogush, A., Bontempi, E., Blondeau, J., Chimenos, J.M., Dahlbo, H., Fagerqvist, J., Giro-Paloma, J., Hjelmar, O., Hyks, J., Keaney, J., Lupsea-Toader, M., O’Caollai, C.J., Orupöld, K., Pajqk, T., Simon, F.-G., Svecova, L., Šyc, M., Ulvang, R., Vaajasaari, K., Van Caneghem, J., van Zomeren, A., Vasarevičius, S., Wégner, K. et Fellner, J. (2020). « Legal situation and current practice of waste incineration bottom ash utilisation in Europe ». *Waste Management*, 102, 868–883.
- Block, C., Ephraim, A., Weiss-Hortala, E., Minh, D.P., Nzihou, A. et Vandecasteele, C. (2019). « Co-pyrogasification of plastics and biomass, a review ». *Waste and Biomass Valorization*, 10(3), 483–509.
- Boucher, J. et Friot, D. (2017). « Primary microplastics in the oceans: A global evaluation of sources ». Gland, Suisse : UICN, Union internationale pour la conservation de la nature. Consulté sur <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/2017-002-En.pdf>.
- Bourtsalas, A.C., Seo, Y., Alam, T. et Seo, Y.C. (2019). « The status of waste management and waste to energy for district heating in South Korea ». *Waste Management*, 85, 304–316.
- Bourtsalas, A.C., Zhang, J., Castaldi, M.J. et Themelis, N.J. (2018). « Use of non-recycled plastics and paper as alternative fuel in cement production ». *Journal of Cleaner Production*, 181, 8–16.
- Budsareechai, S., Hunt, A.J. et Ngernyen, Y. (2019). « Catalytic pyrolysis of plastic waste for the production of liquid fuels for engines ». *RSC Advances*, 9(10), 5844–5857.

- Butler, E., Devlin, G. et McDonnell, K. (2011). « Waste polyolefins to liquid fuels via pyrolysis: Review of commercial state-of-the-art and recent laboratory research ». *Waste and Biomass Valorization*, 2(3), 227–255.
- Carretino Proyectos (2016). *Línea completa de lavado y reciclado de botellas PET*. Consulté sur <https://youtu.be/ptDsWKvZgHM> le 26 novembre 2020.
- CBC News (2019). *Tracking your plastic: Exposing recycling myths (Marketplace)*. Consulté sur <https://youtu.be/c8aVYb-a7Uw> le 28 décembre 2020.
- Centre du béton MPA (2017). *Cement sector: joint industry – government industrial decarbonisation and energy efficiency roadmap action plan*. Department for Business, Energy and Industrial Strategy. Consulté sur https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/651222/cement-decarbonisation-action-plan.pdf.
- Chen, Y., Cui, Z., Cui, X., Liu, W., Wang, X., Li, X. et Li, S. (2019). « Life cycle assessment of end-of-life treatments of waste plastics in China ». *Resources, Conservation and Recycling*, 146, 348–357.
- Cheng, H. et Hu, Y. (2010). « Municipal solid waste (MSW) as a renewable source of energy: Current and future practices in China ». *Bioresource Technology*, 101(11), 3816–3824.
- Chin, C. et Damen, P. (2019). *Viability of using recycled plastics in asphalt and sprayed sealing applications*. Rapport No. AP-T351-19. Sydney, Australie : Austroads Ltd. Consulté sur <https://austroads.com.au/publications/pavement/ap-t351-19>.
- Choudhary, K., Sangwan, K.S. et Goyal, D. (2019). « Environment and economic impacts assessment of PET waste recycling with conventional and renewable sources of energy ». *Procedia CIRP*, 80, 422–427.
- Christensen, T.H., Scharff, H. et Hjelm, O. (2011a). « Landfilling: Concepts and challenges. Dans T.H. Christensen (sous la dir. de) *Solid Waste Technology & Management* (685–694). Chichester, Royaume-Uni : Wiley.
- Christensen, T.H., Scharff, H. et Hjelm, O. (2011b). « Landfilling: Environmental issues ». Dans T.H. Christensen (sous la dir. de) *Solid Waste Technology & Management* (695–708). Chichester, Royaume-Uni : Wiley.
- Ciuffi, B., Chiaramonti, D., Rizzo, A.M., Frediani, M. et Rosi, L. (2020). A critical review of SCWG in the context of available gasification technologies for plastic waste. 10(18), 6307.
- Cole, G. et Sherrington, C. (2016). *Study to quantify pellet emissions in the UK*. Bristol, Royaume-Uni : Eunomia. Consulté sur <https://www.eunomia.co.uk/reports-tools/study-to-quantify-pellet-emissions-in-the-uk/>.
- Commission européenne (2008). *Directive 2008/98/CE du Parlement européen et du Conseil du 19 novembre 2008 relative aux déchets et abrogeant certaines directives*. Consulté sur <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:32008L0098&from=EN>.
- Conesa, J.A., Rey, L., Egea, S. et Rey, M.D. (2011). « Pollutant formation and emissions from cement kiln stack using a solid recovered fuel from municipal solid waste ». *Environmental Science & Technology*, 45(13), 5878–5884.
- Convention de Bâle (sd). « Overview ». Consulté sur <http://www.basel.int/TheConvention/Overview/tabid/1271/Default.aspx> le 27 juin 2021.
- Cook, E., Velis, C.A. et Cottom, J. (2022). *Safely recovering value from plastic waste in the Global South: Opportunities and challenges for circular economy and plastic pollution mitigation*. engrXiv, <https://doi.org/10.31224/osf.io/tvxem>
- Cook, E. et Velis, C.A. (2020). *Global review on safer end of engineered life*. Londres, Royaume-Uni : Royal Academy of Engineering. Consulté sur <https://doi.org/10.5518/100/58>.
- Cook, E., Velis, C.A. et Derks, M. (2020). Plastic waste reprocessing for circular economy: A systematic review of risks to occupational and public health from legacy substances and extrusion. engrXiv, <https://doi.org/10.31224/osf.io/yxb5u>.
- Cook, W., van Bommel, S. et Turnhout, E. (2016). « Inside environmental auditing: effectiveness, objectivity, and transparency ». *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 18, 33–39.
- Cooper, C., Booth, A., Varley-Campbell, J., Britten, N. et Garside, R. (2018). « Defining the process to literature searching in systematic reviews: a literature review of guidance and supporting studies ». *BMC Medical Research Methodology*, 18(1), 85.
- Costa, L.M.B., Silva, H.M.R.D., Oliveira, J.R.M. et Fernandes, S.R.M. (2013). « Incorporation of waste plastic in asphalt binders to improve their performance in the pavement ». *International Journal of Pavement Research and Technology*, 6(4), 457–464.
- CreaCycle GmbH (sd). *The CreaSolv® Process*. Consulté sur <https://www.creacycle.de/en/the-process.html> le 16 janvier 2021.
- Crippa, M., Wilde, B.D., Koopmans, R., Leyssens, J., Linder, M., Muncke, J., Ritschkoff, A.-C., Doorsselaer, K.V., Velis, C. et Wagner, M. (2019). *A circular economy for plastics: Insights from research and innovation to inform policy and funding decisions*. Bruxelles, Belgique : Commission européenne. Consulté sur https://www.hbm4eu.eu/wp-content/uploads/2019/03/2019_RI_Report_A-circular-economy-for-plastics.pdf.
- da Costa, J.P., Mouneyrac, C., Costa, M., Duarte, A.C. et Rocha-Santos, T. (2020). « The role of legislation, regulatory initiatives and guidelines on the control of plastic pollution ». 8(104).
- Daharwal, S. (2018). *Waste plastic (polythene bag) recycling plant in Nagpur*. Consulté sur <https://youtu.be/OE4SkTcCB8c> le 28 août 2021.
- Dalager, S. et Reimann, D.O. (2011). « Incineration: Mass balances. Dans T.H. Christensen (sous la dir. de) *Solid Waste Technology & Management* (421–429). Chichester, Royaume-Uni : Wiley.
- Dalhat, M.A. et Al-Abdul Wahhab, H.I. (2017). « Performance of recycled plastic waste modified asphalt binder in Saudi Arabia ». *International Journal of Pavement Engineering*, 18(4), 349–357.

- Defra (2013). *Advanced thermal treatment of municipal solid waste*. Rapport No. PB13888. Londres, Royaume-Uni : Department for Environment, Food & Rural Affairs. Consulté sur https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/221035/pb13888-thermal-treatment-waste.pdf.
- Doherty, J. (2019). *Work-related ill health 'impacts 4.5% of workers'*. Consulté sur <https://www.letsrecycle.com/news/latest-news/work-related-illness-impacts-4-5-of-industry/> le 28 août 2021.
- Douglas, P., Freni-Sterrantino, A., Leal Sanchez, M., Ashworth, D.C., Ghosh, R.E., Fecht, D., Font, A., Blangiardo, M., Gulliver, J., Toledano, M.B., Elliott, P., de Hoogh, K., Fuller, G.W. et Hansell, A.L. (2017). « Estimating particulate exposure from modern municipal waste incinerators in Great Britain ». *Environmental Science & Technology*, 51(13), 7511–7519.
- Earth Titan (2019). *6 roof and pavement tiles from plastic waste*. Consulté sur <https://youtu.be/ckWqR1JD158> le 26 novembre 2020.
- Edelen, A., Ingwersen, W.W., Rodríguez, C., Alvarenga, R.A.F., de Almeida, A.R. et Wernet, G. (2018). « Critical review of elementary flows in LCA data ». *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 23(6), 1261–1273.
- Edwards, C. et Fry, J.M. (2007). *Life cycle assessment of supermarket carrier bags: a review of the bags available in 2006*. Rapport No. SC030148. Reading, Royaume-Uni : Environment Agency. Consulté sur https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/291023/scho0711buan-e-e.pdf.
- Ellen MacArthur Foundation (2020). *New Plastics Economy Global Commitment: Commitments, vision and definitions*. Cowes, Royaume-Uni : Ellen MacArthur Foundation. Consulté sur <https://emf.thirdlight.com/link/pq2alqvgv1n-uitck8/@/preview/1?o>.
- Ellen MacArthur Foundation et Programme des Nations Unies pour l'environnement (2020). *The Global Commitment 2020 progress report*. Cowes, Royaume-Uni : Ellen MacArthur Foundation. Consulté sur <https://ellenmacarthurfoundation.org/topics/the-global-commitment/progress-reports>.
- Fang, C., Wu, C., Hu, J., Yu, R., Zhang, Z., Nie, L., Zhou, S. et Mi, X. (2014). « Pavement properties of asphalt modified with packaging-waste polyethylene ». *Journal of Vinyl and Additive Technology*, 20(1), 31–35.
- Francis, L.F. (2016a). « Chapter 1 – Introduction to materials processing ». Dans L.F. Francis (sous la dir. de) *Materials Processing* (1–20). Boston: Academic Press.
- Francis, L.F. (2016b). « Chapter 2 – Starting materials ». Dans L.F. Francis (sous la dir. de) *Materials Processing* (21–103). Boston: Academic Press.
- Franklin Associates (2018). *Life cycle impacts of plastic packaging compared to substitutes in the United States and Canada: Theoretical substitution analysis*. Rapport No. CLIENTS\ACCKC182695: Franklin Associates – A Division of Eastern Research Group (ERG).
- Freni-Sterrantino, A., Ghosh, R.E., Fecht, D., Toledano, M.B., Elliott, P., Hansell, A.L. et Blangiardo, M. (2019). « Bayesian spatial modelling for quasi-experimental designs: An interrupted time series study of the opening of Municipal Waste Incinerators in relation to infant mortality and sex ratio ». *Environment International*, 128, 109–115.
- Georgiopoulou, M. et Lyberatos, G. (2018). « Life cycle assessment of the use of alternative fuels in cement kilns: A case study ». *Journal of Environmental Management*, 216, 224–234.
- Gerassimidou, S., Velis, C.A., Williams, P.T., Castaldi, M.J., Black, L. et Komilis, D. (2020). « Chlorine in waste-derived solid recovered fuel (SRF), co-combusted in cement kilns: A systematic review of sources, reactions, fate and implications ». *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 10.1080/10643389.2020.1717298, 1–47.
- Geyer, R., Kuczenski, B., Zink, T. et Henderson, A. (2016). « Common misconceptions about recycling ». *Journal of Industrial Ecology*, 20(5), 1010–1017.
- Ghosh, R.E., Freni-Sterrantino, A., Douglas, P., Parkes, B., Fecht, D., de Hoogh, K., Fuller, G., Gulliver, J., Font, A., Smith, R.B., Blangiardo, M., Elliott, P., Toledano, M.B. et Hansell, A.L. (2019). « Fetal growth, stillbirth, infant mortality and other birth outcomes near UK municipal waste incinerators; retrospective population based cohort and case-control study ». *Environment International*, 122, 151–158.
- Giavarini, C. (1994). « Chapter 16 – Polymer-modified bitumen ». Dans Yen et Chilingarian (sous la dir. de) *Developments in Petroleum Science* (381–400): Elsevier.
- GIZ-LafargeHolcim (2020). *Guidelines on pre- and co-processing of waste in cement production: Use of waste as alternative fuel and raw material*. Consulté sur https://www.giz.de/de/downloads/giz-2020_en_guidelines-pre-coprocessing.pdf.
- Gower, R., Green, J. et Williams, M. (2020). *The burning question: Will companies reduce their plastic use?* Tearfund. Consulté sur <https://learn.tearfund.org/-/media/learn/resources/reports/2020-tearfund-the-burning-question-en.pdf>.
- Gu, F., Guo, J., Zhang, W., Summers, P.A. et Hall, P. (2017). « From waste plastics to industrial raw materials: A life cycle assessment of mechanical plastic recycling practice based on a real-world case study ». *Science of The Total Environment*, 601, 1192–1207.
- Gu, L. et Ozbakkaloglu, T. (2016). « Use of recycled plastics in concrete: A critical review ». *Waste Management*, 51, 19–42.
- Hahladakis, J.N., Velis, C.A., Weber, R., Iacovidou, E. et Purnell, P. (2018). « An overview of chemical additives present in plastics: Migration, release, fate and environmental impact during their use, disposal and recycling ». *Journal of Hazardous Materials*, 344, 179–199.
- Hann, S. et Connock, T. (2020). *Chemical recycling: State of play*. Bristol, Royaume-Uni : Eunomia. Consulté sur <https://www.eunomia.co.uk/reports-tools/final-report-chemical-recycling-state-of-play/>.

- He, Z., Li, G., Chen, J., Huang, Y., An, T. et Zhang, C. (2015). « Pollution characteristics and health risk assessment of volatile organic compounds emitted from different plastic solid waste recycling workshops ». *Environment International*, 77, 85–94.
- Herbert, L. (2007). *Centenary history of waste and waste managers in London and South East England*. Northampton: Chartered Institution of Wastes Management. Consulté sur <https://bit.ly/3kijLTP>.
- Hertwich, E.G. (2020). The carbon footprint of material production rises to 23% of global greenhouse gas emissions. *SocArXiv*, 10.31235/osf.io/n9ecw.
- Hindenburg Research (2020). *Loop Industries: Former employees and plastics experts blow the whistle on this "Recycled" smoke and mirrors show*. Consulté sur <https://hindenburgresearch.com/loop/> le 10 juillet 2021.
- Hjelmar, O., Johnson, A. et Comans, R. (2011a). « Incineration: Solid residues ». Dans T.H. Christensen (sous la dir. de) *Solid Waste Technology & Management* (430–462). Chichester, Royaume-Uni : Wiley.
- IndustrieS, S.S. (2019). « Plastic 'Crushing Machine' with Bottle "GRINDER" पुनरुत्पत्ति की प्रक्रिया / Small Scale Industries ». Consulté sur <https://youtu.be/kJrYp2PKazE> le 26 novembre 2020.
- International Power Ecology Company (2014). *Pyrolysis plant disasters*. Consulté sur <https://i-pec.ru/en/useful-info/pyrolysis-plant-disasters> le 28 août 2021.
- Jain, P., Dyson, B., Tolaymat, T. et Ingwersen, W. (2015). *A comparative analysis of life-cycle assessment tools for end-of-life materials management systems*. Rapport No. EPA/600/R-15/232. Cincinnati, États-Unis : United States Environmental Protection Agency – National Risk Management Research Laboratory. Consulté sur https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?dirEntryId=310582&Lab=NRMRL.
- Jayarama Reddy, P. (2016). *Energy recovery from municipal solid waste by thermal conversion technologies*. Londres, Royaume-Uni : CRC Press
- Jenseit, W., Stahl, H., Wollny, V. et Wittlinger, R. (2003). *Recovery options for plastic parts from end-of-life vehicles: an eco-efficiency assesment*. Bruxelles, Belgique. Consulté sur <https://www.oeko.de/oekodoc/151/2003-039-en.pdf>.
- Ji, L., Lu, S., Yang, J., Du, C., Chen, Z., Buekens, A. et Yan, J. (2016). « Municipal solid waste incineration in China and the issue of acidification: A review ». *Waste Management & Research*, 34(4), 280–297.
- Jiao, C. (2020). *The Philippines is making roads and cement with plastic garbage*. Consulté sur <https://www.bloomberg.com/news/articles/2020-01-23/the-philippines-is-making-roads-and-cement-with-plastic-garbage> le 27 novembre 2020.
- Kadir, A., Syed, S.A., Chun-Yang, Y., Sulaiman, M.R., Chen, X. et El-Harbawi, M. (2013). « Incineration of municipal solid waste in Malaysia: Salient issues, policies and waste-to-energy initiatives ». *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 24, 181–186.
- Kaiser, K., Schmid, M. et Schlummer, M. (2018). Recycling of polymer-based multilayer packaging: A review ». 3(1), 1.
- Kao, T. (2014). *PET recycling line in Indonesia*. Consulté sur <https://youtu.be/ax7OPMOWKCM> le 26 novembre 2020.
- Kara, M. (2012). « Environmental and economic advantages associated with the use of RDF in cement kilns ». *Resources, Conservation and Recycling*, 68, 21–28.
- Karelia, G. (2018). *One lakh kilometres of roads in India are being made from plastic waste, is this the solution to end plastic crisis?* Consulté sur <https://swachhindia.ndtv.com/plastic-waste-roads-one-lakh-kilometre-india-20274/> le 29 décembre 2020.
- Kaza, S., Yao, L., Bhada-Tata, P. et Van Woerden, F. (2018). *What a waste 2.0: A global snapshot of solid waste management to 2050*. Washington, DC: World Bank Publications. Consulté sur <https://openknowledge.worldbank.org/bitstream/handle/10986/30317/9781464813290.pdf?sequence=12&isAllowed=y>.
- Khan, M.M.H., Havukainen, J. et Horttanainen, M. (2020). « Impact of utilizing solid recovered fuel on the global warming potential of cement production and waste management system: A life cycle assessment approach ». *Waste Management & Research*, 10.1177/0734242X20978277, 0734242X20978277.
- Khoo, H.H. (2019). « LCA of plastic waste recovery into recycled materials, energy and fuels in Singapore ». *Resources, Conservation and Recycling*, 145, 67–77.
- Klöpffer, W. et Grahl, B. (2014). *Life cycle assessment (LCA): A guide to best practice*. Weinheim, Allemagne : Wiley.
- Kolev, A. (2019). *Plastic sand tile machine – only from recycling plastic and sand*. Consulté sur <https://youtu.be/m8zBwwHkwfs> le 23 décembre 2020.
- Komly, C.-E., Azzaro-Pantel, C., Hubert, A., Pibouleau, L. et Archambault, V. (2012). « Multiobjective waste management optimization strategy coupling life cycle assessment and genetic algorithms: Application to PET bottles ». *Resources, Conservation and Recycling*, 69, 66–81.
- Kumar, A. et Agrawal, A. (2020). « Recent trends in solid waste management status, challenges, and potential for the future Indian cities – A review ». *Current Research in Environmental Sustainability*, 2, 100011.
- Kumar, R. (2019). *Srinivasa plastic Dana*. Consulté sur <https://youtu.be/UVgrgm4oLsM> le 26 novembre 2020.
- Kumar, S., Panda, A.K. et Singh, R.K. (2011). « A review on tertiary recycling of high-density polyethylene to fuel ». *Resources, Conservation and Recycling*, 55(11), 893–910.
- Kumi-Larbi, A., Yunana, D., Kamsouloum, P., Webster, M., Wilson, D.C. et Cheeseman, C. (2018). « Recycling waste plastics in developing countries: Use of low-density polyethylene water sachets to form plastic bonded sand blocks ». *Waste Management*, 80, 112–118.
- Kumi-Larbi Jnr, A. (communication personnelle le 10 décembre 2020). Discussion sur les émissions de LDPE.

- Lardinois, I. et Van de Klundert, A. (1995). « Plastics recycling in developing countries: A booming business? » *Gate*, 3(95), 64.
- Lassen, C., Hansen, S.F., Magnusson, K., Hartmann, N.B., Jensen, P.R., Nielsen, T.G. et Brinch, A. (2015). *Microplastics: Occurrence, effects and sources of releases to the environment in Denmark*. Rapport No. 1793, 2015: Danish Environmental Protection Agency. Consulté sur <https://orbit.dtu.dk/en/publications/microplastics-occurrence-effects-and-sources-of-releases-to-the-e>.
- Lau, W.W.Y., Shiran, Y., Bailey, R.M., Cook, E., Stuchtey, M.R., Koskella, J., Velis, C.A., Godfrey, L., Boucher, J., Murphy, M.B., Thompson, R.C., Jankowska, E., Castillo, A.C., Pilditch, T.D., Dixon, B., Koerselman, L., Kosior, E., Favoino, E., Gutberlet, J., Baulch, S., Atreya, M.E., Fischer, D., He, K.K., Petit, M., Sumaila, U.R., Neil, E., Ochocki, M., Lawrence, K. et Palardy, J.E. (2020). « Evaluating scenarios toward zero plastic pollution ». *Science*, [https://doi.org/10.1126/science.aba9475\(369\)](https://doi.org/10.1126/science.aba9475(369)), 1455–1461.
- Laurent, A., Bakas, I., Clavreul, J., Bernstad, A., Niero, M., Gentil, E., Hauschild, M.Z. et Christensen, T.H. (2014). « Review of LCA studies of solid waste management systems – Part I: Lessons learned and perspectives ». *Waste Management*, 34(3), 573–588.
- Law, H.J. et Ross, D.E. (2019). « International Solid Waste Association's "closing dumpsites" initiative: Status of progress ». *Waste Management & Research*, 37(6), 565–568.
- Lazarevic, D., Aoustin, E., Buclet, N. et Brandt, N. (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*, 55(2), 246–259.
- Lehne, J. et Preston, F. (2018). *Making concrete change: Innovation in low-carbon cement and concrete*. Service Énergie, environnement et ressources de Chatham House. Consulté sur <https://www.chathamhouse.org/sites/default/files/publications/2018-06-13-making-concrete-change-cement-lehne-preston-final.pdf>.
- Lenkiewicz, Z. et Webster, M. (2017). *Making waste work: A toolkit – Community waste management in low and middle income countries*. WasteAid. Consulté sur <https://wasteaid.org/toolkit/making-waste-work/>.
- Lerpiniere, D. et Cook, E. (2018). *Improving markets for recycled plastics: Trends, prospects and policy responses*. Paris, France. Consulté sur <http://dx.doi.org/10.1787/9789264301016-en>.
- Liang, Y., Tan, Q., Song, Q. et Li, J. (2021). « An analysis of the plastic waste trade and management in Asia ». *Waste Management*, 119, 242–253.
- Lopez, G., Artetxe, M., Amutio, M., Alvarez, J., Bilbao, J. et Olazar, M. (2018). « Recent advances in the gasification of waste plastics. A critical overview ». *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 82, 576–596.
- Lopez, G., Artetxe, M., Amutio, M., Bilbao, J. et Olazar, M. (2017). « Thermochemical routes for the valorization of waste polyolefinic plastics to produce fuels and chemicals. A review ». *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 73, 346–368.
- Louise, N. (2019). *India has built 21,000 miles of road ways using plastic waste*. Consulté sur <https://techstartups.com/2019/12/20/india-built-21000-miles-road-ways-using-plastic-waste/> le 31 décembre 2020.
- Ma, Z., Ryberg, M.W., Wang, P., Tang, L. et Chen, W.-Q. (2020). « China's import of waste PET bottles benefited global plastic circularity and environmental performance ». *Acs Sustainable Chemistry & Engineering*, 8(45), 16861–16868.
- Malijonyte, V., Dace, E., Romagnoli, F., Kliopova, I. et Gedrovics, M. (2016). « A comparative life cycle assessment of energy recovery from end-of-life tires and selected solid waste ». *Energy Procedia*, 95, 257–264.
- Martin, E.J.P., Oliveira, D.S.B.L., Oliveira, L.S.B.L. et Bezerra, B.S. (2021). « Life cycle comparative assessment of pet bottle waste management options: A case study for the city of Bauru, Brazil ». *Waste Management*, 119, 226–234.
- Mayer, F., Bhandari, R. et Gäth, S. (2019). « Critical review on life cycle assessment of conventional and innovative waste-to-energy technologies ». *Science of The Total Environment*, 672, 708–721.
- Meys, R., Frick, F., Westhues, S., Sternberg, A., Klankermayer, J. et Bardow, A. (2020). Towards a circular economy for plastic packaging wastes – the environmental potential of chemical recycling. *Resources, Conservation and Recycling*, 162, 105010.
- Miandad, R., Rehan, M., Barakat, M.A., Aburiazaiza, A.S., Khan, H., Ismail, I.M.I., Dhavamani, J., Gardy, J., Hassanpour, A. et Nizami, A.-S. (2019). *Catalytic pyrolysis of plastic waste: moving toward pyrolysis based biorefineries*. 7(27).
- Micro Machinery Manufacture (2018). *PP raffia mother baby recycling machine – direct feeding*. Consulté sur <https://youtu.be/ylsVh31vwB4> le 26 novembre 2020.
- Ministère de l'écologie et de l'environnement (2017). *GB 16487.12 – Environmental protection control standard for solid waste imported as raw materials – Waste and scrap of plastics*. Ministère de la protection de l'environnement et Administration nationale de la supervision de la qualité, de l'inspection et de la quarantaine.
- Ministère de la santé et de la protection de la famille (2018). *Food safety and standards (packaging) regulations*. No. d'immatriculation. D. L.-33004/99. New Delhi, Inde.
- Ministère du logement et du développement urbain et rural (2019). *2019 Urban construction statistical yearbook*. [Ensemble des données en ligne] Ministère du logement et du développement rural.
- Mooge Tech. (2015). *PET washing line, PET bottle recycling machine, PET bottle washing plant*. Consulté sur <https://youtu.be/xzO4sISISc4> le 26 novembre 2020.
- Movilla-Quesada, D., Raposeiras, A.C., Silva-Klein, L.T., Lastra-González, P. et Castro-Fresno, D. (2019). « Use of plastic scrap in asphalt mixtures added by dry method as a partial substitute for bitumen ». *Waste Management*, 87, 751–760.
- Mukherjee, A. (2016). *Life cycle assessment of asphalt mixtures in support of an environmental product declaration*. Houghton, États-Unis. Consulté sur <https://www.asphalt pavement.org/uploads/documents/EPD Program/LCA final.pdf>.

- Muslim, I., Mardiyati et Basuki, A. (2016). « Several properties of filament fibers made from recycled bottles of mineral water using melt spinning method ». *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, 105, 012047.
- Mutethya, E. (2020). *First African waste-to-energy plant gives Ethiopia breath of fresh air*. Consulté sur <https://www.chinadaily.com.cn/a/202002/14/WS5e469b49a310128217277af9.html> le 28 août 2021.
- Najimesi, L. (2019). *Kenya to construct US \$197m incineration plant*. Consulté sur <https://constructionreviewonline.com/2019/01/kenya-to-construct-us-197m-incineration-plant/> le 28 août 2021.
- Nascimento, F., Gouveia, B., Dias, F., Ribeiro, F. et Silva, M.A. (2020). « A method to select a road pavement structure with life cycle assessment ». *Journal of Cleaner Production*, 271, 122210.
- National Rural Roads Development Agency (sd). *Guidelines for the use of plastic waste in rural roads construction*. National Rural Roads Development Agency, Ministry of Rural Development. Consulté sur <https://www.tce.edu/sites/default/files/PDF/Plastic-Roads-Guidelines.pdf>.
- Neuwahl, F., Cusano, G., Benavides, J.G., Holbrook, S. et Roudier, S. (2019). *Best available techniques (BAT) reference document for waste incineration: Industrial Emissions Directive 2010/75/EU (Integrated Pollution Prevention and Control)*. Rapport No. EUR 29971 EN. Luxembourg : Union européenne. Consulté sur http://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC118637/jrc118637_wi_bref_2019_published.pdf.
- News18 (2019). *All the cities in India that use plastic waste to construct roads – Lucknow, Chennai, Pune and more*. Consulté sur <https://www.news18.com/news/auto/all-the-cities-in-india-that-use-plastic-waste-to-construct-roads-lucknow-chennai-pune-and-more-2190445.html> le 31 décembre 2020.
- Nielsen, T.D., Hasselbalch, J., Holmberg, K. et Stripple, J. (2020). *Politics and the plastic crisis: A review throughout the plastic life cycle*. 9(1), e360.
- Niessen, W.R. (2010). *Combustion and incineration processes: Applications in environmental engineering*. Boca Raton, États-Unis : CRC Press.
- Nixon, J.D., Dey, P.K. et Ghosh, S.K. (2017). « Energy recovery from waste in India: An evidence-based analysis ». *Sustainable Energy Technologies and Assessments*, 21, 23–32.
- NTVUganda (2013). *Eco Talk: Plastic tiles*. Consulté sur <https://youtu.be/BnEUaJnJu8gM> le 23 décembre 2020.
- Operation Clean Sweep (2020). *PlasticsEurope Operation Clean Sweep®: Rapport 2019*. Bruxelles, Belgique : PlasticsEurope AISBL. Consulté sur https://www.opcleansweep.eu/application/files/3616/3005/3220/PlasticsEurope_OCS_progress_report-2019.pdf.
- Organisation internationale de normalisation (ISO) (2013). *Packaging and the environment – material recycling (ISO standard number: 18604)*. Genève, Suisse. Consulté sur <https://bsol.bsigroup.com/Bibliographic/BibliographicInfoData/00000000030230644>.
- PackagingLaw.com (2019). *Update: Food packaging regulations in Latin America*. Consulté sur <https://www.packaginglaw.com/special-focus/update-food-packaging-regulations-latin-america> le 3 janvier 2021.
- PackagingLaw.com (2020). *Thailand considers allowing recycled food-contact plastic, requests information*. Consulté sur <https://www.packaginglaw.com/news/thailand-considers-allowing-recycled-food-contact-plastic-requests-information> le 23 décembre 2020.
- Park, S.H. et Kim, S.H. (2014). « Poly (ethylene terephthalate) recycling for high value added textiles ». *Fashion and Textiles*, 1(1), 1.
- Parkes, B., Hansell, A.L., Ghosh, R.E., Douglas, P., Fecht, D., Wellesley, D., Kurinczuk, J.J., Rankin, J., de Hoogh, K., Fuller, G.W., Elliott, P. et Toledano, M.B. (2020). « Risk of congenital anomalies near municipal waste incinerators in England and Scotland: Retrospective population-based cohort study ». *Environment International*, 134, 104845.
- Patagonia (sd). *Recycled Polyester*. Consulté sur <https://www.patagonia.com/our-footprint/recycled-polyester.html> le 3 juillet 2021.
- Petco (sd). *Industry projects: The subsidy mechanism*. Consulté sur <https://petco.co.za/petco-industry-projects/> le 3 janvier 2021.
- PetStar (2018). *Sustainability report 2018*. Consulté sur <https://www.petstar.mx/media/1862/informe-de-sustentabilidad-ingles-2018-version-final.pdf> le 21 octobre 2021.
- PNUE et Convention de Bâle (2020a). *Basel Convention on the control of transboundary movements of hazardous wastes and their disposal: Protocol on liability and compensation for damage resulting from transboundary movements of hazardous wastes and their disposal texts and annexes revised in 2019*. Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE). Consulté sur <http://www.basel.int/Portals/4/download.aspx?d=UNEP-CHW-IMPL-CONVTEXT.English.pdf>.
- PNUE et Convention de Bâle (2020b). *Draft updated technical guidelines on the identification and environmentally sound management of plastic wastes and for their disposal*. Genève, Suisse PNUE. Consulté sur [http://www.basel.int/TheConvention/OpenedWorkingGroup\(OEWG\)/Meetings/OEWG12/Overview/tabid/8264/Default.aspx](http://www.basel.int/TheConvention/OpenedWorkingGroup(OEWG)/Meetings/OEWG12/Overview/tabid/8264/Default.aspx).
- Potdar, R. (2015). *Plastic recycling machine | plastic recycling plant | plastic reprocessing machine*. Consulté sur <https://youtu.be/VJrkdAmx-2s> le 26 novembre 2020.
- Poulikakos, L.D., Papadaskalopoulou, C., Hofko, B., Gschösser, F., Cannone Falchetto, A., Bueno, M., Arraigada, M., Sousa, J., Ruiz, R., Petit, C., Loizidou, M. et Partl, M.N. (2017). « Harvesting the unexplored potential of European waste materials for road construction ». *Resources, Conservation and Recycling*, 116, 32–44.

- Provencher, J.F., Liboiron, M., Borrelle, S.B., Bond, A.L., Rochman, C., Lavers, J.L., Avery-Gomm, S., Yamashita, R., Ryan, P.G., Lusher, A.L., Hammer, S., Bradshaw, H., Khan, J. et Mallory, M.L. (2020). « A Horizon Scan of research priorities to inform policies aimed at reducing the harm of plastic pollution to biota ». *Science of The Total Environment*, 733, 139381.
- Punkkinen, H., Oasmaa, A., Laatikainen-Luntama, J., Nieminen, M. et Laine-Ylijoki, J. (2017). *Thermal conversion of plastic containing waste: A review*. Rapport No. D4.1-22. Helsinki, Finlande : Arvi material value chains. Consulté sur <http://arvifinalreport.fi/files/Thermal%20conversion%20of%20plastic-containing%20waste%20A%20review.pdf>.
- Quicker, P. (2019). « Evaluation of recent developments regarding alternative thermal waste treatment with a focus on depolymerisation processes ». *IRRC Waste-to-Energy*, 9, 43.
- Ragaert, K., Delva, L. et Van Geem, K. (2017). « Mechanical and chemical recycling of solid plastic waste ». *Waste Management*, 69, 24–58.
- RAHA Bitumen Co. (sd). *Polymer modified bitumen*. Consulté sur <http://rahabitumen.com/polymer-modified-bitumen/> le 29 décembre 2020.
- Raheem, A.B., Noor, Z.Z., Hassan, A., Abd Hamid, M.K., Samsudin, S.A. et Sabeen, A.H. (2019). « Current developments in chemical recycling of post-consumer polyethylene terephthalate wastes for new materials production: A review ». *Journal of Cleaner Production*, 225, 1052–1064.
- Rajendran, S., Hodzic, A., Scelsi, L., Hayes, S., Soutis, C., AlMa'adeed, M. et Kahraman, R. (2013). « Plastics recycling: Insights into life cycle impact assessment methods ». *Plastics, Rubber and Composites*, 42(1), 1–10.
- RDC-Environment (2010). *Analyse du cycle de vie d'une bouteille PET*. Bruxelles, Belgique : Valorplast et Eco-Emballages.
- Ren, Y., Shi, L., Bardow, A., Geyer, R. et Suh, S. (2020). « Life-cycle environmental implications of China's ban on post-consumer plastics import ». *Resources, Conservation and Recycling*, 156, 104699.
- Republic Cement (2020). *Republic Cement expands partnership with Nestlé Philippines*. Consulté sur <https://www.republiccement.com/post/republic-cement-expands-partnership-with-nestle-c3a9-philippines>.
- Reyna-Bensusan, N., Wilson, D.C. et Smith, S.R. (2018). « Uncontrolled burning of solid waste by households in Mexico is a significant contributor to climate change in the country ». *Environmental Management*, 163, 280–288.
- Rødland, E. (2019). « Ecotoxic potential of road-associated microplastic particles (RAMP) ». *Vann*, 54(3), 166–183.
- Rodríguez, J.R. (2012). « The Monte Testaccio. From rubbish dump to archive ». *Atti della Pontificia Accademia Romana di Archeologia: Serie III, Rendiconti*, 111–128.
- Rollinson, A.N. et Oladejo, J. (2020). *Chemical recycling: status, sustainability, and environmental impacts*. Berkeley, États-Unis : Global Alliance for Incinerator Alternatives (GAIA). Consulté sur <https://www.no-burn.org/cr-technical-assessment/>.
- Rollinson, A.N. et Oladejo, J.M. (2019). « 'Patented blunderings', efficiency awareness, and self-sustainability claims in the pyrolysis energy from waste sector ». *Resources, Conservation and Recycling*, 141, 233–242.
- Rosato, D. (2020). *Emerging global food packaging regulation trends*. Consulté sur <https://omnexus.specialchem.com/tech-library/article/emerging-global-food-packaging-regulation-trends> le 28 décembre 2020.
- Rovira, J., Mari, M., Nadal, M., Schuhmacher, M. et Domingo, J.L. (2010). « Partial replacement of fossil fuel in a cement plant: Risk assessment for the population living in the neighborhood ». *Science of The Total Environment*, 408(22), 5372–5380.
- Rovira, J., Nadal, M., Schuhmacher, M. et Domingo, J.L. (2016). « Alternative fuel implementation in a cement plant: Human health risks and economical valuation ». *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 71(4), 473–484.
- Saha, G.K. (2020). *Ever Bright Plastic Co. factory introduction: PET bottle flakes – Plastic bottle recycling*. Consulté sur <https://youtu.be/C10hhjhVRDI> le 26 novembre 2020.
- Salvi, S., Mantute, K., Sabale, R., Lande, S., Kadlag, A. et Professor, A. (2021). *A Study of waste plastic used in paving block*. 2320–2882.
- Santos, J., Cerezo, V., Soudani, K. et Bressi, S. (2018). « A comparative life cycle assessment of hot mixes asphalt containing bituminous binder modified with waste and virgin polymers ». *Procedia CIRP*, 69, 194–199.
- Sarioğlu, E. et Kaynak, H.K. (2018). PET bottle recycling for sustainable textiles. Dans N.O. Camlibel (sous la dir. de) *Polyester – production, characterization and innovative applications*. En ligne : IntechOpen.
- Schmidt, A., Kløverpris, N.H., Bakas, I., Kjær, B.J., Vogt, R. et Giegrich, J. (2009). *Comparative life cycle assessment of two options for waste tyre treatment: material recycling versus civil engineering applications – Executive summary*. Consulté sur https://www.resource-recovery.net/sites/default/files/lca-material-recycling-vs-co-incineration-in-cement-kilns_0.pdf.
- Schorcht, F., Kourti, I., Scalet, B.M., Roudier, S. et Sancho, L.D. (2013). *Best available techniques (BAT) reference document for the production of cement, lime and magnesium oxide: Industrial emissions directive 2010/75/EU integrated pollution prevention and control*. Rapport No. EUR 26129 EN. Luxembourg : Centre commun de recherche de la Commission européenne. Consulté sur <https://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/production-cement-lime-and-magnesium-oxide>.
- Schwarz, A.E., Lighthart, T.N., Godoi Bizarro, D., De Wild, P., Vreugdenhil, B. et van Harmelen, T. (2021). « Plastic recycling in a circular economy; determining environmental performance through an LCA matrix model approach ». *Waste Management*, 121, 331–342.
- Schyns, Z.O.G. et Shaver, M.P. (2020). « Mechanical Recycling of Packaging Plastics: A Review ». *Macromolecular Rapid Communications*, <https://doi.org/10.1002/marc.202000415>, 2000415.

- Secrétariat de la Convention de Bâle (2019). *BC-14/12: Amendements aux Annexes II, VIII et IX de la Convention de Bâle*. Programme des Nations Unies pour l'environnement. Consulté sur <http://www.basel.int/Implementation/MarinePlasticLitterandMicroplastics/Overview/tabid/6068/Default.aspx>.
- Seo, Y.C., Alam, M.T. et Yang, W.S. (2018). « Gasification for low-grade feedstock ». Dans Y. Yun (sous la dir. de) *Gasification of municipal solid waste: Intechopen*.
- Séverin, M., Velis, C.A., Longhurst, P.J. et Pollard, S.J.T. (2010). « The biogenic content of process streams from mechanical-biological treatment plants producing solid recovered fuel. Do the manual sorting and selective dissolution determination methods correlate? » *Waste Management*, 30(7), 1171–1182.
- Sharuddin, S.D.A., Abnisa, F., Daud, W.M.A.W. et Aroua, M.K. (2016). « A review on pyrolysis of plastic wastes ». *Energy Conversion and Management*, 115, 308–326.
- Shen, L., Nieuwlaar, E., Worrell, E. et Patel, M.K. (2011). « Life cycle energy and GHG emissions of PET recycling: change-oriented effects ». *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 16(6), 522–536.
- Shen, L., Worrell, E. et Patel, M.K. (2010). « Open-loop recycling: A LCA case study of PET bottle-to-fibre recycling ». *Resources, Conservation and Recycling*, 55(1), 34–52.
- Sherwood, J. (2020). « Closed-Loop Recycling of Polymers Using Solvents: Remaking plastics for a circular economy ». *Johnson Matthey Technology Review*, 64(1), 4–15.
- Shonfield, P. (2008). *LCA of management options for mixed waste plastics*. Banbury, Royaume-Uni : Waste and Resource Action Programme (WRAP)
- Singh, M. (2018). *Plastic scrap reprocessing and washing plant* (www.manjeetengineers.com) 9810072849. Consulté sur <https://youtu.be/v-eBTSXxjqc> le 26 novembre 2020.
- Sky News (2018). *Dirty business: What really happens to your recycling*. Consulté sur <https://youtu.be/oRQLiLXLAIU> le 28 décembre 2020.
- Solis, M. et Silveira, S. (2020). « Technologies for chemical recycling of household plastics – A technical review and TRL assessment ». *Waste Management*, 105, 128–138.
- Spath, P.L., Mann, M.K. et Kerr, D.R. (1999). *Life cycle assessment of coal-fired power production*. Rapport No. NREL/TP-570-25119. Colorado, États-Unis : National Renewable Energy Laboratory. Consulté sur <https://www.nrel.gov/docs/fy99osti/25119.pdf>.
- sps, s. (2018a). *Plastic re use, easy machines*. Consulté sur <https://youtu.be/dAUb9w28YR4> le 28 août 2021.
- sps, s. (2018b). *Plastic recycling easy process*.
- Straker, K., Peel, S., Nusem, E. et Wrigley, C. (2021). « Designing a dangerous unicorn: Lessons from the Theranos case ». *Business Horizons*, 64(4), 525–536.
- SYSTEMIQ et The Pew Charitable Trust (2020). *Breaking the plastic wave*. Royaume-Uni : The Pew Charitable Trust. Consulté sur https://www.pewtrusts.org/-/media/assets/2020/07/breakingtheplasticwave_report.pdf.
- Tang, Z., Huang, Q., Cheng, J., Yang, Y., Yang, J., Guo, W., Nie, Z., Zeng, N. et Jin, L. (2014). « Polybrominated diphenyl ethers in soils, sediments, and human hair in a plastic waste recycling area: A neglected heavily polluted area ». *Environmental Science and Technology*, 48(3), 1508–1516.
- Tang, Z.W., Zhang, L.Z., Huang, Q.F., Yang, Y.F., Nie, Z.Q., Cheng, J.L., Yang, J., Wang, Y.W. et Chai, M. (2015). « Contamination and risk of heavy metals in soils and sediments from a typical plastic waste recycling area in North China ». *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 122, 343–351.
- Tearfund (2020). *Principles to guide fair partnerships on plastics between the informal waste sector and fast-moving consumer goods companies update*, Accord volontaire sans publication.
- Textile Exchange (2019). *Preferred fiber & materials market report 2019*. Textile Exchange. Consulté sur <https://store.textileexchange.org/wp-content/uploads/woocomerce/uploads/2019/11/Textile-Exchange-Preferred-Fiber-Material-Market-Report-2019.pdf>.
- The Times of India (2019). *Waste Warriors: This startup turns waste into public good*. Consulté sur <https://youtu.be/mQ93IcGCag4> le 26 novembre 2020.
- Thiounn, T. et Smith, R.C. (2020). « Advances and approaches for chemical recycling of plastic waste ». *Journal of Polymer Science*, 58(10), 1347–1364.
- Thorneycroft, J., Orr, J., Savoikar, P. et Ball, R.J. (2018). « Performance of structural concrete with recycled plastic waste as a partial replacement for sand ». *Construction and Building Materials*, 161, 63–69.
- Tillman, A.M., Ekvall, T., Baumann, H. et Rydberg, T. (1998). *Choice of system boundaries in life cycle assessment*.
- Triwood1973 (2009). *How plastic bottles are recycled into polyester*. Consulté sur <https://youtu.be/zyF9MxlCItw> le 26 novembre 2020.
- Tsai, C.J., Chen, M.L., Chang, K.F., Chang, F.K. et Mao, I.F. (2009). « The pollution characteristics of odor, volatile organochlorinated compounds and polycyclic aromatic hydrocarbons emitted from plastic waste recycling plants ». *Chemosphere*, 74(8), 1104–1110.
- Turconi, R., Boldrin, A. et Astrup, T. (2013). « Life cycle assessment (LCA) of electricity generation technologies: Overview, comparability and limitations ». *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 28, 555–565.
- Ügdüler, S., Van Geem, K.M., Roosen, M., Delbeke, E.I.P. et De Meester, S. (2020). « Challenges and opportunities of solvent-based additive extraction methods for plastic recycling ». *Waste Management*, 104, 148–182.
- Unilever (sd). *Waste & packaging*.
- Union européenne (2000). *Directive 2000/76/EC du Parlement européen et du Conseil du 4 décembre 2000 sur l'incinération des déchets*. Dans Off. J. Eur. Union (sous la dir. de) L 332/91, 91–111.

- United States Environmental Protection Agency (2019). *Energy recovery from the combustion of municipal solid waste (MSW)*. Consulté sur <https://www.epa.gov/smm/energy-recovery-combustion-municipal-solid-waste-msw> le 28 août 2021.
- Unwin, J., Coldwell, M.R., Keen, C. et McAlinden, J.J. (2013). « Airborne emissions of carcinogens and respiratory sensitizers during thermal processing of plastics ». *The Annals of Occupational Hygiene*, 57(3), 399–406.
- Uvarajan, T., Gani, P., Chuan, N.C. et Zulkernain, N.H. (2021). « Reusing plastic waste in the production of bricks and paving blocks: a review ». *European Journal of Environmental and Civil Engineering*, 10.1080/19648189.2021.1967201, 1–34.
- Valavanidis, A., Iliopoulos, N., Gotsis, G. et Fiotakis, K. (2008). « Persistent free radicals, heavy metals and PAHs generated in particulate soot emissions and residue ash from controlled combustion of common types of plastic ». *Journal of Hazardous Materials*, 156(1-3), 277–284.
- Vasudevan, R., Ramalinga Chandra Sekar, A., Sundarakannan, B. et Velkenedy, R. (2012). « A technique to dispose waste plastics in an ecofriendly way – Application in construction of flexible pavements ». *Construction and Building Materials*, 28(1), 311–320.
- Velis, C.A. et Cook, E. (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*, 10.1021/acs.est.0c08536.
- Vermeulen, I., Caneghem, J.v., Block, C. et Vandecasteele, C. (2009). *Comparison of the environmental impact of the incineration of calorific industrial waste in a rotary kiln and a cement kiln in view of fuel substitution*. Heverlee, Belgique : Katholieke Universiteit Leuven. Consulté sur : <https://www.eurits.org/docs/KUL-study-incineration-coincineration.pdf>.
- Vila-Cortavitarte, M., Lastra-González, P., Calzada-Pérez, M.Á. et Indacochea-Vega, I. (2018). « Analysis of the influence of using recycled polystyrene as a substitute for bitumen in the behaviour of asphalt concrete mixtures ». *Journal of Cleaner Production*, 170, 1279–1287.
- Vogelsang, C., Lusher, A.L., Dadkhah, M.E., Sundvor, I., Umar, M., Ranneklev, S.B., Eidsvoll, D. et Meland, S. (2020). *Microplastics in road dust – characteristics, pathways and measures*. Rapport No. 7526–2020. Oslo, Norvège : N. I. f. W. Research. Consulté sur <https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/handle/11250/2493537>.
- Wagner, S. et Schlummer, M. (2020). « Legacy additives in a circular economy of plastics: Current dilemma, policy analysis, and emerging countermeasures ». *Resources, Conservation and Recycling*, 158, 104800.
- Wahab, D.A., Abidin, A. et Azhari, C.H. (2007). « Recycling trends in the plastics manufacturing and recycling companies in Malaysia ». *Journal of Applied Sciences*, 7(7), 1030–1035.
- Walker, T.W., Frelka, N., Shen, Z., Chew, A.K., Banick, J., Grey, S., Kim, M.S., Dumesic, J.A., Van Lehn, R.C. et Huber, G.W. (2020). « Recycling of multilayer plastic packaging materials by solvent-targeted recovery and precipitation ». *Science Advances*, 6(47), eaba7599.
- Walsh, D.C. (2002). « The evolution of refuse: Incineration: What led to the rise and fall of incineration in New York City? » *Environmental Science and Technology*, <https://pubs.acs.org/doi/pdfplus/10.1021/es022400n>.
- Wang, C., Wang, L., Liu, X., Du, C., Ding, D., Jia, J., Yan, Y. et Wu, G. (2015). « Carbon footprint of textile throughout its life cycle: a case study of Chinese cotton shirts ». *Journal of Cleaner Production*, 108, 464–475.
- Wang, Z., Richter, H., Howard, J.B., Jordan, J., Carlson, J. et Levendis, Y.A. (2004). « Laboratory investigation of the products of the incomplete combustion of waste plastics and techniques for their minimization ». *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 43(12), 2873–2886.
- White, G. (2019). « Evaluating recycled waste plastic modification and extension of bituminous binder for asphalt. Proceedings 18th Annual International Conference on Pavement Engineering, Asphalt Technology and Infrastructure ». Consulté sur <https://www.macrebur.com/pdfs/product/Liverpool%20-%20Waste%20plastic%20evaluation%20Ver%202.pdf>.
- White, G. et Reid, G. (2018). « Recycled waste plastic modification of bituminous binder ». *8th Symposium on Pavement Surface Characteristics: SURF 2018 – Vehicle to Road Connectivity*. Consulté sur <https://www.macrebur.com/pdfs/product/SURF%20-%20Plastic%20Recycling%20for%20Bitumen%20Ver%204.pdf>.
- Wiedinmyer, C., Yokelson, R.J. et Gullett, B.K. (2014). « Global emissions of trace gases, particulate matter, and hazardous air pollutants from open burning of domestic waste ». *Environmental Science & Technology*, 48(16), 9523–9530.
- Williams, P.T. et Williams, E.A. (1999). « Interaction of plastics in mixed-plastics pyrolysis ». *Energy & Fuels*, 13(1), 188–196.
- Wolfesberger, U., Aigner, I. et Hofbauer, H. (2009). « Tar content and composition in producer gas of fluidized bed gasification of wood – Influence of temperature and pressure ». *Environmental Progress & Sustainable Energy*, 28(3), 372–379.
- Wu, J.S. (2018). *Capital cost comparison of waste-to-energy (WTE) facilities in China and the US*. (Master of Science in Earth and Environmental Engineering, Columbia University, Fu Foundation School of Engineering and Applied Science). Consulté sur http://gwcouncil.org/wp-content/uploads/2018/07/Jane-Wu_thesis.pdf.
- Wu, S. et Montalvo, L. (2021). « Repurposing waste plastics into cleaner asphalt pavement materials: A critical literature review ». *Journal of Cleaner Production*, 280, 124355.
- Yamashita, K., Yamamoto, N., Mizukoshi, A., Noguchi, M., Ni, Y. et Yanagisawa, Y. (2009). « Compositions of volatile organic compounds emitted from melted virgin and waste plastic pellets ». *Journal of the Air and Waste Management Association*, 59(3), 273–278.
- Zeng, X., Ueki, Y., Yoshiie, R., Naruse, I., Wang, F., Han, Z. et Xu, G. (2020). « Recent progress in tar removal by char and the applications: A comprehensive analysis ». *Carbon Resources Conversion*, 3, 1–18.

Zhang, R., Ma, X., Shen, X., Zhai, Y., Zhang, T., Ji, C. et Hong, J. (2020). « PET bottles recycling in China: An LCA coupled with LCC case study of blanket production made of waste PET bottles ». *Journal of environmental management*, 260, 110062.

Zhang, Y., Kang, H., Hou, H., Shao, S., Sun, X., Qin, C. et Zhang, S. (2018). « Improved design for textile production process based on life cycle assessment ». *Clean Technologies and Environmental Policy*, 20(6), 1355–1365.

Zhao, Y.B., Lv, X.D. et Ni, H.G. (2018). « Solvent-based separation and recycling of waste plastics: A review ». *Chemosphere*, 209, 707–720

Zheng, J. et Suh, S. (2019). « Strategies to reduce the global carbon footprint of plastics ». *Nature Climate Change*, 9(5), 374–378.

Zhu, J., Birgisson, B. et Kringos, N. (2014). « Polymer modification of bitumen: Advances and challenges ». *European Polymer Journal*, 54, 18–38.

Annexe : Méthodologie détaillée

A1 Portée, définitions et structure du rapport

Ce rapport se concentre sur les emballages plastiques « à usage unique » qui ont été mis sur le marché par des entreprises de biens de grande consommation et qui sont ensuite « collectés pour être recyclés » après être devenus des déchets. Il exclut les approches qui impliquent le traitement de déchets d'emballages plastiques mélangés à d'autres matériaux. Dans la [Section 2](#) est présentée une brève évaluation de ce qui constitue la sécurité. Elle comprend une discussion sur certaines des méthodes d'évaluation de la sécurité telles que l'analyse du cycle de vie ([Section 3.2](#)).

Les discussions entre Tearfund et les entreprises de biens de grande consommation ont permis d'identifier huit approches générales qui sont envisagées ou activement mises en œuvre par ces entreprises comme solutions de revalorisation des emballages plastiques ([Tableau 6](#)).

Chaque section « approche » est divisée en trois sous-sections, comme indiqué dans le [Tableau 7](#).

Tableau 6 : Approches de revalorisation des déchets des emballages plastiques post-consommation qui ont été récupérés pour être recyclés

Approche 1	Retraitement mécanique conventionnel pour extrusion	Section 4.1
Approche 2	Retraitement mécanique des bouteilles plastiques pour la fabrication de fibres pour extrusion	Section 4.2
Approche 3	Composites minéraux-polymères : revêtement des routes, production de briques et de tuiles	Section 4.3
Approche 4	Purification par solvants	Section 4.4
Approche 5	Dépolymérisation chimique (chimiolyse)	Section 4.5
Approche 6	Pyrolyse et gazéification (recyclage pour l'obtention de matières premières)	Section 4.6
Approche 7	Cotraitements dans des fours à ciment	Section 4.7
Approche 8	Incinération avec récupération de chaleur	Section 4.8

Tableau 7 : Structure des sections du rapport qui analysent les approches et les principales questions de recherche

Sous-section	Questions de recherche
Vue d'ensemble	<ul style="list-style-type: none">• Quelle quantité de matière est traitée par cette approche ?• Quelle est sa maturité technologique ?
Environnement	<ul style="list-style-type: none">• Quels sont les impacts sur le changement climatique ou les émissions évitées ?• Ce processus a-t-il un impact sur les populations biologiques, les assemblages d'espèces ou les écosystèmes ?• Qu'est-ce qui aiderait à améliorer la performance environnementale ?
Santé	<ul style="list-style-type: none">• Quels sont les effets potentiels sur la santé, la sécurité et le bien-être des travailleurs ?• Quels sont les effets potentiels du processus ou de l'activité sur la santé publique ?• Qu'est-ce qui rendrait cette approche sûre ?²⁰

²⁰ Les réponses peuvent inclure des références aux meilleures techniques disponibles, des cadres juridiques qui peuvent être empruntés pour atteindre des normes de sécurité minimales et des indications sur la manière dont les entreprises de biens de grande consommation peuvent démontrer que le processus représente une utilisation finale sûre.

A2 Analyse de la bibliographie

Cette étude n'avait pas suffisamment de ressources pour permettre la réalisation d'une analyse systématique complète et scientifique. En revanche, elle a utilisé des analyses de preuves existantes, complétées par des citations et des recherches en boule de neige (Cooper et al., 2018) pour identifier des travaux plus récents et d'autres travaux pertinents en utilisant les moteurs de recherche Scopus, Google Scholar et Google. Se baser sur des preuves issues d'analyses introduit un biais potentiel dans l'étude, car on se fie à la robustesse des examens réalisés par des tiers. Pour résoudre ce problème avec des ressources limitées, des échantillons d'articles examinés ont été vérifiés pour s'assurer que les conclusions des travaux originaux ont été correctement et équitablement représentées. En cas de doute, d'autres échantillons ont été examinés et, si cela a

été jugé nécessaire, ces examens tiers ont été écartés de ce rapport. D'autres considérations ont été prises en compte, notamment le nombre de fois qu'une analyse avait été citée par d'autres dans le contexte de la date de publication, le facteur d'impact de la revue publiée, la partialité potentielle des auteurs ou des commanditaires (en particulier, mais pas exclusivement, pour les travaux évalués par des non-pairs) et la qualité et la rigueur de l'interprétation de l'auteur.

Dans certains cas, il n'existe pas d'analyses pertinentes (par exemple pour le cotraitement dans les fours à ciment). Des articles individuels pertinents ont donc été évalués. Il convient de rappeler qu'il ne s'agissait pas d'un processus systématique et que, par conséquent, certaines sources d'informations peuvent avoir été négligées.

A3 Critères d'inclusion/exclusion

La bibliographie et les autres sources d'informations recensées ont été évaluées pour être incluses dans cette étude selon les critères énumérés dans le **Tableau 8**.

Tableau 8 : Critères d'inclusion et d'exclusion

Inclusion	Exclusion
<ul style="list-style-type: none">• Plastiques conventionnels• Technologies mentionnées• Systèmes d'approvisionnement• Déchets plastiques post-consommation• Emballages• Articles de revues évalués par des pairs, documents de conférence, livres, rapports, sites web, multimédias en ligne	<ul style="list-style-type: none">• Collecte des déchets – par exemple, ramasseurs de déchets• Plastiques biodégradables• Commerce international des déchets plastiques• Déchets post-industriels• Matériaux non-utilisés dans les emballages• Réutilisation et systèmes alternatifs de livraison• Vidéos qui dénoncent des mauvaises pratiques

Par endroits, l'auteur applique un raisonnement objectif lorsque les preuves sont insuffisantes ; cela est toutefois indiqué clairement dans chaque cas. Néanmoins, les auteurs de ce rapport ont fait leur possible pour être explicites sur le manque d'informations et éviter de porter des jugements ou d'extrapoler lorsque les preuves ne sont pas disponibles.

L'évaluation des avantages du cycle de vie et des impacts des emballages plastiques pendant la phase d'utilisation sera également exclue ici, bien qu'il soit fortement recommandé aux entreprises de biens de grande consommation d'adopter une approche systémique globale pour évaluer les impacts de leurs produits, comme décrit dans la **Section 3.1**.

Si notre but est de commencer à gérer les ressources de manière plus efficace et plus sûre dans un monde de plus en plus complexe, les décisions concernant les matériaux et les substances à inclure dans les emballages, ou la manière de traiter ces emballages lorsqu'ils sont mis au rebut, ne peuvent pas être prises séparément. Ainsi, les concepteurs d'emballages doivent tenir compte du contexte dans lequel leurs produits sont utilisés et gérés, en évaluant le risque de mauvaise gestion et en examinant les options de traitement et de retraitement des déchets disponibles. Les entreprises de biens de grande consommation ne doivent pas se contenter de mettre des emballages plastiques sur le marché dans des pays qui n'ont pas la capacité ou les moyens de les gérer en toute sécurité lorsque ces emballages deviennent des déchets.

Chacune de ces sections est divisée en trois sous-sections, comme le montre le **Tableau 7**, qui énumère les principales questions de recherche. Enfin, dans les **Sections 5 et 6**, les différentes technologies et approches sont comparées et résumées afin de décider lesquelles peuvent être considérées comme ayant le moins d'impact sur la santé et l'environnement.

A4 Évaluation visuelle des ressources multimédias en ligne

Bien que la priorité de cette analyse soit accordée aux pays à revenu faible, les informations sur les processus relatifs aux technologies analysées dans ces pays sont rares. Pour mieux comprendre la situation, un examen des ressources multimédias (vidéo) a été effectué afin d'identifier les implications potentielles en matière de sécurité de plusieurs processus qui ne sont pas bien documentés. Ces processus étaient le recyclage mécanique et la production de dalles et de tuiles en composite minéraux-polymères.

Des termes de recherche de base ont été utilisés sur YouTube pour identifier les séquences filmées de ces activités, telles que « production de dalles en plastique et en sable » et « recyclage du plastique ». Dans certains cas, des termes nationaux spécifiques ont été inclus, tels que « Inde », « Chine » et « Brésil ». L'objectif de ces recherches était d'évaluer les bonnes ou les mauvaises pratiques afin d'établir des points de référence pour les comportements extrêmes potentiels, plutôt que d'évaluer l'ampleur ou la prévalence de pratiques particulières, car ce ne serait pas une méthode robuste pour le faire. Les séquences destinées à dénoncer les mauvaises pratiques ont été exclues afin de contrôler le risque de biais et de sélection de la part des producteurs de films. Au contraire, l'accent a été mis sur l'identification des séquences destinées à démontrer un processus ou à « mettre en valeur » une opération commerciale existante.

En plus d'enregistrer des informations basiques sur chaque processus, une évaluation visuelle des dangers a été effectuée, regroupés de la manière suivante :

1. Machines rapides ou à couple élevé non surveillées à proximité des travailleurs.
2. Risque pour les travailleurs d'être entraînés par les machines lors de leur interaction avec celles-ci.
3. Équipements à haute température à proximité des travailleurs, avec risque de brûlures.
4. Risque d'interaction avec des matières ou des substances inconnues, potentiellement dangereuses (dans l'atmosphère, par contact cutané ou par ingestion).
5. Risque de brûlure par des substances caustiques.
6. Probabilité de perte de particules dans l'environnement.
7. Risque de substances dangereuses en aérosol.
8. Risque de blessures balistiques aux mains, aux pieds, au corps par interaction avec des objets pointus ou lourds.

learn.tearfund.org

Tearfund, 100 Church Road, Teddington, TW11 8QE, Royaume-Uni
☎ +44 (0)20 3906 3906 ✉ publications@tearfund.org

Siège social : Tearfund, 100 Church Road, Teddington TW11 8QE Royaume-Uni. Enregistrée en Angleterre sous le numéro 994339. Une société limitée par garantie. Association caritative enregistrée sous les numéros 265464 en Angleterre et au pays de Galles et SC037624 en Écosse. J584-F (0722)

tearfund

	Approche 1	Approche 2	Approche 3		Approche 4	Approche 5	Approche 6		Approche 7	Approche 8		
	Retraitement mécanique conventionnel pour extrusion	Retraitement mécanique des bouteilles plastiques pour la fabrication de fibres pour extrusion	Composites minéraux-polymères : revêtement des routes	Composites minéraux-polymères : production de briques et de tuiles	Purification par solvants	Dépolymérisation chimique (chimiolyse)	Gazéification pour l'obtention de matières premières	Pyrolyse pour l'obtention de matières premières	Pyrolyse et gazéification pour l'obtention de combustible	Cotraitements dans des fours à ciment	Incinération et gazéification pour récupération directe de chaleur	
	Recyclage							Récupération de chaleur				
Pays à revenu élevé : Environnement	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	
Pays à revenu élevé : Santé	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	
Pays à revenu faible et intermédiaire : Environnement	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	
Pays à revenu faible et intermédiaire : Santé	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	
Adéquation (risque d'être mise en œuvre sans respecter les normes minimales dans les pays à revenu faible et intermédiaire)	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	
Maturité de la technologie	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	
Groupe 1a Approches technologiquement matures avec preuves fiables suggérant qu'elles réduisent le cycle de vie des émissions. Potentiel élevé de gestion sécurisée dans les pays à revenu faible et intermédiaire, moyennant une surveillance suffisante et des interventions favorables.			Groupe 1b Moins matures que le traitement mécanique conventionnel (Groupe 1a) mais avec un potentiel similaire pour une gestion sécurisée. La mise en œuvre doit se faire avec prudence jusqu'à ce que les implications sanitaires potentielles aient été évaluées.		Groupe 2 Des technologies naissantes pour lesquelles la viabilité commerciale n'est pas prouvée. La limitation des données sur l'application commerciale signifie qu'il n'existe pas de preuves de la performance environnementale et des risques pour la santé. L'utilisation de solvants et le traitement thermique et sous pression sont susceptibles d'entraîner un risque élevé pour l'environnement et la santé humaine si les émissions du processus ne sont pas contrôlées.				Groupe 3 Matures sur le plan technologique en général avec potentiel prouvé de mise en œuvre sécurisée dans les pays à revenu élevé. Des cycles de vie des émissions plus élevés lorsque ces approches sont utilisées pour traiter les emballages plastiques post-consommation par rapport à toutes les autres approches évaluées. Plus grand risque pour la santé humaine sans réglementation environnementale efficace, dotée des ressources adéquates et indépendante.			

Légende		
Environnement et santé ■ risque faible ■ risque faible à moyen ■ risque moyen à élevé ■ risque élevé ■ données insuffisantes	Adéquation (selon le risque d'être mise en œuvre sans respecter les normes minimales dans les pays à revenu faible et intermédiaire) ■ adéquate/faible risque d'être mise en œuvre sans respecter les normes minimales ■ adéquate, mais avec un certain niveau de risque d'être mise en œuvre sans respecter les normes minimales ■ inadéquate mais avec la possibilité d'être mise en œuvre si les normes de fonctionnement sont suffisantes ■ inadéquate/risque élevé d'être mise en œuvre sans respecter les normes minimales ■ données insuffisantes	Maturité de la technologie ■ maturité élevée ■ maturité moyenne à élevée ■ maturité faible à moyenne ■ maturité faible ■ données insuffisantes