

**MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE
SCIENTIFIQUE
UNIVERSITE MOULOU MAMMERI De TIZI-OUZOU
FACULTE DES SCIENCES BIOLOGIQUES ET DES SCIENCES AGRONOMIQUES
DEPARTEMENT DE BIOCHIMIE-MICROBIOLOGIE
Mémoire de fin d'études**



**En vue de l'obtention du diplôme
de MASTER
en Biotechnologies
Option : Biotechnologie microbienne**

Thème

Etude Bibliographique sur la Dégradation Abiotique et Microbienne des Plastiques

Présenté par :

**BALOUL Ryma
BELHACEL Salma**

Soutenu le : 19/11/2020 devant le jury composé de :

Présidente : Mme LARDJANE N. Maître de Conférences classe A UMMTO

Promotrice : Mme TAZDAÏT R. Maître de Conférences classe A UMMTO

Examinatrice : Mme BENAHMED-DJILALI A. Maître de Conférences classe A UMMTO

2019-2020

Table des matières

Remerciements	i
Dédicaces	ii
Liste des abréviations	iv
Liste des figures	v
Liste des tableaux	vi
Introduction	1
Chapitre I Généralités sur les plastiques	4
1.1 Définition et généralités	5
1.2 Historique.....	9
1.3 Classification	13
1.4 Production mondiale	17
1.5 Les microplastiques	18
1.6 Gestion de la fin de vies des plastiques	20
1.6.1 Recyclage.....	21
1.6.2 Compostage.....	24
1.6.3 Incinération	25
1.6.4 Opération d'enfouissement	25
Chapitre II Dégradation environnementale des plastiques	26
2.1 Dégradation abiotique	28
2.1.1 Les mécanismes de dégradation abiotique.....	29
2.1.2 Dégradation abiotique de quelques matériaux polymères courants	34
2.2 Dégradations biotiques ou biodégradation	35
2.2.1 Définition	35
2.2.2 Facteurs influençant la biodégradation	36
2.2.3 Processus général de biodégradation	39
2.2.4 Dégradation des plastiques dans le milieu marin	49
Conclusion	57
Références bibliographiques	59
Résumé	75
Abstract	76

Remerciements

En premier lieu nous remercions DIEU tout puissant de nous avoir donné le courage,

la volonté et la patience de mener ce présent travail

Nous exprimons nos remerciements les plus sincères à notre promotrice : Mme TAZDAÏT

R. Maître de Conférences classe A à l'Université Mouloud Mammeri de Tizi Ouzou, qui nous a confié ce sujet, nous la remercions très chaleureusement pour sa disponibilité et ses orientations, durant notre préparation de ce mémoire.

Nous tenons à remercier chaleureusement Mme LARDJANE N., Maître de Conférences classe A à l'UMMTO, de nous avoir fait l'honneur de présider le jury de notre soutenance et Mme BENAHMED-DJILALI A., Maître de Conférences classe A à l'UMMTO, de nous avoir fait l'honneur d'examiner notre mémoire.

Dédicaces

Je remercie tout d'abord DIEU tout puissant de m'avoir donné la force et la patience de réaliser cette étude.

Je dédie ce travail à mes très chers parents pour leur soutien et encouragement, et d'avoir mis toute leur confiance en moi.

Mes remerciements les plus sincères à mes chers frères et sœurs, à mon oncle Karim.

Je remercie mon mari pour son soutien, son encouragement et sa patience durant le parcours de préparation de ce travail.

J'adresse un grand merci pour mon binôme Salma pour sa grande patience avec moi et sa grande tendresse durant tout ce parcours partagé.

Enfin, j'adresse un énorme merci à tous les membres de ma grande famille et ceux qui ont contribué de loin ou de près à l'accomplissement de ce modeste travail.

Ryma

Dédicaces

Je remercie tout d'abord DIEU tout puissant de m'avoir donné la force et la patience de réaliser cette étude.

Je dédie ce travail à la lumière de mes yeux, mes très chers parents pour leur soutien et encouragement, et d'avoir cru en moi, je vous remercie du fond du cœur.

Mes remerciements les plus sincères sont adressés à tous les membres de ma famille, grands et petits, à mes chers frères Salim et Younes, à mon binôme Ryma. Enfin, j'adresse un énorme merci à tous ceux qui ont contribué de loin ou de près à l'accomplissement de ce modeste travail.

Salma.

Liste des abréviations

- ATR-FTIR : Attenuated Total Reflectance-Fourier Transform InfraRed (spectroscopie Infrarouge à transformée de Fourier en mode réflexion totale atténuée)
- BPS : Bisphénol S
- CEN : Comité Européen de Normalisation
- CFRP : Carbon Fiber Reinforced Polymer (Polymère renforcé de fibres de carbone)
- DCOS : Demande Chimique en Oxygène Soluble.
- FEPM : tetraFluoroEthylene/Propylene Monomers (Elastomères tétrafluoroéthylène-propylène).
- FT-IR : Fourier Transform InfraRed (Spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier).
- GC-MS : Gas Chromatography Mass Spectrometry (Chromatographie en phase gazeuse - Spectrométrie de masse).
- ICI : Imperial Chemical Industries (société impériale d'industries chimiques).
- MEB : Microscopie Electronique à Balayage.
- MF : Mélamine-Formaldéhyde.
- MHET : Mono(2-HydroxyEthyl) Terephthalate (Acide mono (2 hydroxyéthyl) téréphthalique).
- MHETase : Enzyme qui dégrade le MHET.
- MSM : Milieu Minéral Salé.
- PBT : PolyButylène Téréphthalate.
- PC : PolyCarbonate.
- PCL : PolyCaproLactone.
- PE : PolyEthylène.
- PEA : PolyEthylène Adipate.
- PEBD : PolyEthylène Basse Densité.
- PEHD : PolyEthylène Haute Densité.
- PET : PolyEthylène Téréphthalate.
- PETase : Enzyme qui dégrade le PET.
- PF : résines Phénol-Formaldéhyde (Phénoplastes).
- PHA : PolyHydroxyAlcanoates.
- PHB : Poly(HydroxyButarate).
- PLA : Acide PolyLactique.
- PMMA : PolyMéthyl-MéthAcrylate.
- PP : PolyPropylène.
- PPL : PolyPropioLactone.
- PS : PolyStyrène.
- PTFE : PolyTétraFluoroEthylène.
- PU : Polyester PolyUrethane.
- PUR : PolyURéthane.
- PVC : PolyVinyl Chloride (Polychlorure de vinyle).
- RMN : Résonance Magnétique Nucléaire.
- SDA : Sabouraud Dextrose Agar.
- TC : Technical Committee (Comité technique).
- Tg : glass transition Temperature (Température de transition du verre).
- Tm : melting Temperature (Point de fusion spécifique).
- TPE : ThermoPlastic Elastomer (Élastomères thermoplastiques ou caoutchoucs thermoplastiques).
- UF : résines Urée-Formaldéhyde
- VCM : Vinyl Chloride Monomer (monomère de chlorure de vinyle)

Liste des figures

Figure 1: schéma du processus de polymérisation par addition.	6
Figure 2 : schéma du processus de polymérisation par polycondensation	7
Figure 3 : schéma représentant les régions amorphes et les régions cristallines	9
Figure 4 : distribution de la production mondiale de plastiques.....	18
Figure 5 : origine des microplastiques	19
Figure 6 : alcoolyses de déchets de polyuréthane.....	24
Figure 7 : influence des conditions météorologiques sur la dégradation abiotique des plastiques.	29
Figure 8 : formule structurale du polymère pvc, et son monomère VCM	30
Figure 9 : résistance à la traction (a) et allongement à la rupture (b) du FEPM, après vieillissement à 300 °c.	33
Figure 10 : mécanismes de biodégradation de plastiques dans des conditions aérobies et anaérobies.	41
Figure 11 : dépolymérisation du TEP par la bactérie <i>Ideonella sakaiensis</i>	43
Figure 12 : observation au microscope à balayage montrant des cellules d' <i>I. sakaiensis</i> cultivées en film PET	43
Figure 13 : colonisation bactérienne de la surface de microplastiques de PE.....	44
Figure 14 : pellicules de PVC incubées en condition abiotique (a) et en présence de <i>P. citronellolis</i> (b) ou de <i>B. flexus</i> (c) pendant 70 jours.....	45
Figure 15 : vue microscopique à force atomique 3D des feuilles dégradées PEHD et PEBD.	46
Figure 16 : variation de masse des films PEBD incubés avec <i>Aspergillus clavatus</i> JASK1 en fonction du temps.....	47
Figure 17 : analyse FTIR des particules microplastiques PEHD non traité et traité (PEDX3)	48
Figure 18 : dégradation de la surface du pu après trois semaines de colonisation par <i>A. tubingensis</i>	49
Figure 19 : interactions possibles entre les microorganismes marins et les micro- plastiques en milieu marin.	50
Figure 20 : spectres FTIR des films non inoculés et exposés à AIIW2..	54
Figure 21 : observations au microscope électronique à balayage montrant la colonisation bactérienne sur des films plastiques.....	55
Figure 22 : variation de biomasse de <i>Z. maritimum</i> (poids sec, %) et élimination de microplastique de type pe (%) pendant l'intervalle de l'expérience.....	56

Liste des tableaux

Tableau I : Composition et utilisation de quelques matériaux thermoplastiques	14
Tableau II : Composition et utilisation de quelques matériaux thermodurcissables	15

Introduction

Introduction

L'explosion démographique et l'augmentation du niveau de vie, ont conduit à l'utilisation des matières plastiques à grande échelle, à travers le monde entier. Les polymères plastiques sont l'une des plus grandes inventions du XX^{ème} siècle. Ces derniers, partant des polymères plastiques d'origine naturelle aux polymères purement synthétiques à base pétrochimique, permettent de fabriquer une vaste gamme de produits qui répondent aux besoins publics. Leur légèreté et facilité d'utilisation font que les plastiques nous facilitent la vie, et de ce fait, envahissent pratiquement tous les domaines de vie quotidienne allant des produits d'emballage, aux véhicules plus confortables (GREENE, 2014). La production mondiale de plastiques est en augmentation permanente, passant de 15 millions de tonnes en 1964 à 311 millions de tonnes en 2014, et a atteint presque 360 millions de tonnes en 2018. En effet, les nombreuses propriétés que possèdent les plastiques leur confèrent des propriétés supérieures aux autres matériaux dans différentes applications. Néanmoins, à cause de leur résistance et de leur durabilité, les plastiques persistent dans la nature même après leur fin d'utilisation, ce qui cause de grands problèmes environnementaux dus à la pollution qui résulte de leur accumulation dans tous les compartiments environnementaux de part le monde. Ils sont particulièrement présents dans les océans avec une estimation de plus de 150 millions de tonnes de plastiques dans l'océan aujourd'hui, et une prévision d'une tonne de plastiques par trois tonnes de poissons d'ici 2025 et, pour qu'au final il y ait plus de plastiques que de poissons dans l'océan d'ici 2050 (MAC ARTHUR, 2016). Ainsi, bien que les plastiques puissent être considérés comme l'une de nos plus grandes réalisations et le sommet de l'innovation technologique, ils sont aussi, malheureusement, de plus en plus reconnus comme l'un des plus grands défis environnementaux que l'être humain n'ait jamais connus. Face à leur polyvalence révolutionnaire et à l'émerveillement contemporain qu'ils suscitent, les déchets plastiques ont des conséquences profondément négatives (CRAWFORD et QUINN, 2017). Environ 80% du plastique total (polychlorure de vinyle (PVC), polyéthylène (PE) polypropylène (PP), polystyrène (PS), polyéthylène téréphtalate (PET), etc.) utilisé est de nature pétrochimique et la plupart des plastiques utilisés aujourd'hui ne sont tout simplement pas biodégradables ou très résistants à la dégradation (URBANEK *et al.*, 2018). En effet, les milliards de tonnes de matières plastiques déjà libérées dans l'environnement, et qui se retrouvent beaucoup plus dans les milieux marins, peuvent prendre des milliers d'années à se dégrader complètement (CRAWFORD et QUINN, 2017).

De nos jours les plastiques sont devenus un sujet d'actualité par l'étude de la possibilité de leur biodégradation dans l'environnement à part les moyens de recyclages. En effet, la

Introduction

biodégradation des plastiques d'une façon naturelle est le meilleur moyen pour lutter contre la pollution causée par ces matériaux. Cependant, récemment plusieurs études se sont focalisées sur l'étude de la capacité et les mécanismes de dégradation des polymères plastiques dans les milieux naturels par le biais de micro-organismes (bactéries, champignons ou algues). Ce présent mémoire présente certaines de ces études qui ont abouties à des résultats positifs suscitant l'espoir de biodégrader les plastiques d'une façon saine et sans engendrer d'autres pollutions.

Chapitre I

Généralités sur les plastiques

1 Généralités sur les plastiques

Les plastiques sont l'un des matériaux devenus indispensables de la vie moderne ; ils sont dotés de plusieurs caractéristiques, leurs permettant de se placer parmi les matériaux les plus produits et utilisés dans le monde entier (PETERS, 2017). Leurs améliorations continues font qu'il existe plusieurs classes et types pour diverses applications dans pratiquement tous les domaines de vie.

1.1 Définition et généralités

Le terme plastique a été utilisé pour la première fois dans les années 1630, pour décrire une substance pouvant être moulée. Le terme « plastique » est dérivé du mot grecs « *plastikos* » qui signifie « malléable, servant au moulage ou au façonnage » (CRAWFORD et QUINN, 2017 ; MILLET *et al.*, 2019).

De nos jours, le terme « plastique » est un terme générique qui s'applique à un large éventail de matériaux qui, à un certain stade de la fabrication, sont capables de s'écouler afin qu'ils puissent être extrudés, moulés, coulés, filés ou appliqués comme revêtement (THOMPSON *et al.*, 2009).

La matière plastique, ou en langage courant « le plastique », correspond à des matériaux généralement synthétiques majoritairement dérivés de combustibles fossiles et à moindre mesure de matières renouvelables (DUSSUD, 2017 ; PATERSON, 2019). Cependant, elle peut être définie comme matière synthétique, constituée de macromolécules obtenues par polymérisation ou polycondensation et qui peut être moulée ou modelée (GELINAS, 2013). Elle a donc une structure moléculaire constituée de polymères (ELIAS et MÜLHAUPT, 2016).

Le terme « polymère » est une combinaison entre deux mots grecs anciens que sont « *polus* » qui signifie « plusieurs » et « *meros* » signifie « partie ». Les polymères ont des structures moléculaires composées de beaucoup de molécules plus petites récurrentes connectées ensemble, dites « monomères », dans une séquence (CRAWFORD et QUINN, 2017). Ils sont formés à partir d'un processus de collage chimique des monomères appelé « polymérisation » (MCKEEN, 2019). Cette dernière peut être effectuée deux méthodes courantes : la polymérisation par addition et la polymérisation par condensation (MCKEEN, 2019). La polymérisation par addition ou polymérisation à croissance en chaîne, est une réaction en chaîne ajoutant de nouvelles unités monomères à la molécule du polymère en croissance, grâce

à des liaisons doubles ou triples (Figure 1). La polymérisation par addition se déroule principalement en trois étapes :

1. Amorçage de la chaîne ou initiation : utilisant un initiateur afin de lancer la polymérisation, la réaction est déclenchée par la décomposition thermique de l'initiateur, qui doit être choisi conformément à la température de polymérisation, afin de produire des radicaux libres.
2. Propagation de la chaîne : où à chaque fois un monomère s'ajoute à la chaîne, grâce au radical libre, qui se transfère par la suite vers l'extrémité de la chaîne. L'allongement de la chaîne s'arrête lorsqu'il y a résiliation par destruction du radical libre.
3. Terminaison : elle se produit d'une façon spontanée suite à la réaction avec des impuretés dans le monomère, ou avec un agent de transfert de chaîne spécifique dans le but de limiter la longueur et le poids moléculaire du polymère afin de contrôler les caractéristiques du flux de fusion du polymère.

Les plastiques les plus courants produits par ce processus de polymérisation sont le PE, le PS et le PVC (BONTEN, 2019 ; MCKEEN, 2019).

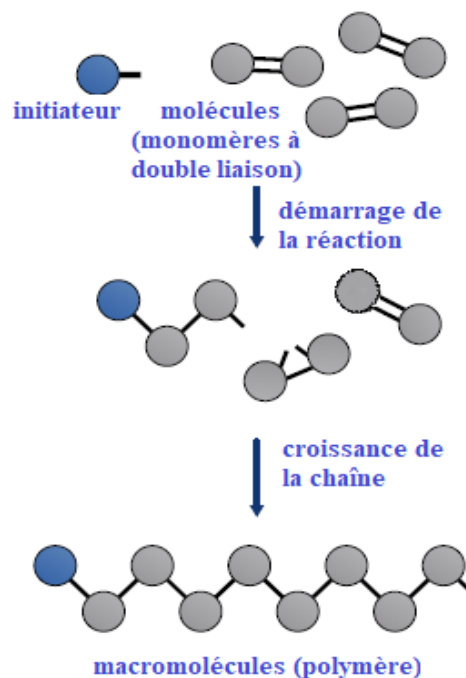


Figure 1: Schéma du processus de polymérisation par addition (BONTEN, 2019).

La polymérisation par condensation ou polymérisation par étape (Figure 2) est un processus de polymérisation permettant de produire des structures de polymères plus complexes. Dans ce cas, la réaction entre les unités de monomères et le groupement des extrémités de la chaîne de polymère en croissance, libère une petite molécule qui est généralement une molécule d'eau. Habituellement, dans la polymérisation par étape, deux structures monomères alternent dans la chaîne dont chaque monomère aurait dans ce cas deux groupes réactifs. Cette réaction réversible entre les unités de monomères, s'arrête lorsque le sous-produit de la réaction n'est pas éliminé du réacteur. Les plastiques les plus couramment utilisés qui sont produits par ce processus sont le PE et le PET (polyéthylène téréphtalate). Ces derniers peuvent se dégrader lorsqu'ils sont exposés à de l'eau et de haute température, généralement par réaction d'hydrolyse (BONTEN, 2019 ; MCKEEN, 2019).

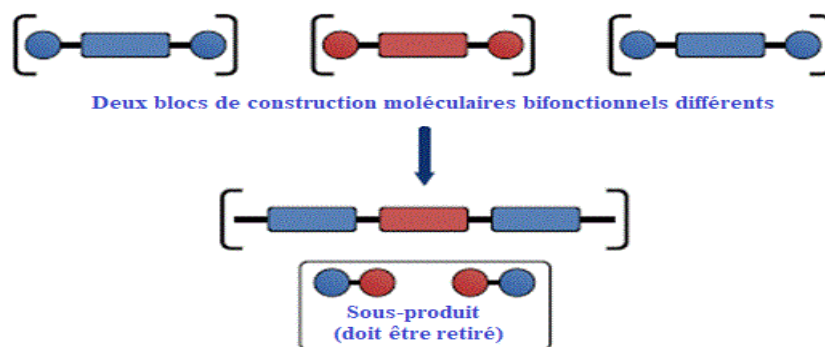


Figure 2 : Schéma du processus de polymérisation par polycondensation (BONTEN, 2019).

Si le processus de polymérisation est réalisé en employant qu'un seul type de monomères, le plastique obtenu est un « homopolymère ». Si, au contraire, le processus de polymérisation est réalisé en employant un mélange de monomères, le plastique obtenu est un « copolymère » (BRANDSCH et PIRINGER, 2008).

La plupart des matières plastiques sont composées de monomères organiques, mais peuvent dans certains cas également être composées d'acides inorganiques. Un exemple de polymère inorganique est une résine de silicone composée de polysiloxanes, où la chaîne est constituée d'atomes de silicium et d'oxygène (BRUDER, 2019).

Bien qu'il existe des polymères naturels (bioplastiques synthétisés par des bactéries, polysaccharides dans le corps humain, etc.), la plupart des plastiques sont des polymères

synthétiques. Il faut toutefois avoir à l'esprit que tous les plastiques sont des polymères, mais que tous les polymères ne sont pas des plastiques (CRAWFORD et MARTIN, 2020).

Les plastiques sont habituellement des produits formulés, ce qui signifie qu'ils ne sont pas toujours des polymères purs (MCKEEN, 2019). En général, en plus des polymères, les plastiques contiennent un ou plusieurs additifs ; le pourcentage d'un polymère, contenu dans un matériau plastique, peut varier de 100% à moins de 20% (GOODSHIP, 2007). L'addition de ces additifs dépend de l'application à laquelle les matériaux plastiques sont destinés ; ils peuvent être apportés afin d'améliorer la performance, les propriétés de vieillissement, les propriétés de traitement du composé plastique et pour réduire les coûts de production (GOODSHIP, 2007 ; HANSEN, 2013 ; MAC ARTHUR, 2014). Les additifs communs comprennent les lubrifiants de surface, les stabilisateurs thermiques, les pigments, les additifs de renforcement (tels que le verre ou la fibre de carbone) qui augmentent la rigidité et la résistance, les modificateurs d'impact ou de ténacité, les modificateurs UV (pour protéger contre les rayons ultraviolet), les ignifugeants, les agents antistatiques et les agents moussants (BRUDER, 2019).

Le degré de cristallinité (quantité de régions structurellement ordonnées) dans un plastique a une incidence directe sur les propriétés mécaniques, optiques, chimiques et thermiques des matériaux. Cette propriété permet de distinguer deux principaux types de matériaux plastiques : amorphes ou semi-cristallins (il n'existe pas de plastiques à 100% cristallins). Les plastiques sont généralement caractérisés par une limite maximale de température de service, dont la valeur dépend du type de matériau (amorphe ou semi-cristallin) (CRAWFORD et QUINN, 2017).

Les plastiques amorphes sont composés de polymères dans un état désordonné. Ils peuvent être complètement transparents, peuvent être thermoformés, ont tendance à devenir plus mous lorsqu'ils sont chauffés ; ils ne possèdent pas un point de fusion spécifique (T_m) mais une température de transition du verre (T_g) (intervalle de température permettant le ramollissement). Le polystyrène et le chlorure de polyvinyle sont des exemples de plastiques amorphes les plus couramment utilisés (CRAWFORD et QUINN, 2017 ; BRUDER, 2019).

Les plastiques semi-cristallins sont constitués d'une région amorphe, à un certain pourcentage, et d'une région cristalline, où les monomères sont placés d'une manière ordonnée (Figure 3). Les plastiques semi-cristallins ne se ramollissent pas ; ils passent de l'état solide à

l'état liquide au point de fusion (BRUDER, 2019). Le matériau est capable d'absorber une quantité donnée de chaleur avant de passer rapidement d'un état solide à un autre (CRAWFORD et QUINN, 2017). Les plastiques semi-cristallins supportent mieux les températures élevées que les plastiques amorphes et ont une meilleure résistance à la fatigue et aux produits chimiques. Ils ne sont pas non plus sensibles à la fissuration sous tension (BRUDER, 2019). Le PET et le PTFE sont des exemples de plastiques semi-cristallins (CRAWFORD et QUINN, 2017).

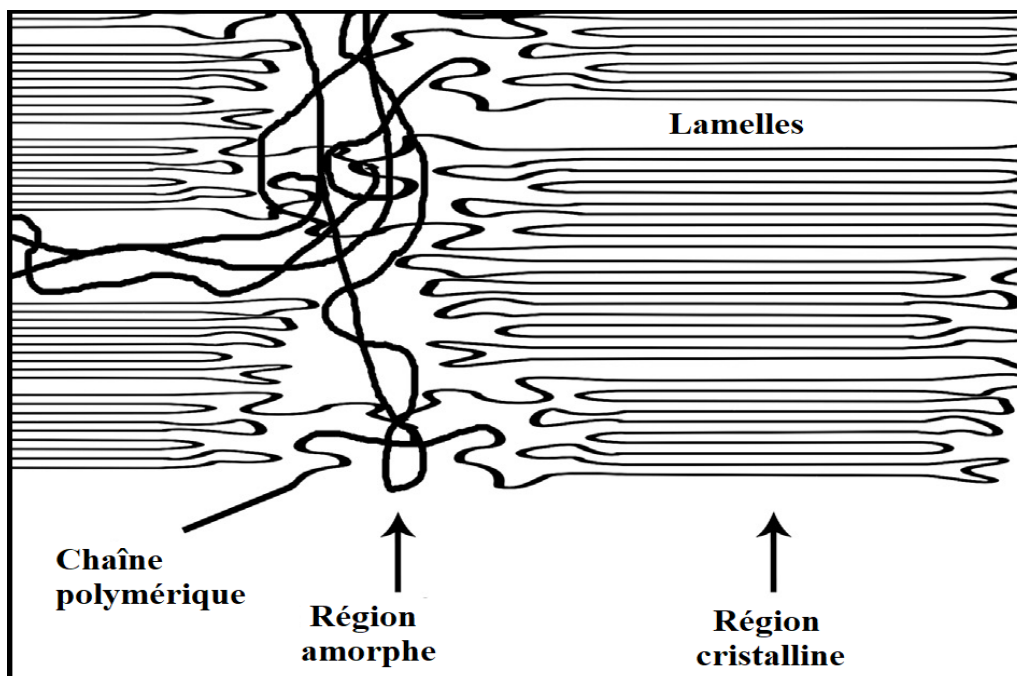


Figure 3 : Schéma représentant les régions amorphes et les régions cristallines (CRAWFORD et QUINN, 2017).

1.2 Historique

L'utilisation des plastiques remonte à l'antiquité, dont le développement a commencé par l'utilisation des matériaux naturels, d'origines végétales et animales, possédants des propriétés plastiques (Anonyme, 2020a). A cette époque, les hommes prenaient en usage ces matériaux, tels que les cornes, les écailles de tortues et le caoutchouc, mais sans savoir dans quelle mesure ils pouvaient être utilisés. Cependant, leur utilisation était limitée à des applications très précises ; par exemple, dans l'ancienne Egypte, les momies étaient enveloppées avec un tissu trempé dans une solution de bitume et d'huile de lavande (GILBERT, 2017), un autre exemple concerne les autochtones d'Australie qui utilisaient des résines de plantes de façon sophistiquée

pour construire une gamme d'outils et d'accessoires (les haches et les boutons de vêtement par exemples) (PATERSON, 2019).

En 1495, Christophe Colomb découvre des gens (connaissant le caoutchouc naturel) jouant avec un ballon en gomme élastique sur l'île d'Haïti. Puis ce matériau, employé pour son imperméabilité, a été redécouvert et signalé par Charles Marie de la Condamine en 1736, lors de son expédition au nom du gouvernement français pour étudier la forme de la terre (GILBERT, 2017).

Après cette découverte, plusieurs expériences ont été menées sur le caoutchouc afin de faciliter son utilisation. La plus intéressante était réalisée par Charles Goodyear en 1839, qui découvre le phénomène de vulcanisation. Ce dernier consiste à un chauffage prolongé avec du soufre rendant le caoutchouc naturel beaucoup plus résistant à la chaleur, tout en lui conservant son élasticité à une plus large plage de température et le rendant plus résistant aux solvants. Par la suite, dans le but de l'extension de ce travail sur la vulcanisation, Goodyear en collaboration avec Hancock a constaté que ; si le caoutchouc était chauffé en présence de quantités plus grandes de soufre, un produit dur peut être obtenu. Ce produit fut nommé « ébonite », « vulcanite » ou bien « caoutchouc dur » (GILBERT, 2017).

En 1862, lors de l'exposition internationale de Londres, Alexander Parkes présente son produit nommé « parkesine », fabriqué à partir de la dissolution de cellulose d'origine végétale dans un minimum de solvant. Après quelques années, précisément en 1869, Alexandre Parkes et John Hyatt inventent la « celluloïd », qui est un mélange de nitrate-cellulose avec un agent plastifiant dit « camphre ». Ce dernier est rarement utilisé à cause de son caractère inflammable. Après plusieurs années, de nombreux autres produits ont été développés. Parmi lesquels on cite : la « viscosine » par Cross et Bevan en 1897, la « galalithe » par Krich et Spittler en 1897 en faisant réagir de la caséine avec du formaldéhyde, la « Bakélite » à base de phénol-aldéhyde par Leo Hendrik Baekeland (GILBERT, 2017).

Au cours de la décennie 1930-1940, il y eut le développement industriel initial de quatre principaux matériaux et polymères d'aujourd'hui : le polyéthylène (PE) découvert, en 1933, par Fawcett et Gibson à l'*Imperial Chemical Industry* (ICI). Dans la même année, Crawford développe la première synthèse commerciale de poly (méthyl-méthacrylate) (PMMA). En 1937, le polystyrène a été produit pour la première fois par I.G. Farben en Allemagne, tandis que la *Dow Chemical Company* a introduit les produits PS sur le marché américain. Par la suite, en 1940, la fabrication et commercialisation du PVC, sachant que le russe Ostromislensky avait

breveté la polymérisation du chlorure de vinyle et des substances connexes en 1912. En plus de ces quatre produits, il y eu brevetage du « Nylon 66 » par la société DuPont, et la production de la première brosse à dents à base de nylon, commercialisée en 1938 (GILBERT, 2017).

En outre, la seconde guerre mondiale a joué un rôle important, dans le développement industriel et technologique de la production de ces matériaux plastiques synthétiques, afin de substituer les matériaux d'origine naturel qui étaient en pénurie. Cependant, de nouveaux matériaux ont émergé. Il s'agit entre-autres du « téflon » (PTFE), qui été commercialisé en 1943 mais plutôt découvert en 1938 par Plunkett (Dupont Company's Jackson Laboratory) aux Etats-Unis d'Amérique (GILBERT, 2017).

En 1953, le chimiste Allemand Hermann Schenell découvrit et synthétisa les polycarbonates (CRAWFORD et QUINN, 2017). Ainsi dans la même année, le PE de masse moléculaire ultra-élevé a été synthétisé pour la première fois, par le procédé Phillips et le procédé Ziegler, et été commercialisé. En 1954, la découverte et l'exploitation rapide du PP, le seul véritable nouveau matériau thermoplastique de gros tonnage développé depuis la Seconde Guerre mondiale (GILBERT, 2017).

A partir des années 1960, la grande majorité des matières plastiques populaires, que nous trouvons aujourd'hui, ont été synthétisées. En outre, il y eu des efforts importants pour l'augmentation de la résistance thermique oxydative des plastiques pour égaler, voire dépasser, celle des métaux. C'est le cas du téréphtalène poly-paraphénylique, polyamide aromatique résistant aux balles, cinq fois plus solide que l'acier, fabriqué par la chimiste américaine Stéphanie Kwolek en 1965 et commercialisée sous le nom de « kevlar » par la société DuPont. En 1987, BASF en Allemagne a produit un polyacétylène qui avait deux fois la conductivité du cuivre. Par la suite, en 1989, il y a eu la découverte des premiers polymères émetteurs de lumière (polyéthylène) à Cambridge (GILBERT, 2017).

Après toutes ces découvertes et développements de nouveaux mélanges de polymères et de plastiques, la prise en conscience sur l'accumulation des déchets plastiques dans l'environnement a conduit à l'introduction de plastiques biodégradables. Le premier plastique biodégradable a été lancé par ICI sous le nom de « biopol » en 1990. Vers la fin des années 1990, des catalyseurs métallocènes ont été mis au point et qui servaient à la polymérisation permettant un contrôle plus étroit de la structure des polymères (GILBERT, 2017).

En 2001, la société américaine Metabolix a acheté les brevets pour la production de Biopol de Monsanto, à partir de plantes génétiquement modifiées, et en 2005, la même société a reçu

le prix présidentiel américain de la chimie verte pour le développement, la production et la commercialisation de plastiques polyhydroxyalkanoates biodégradables. Au cours de la même année, la société japonaise Fujitsu a produit des boîtiers informatiques entièrement fabriqués à partir de polymères bioactifs. Vers la même époque, l'agence spatiale américaine « NASA » a créé un nouveau matériau à base de polyéthylène appelé RXF1 qui possédait trois fois plus de résistance à la traction que l'aluminium, tout en étant plus léger. En 2007, la société pétrochimique brésilienne Braskem a développé un polymère biobasé, dérivé de l'éthylène de la canne à sucre. En 2008, la course pour construire des avions plus légers, plus robustes et plus économes en carburant a commencé lorsqu'Airbus a annoncé que son nouvel avion l'A380, était composé à 22 % de polymère renforcé de fibres de carbone (CFRP). En 2009, Boeing a déclaré que sa Dreamliner 787 avait une cellule composée de matériaux CFRP représentant 50 % de l'appareil. Peu après, en 2010, l'entreprise a lancé un copolyester thermoplastique à haute performance dans lequel 20 à 50 % de son contenu provenait de ressources renouvelables (CRAWFORD et QUINN, 2017).

En 2011, il y a eu développement d'un matériau composite compostable et biocompatible flexible appelé Shrilk, qui était formé de films aussi résistants que l'aluminium, mais plus légers (la moitié du poids). En 2013, des scientifiques du *Centre for Electrochemical Technologies* en Espagne ont rapporté le premier polymère auto-cicatrisant. Ensuite vers 2014, IBM a annoncé qu'elle avait créé deux nouveaux plastiques thermodurcissables entièrement biodégradables, nommés « Hydro » et « Titan », pouvant être recyclés et sont considérés comme une nouvelle classe de plastiques thermodurcissables avec de nombreuses applications possibles. En 2015, les sociétés Braskem et Genomatica ont annoncé qu'elles avaient réussi à produire du « butadiène » à partir d'un micro-organisme (CRAWFORD et QUINN, 2017).

En 2016, un grand assortiment de plastiques avec une grande variété de propriétés a été proposé, notamment l'autoréparation, l'imperméabilité aux solvants, gaz et aux balles, ainsi que la conductivité de l'électricité qui a révolutionné la qualité d'image des écrans de télévision et d'ordinateur. Il y a eu aussi augmentation rapide de l'utilisation des polymères dans le corps humain, principalement dans les articulations artificielles de la hanche, les sutures et la chirurgie esthétique (CRAWFORD et QUINN, 2017).

1.3 Classification des plastiques

Les matériaux plastiques constituent l'une des grandes classes de matériaux avec les matières métalliques, céramiques et verres. Ils peuvent être classifiés de différentes manières :

- Classification selon leur réaction en réponse à l'augmentation de la température : dans ce cas, ils se divisent en trois catégories : les thermoplastiques, les thermodurcissables et les élastomères (GELINAS, 2013 ; SELLAK, 2013).

- Les thermoplastiques (plastomères) : sont une famille de polymères qui peuvent être fondus lorsqu'ils sont chauffés, et durcis lorsqu'ils sont refroidis prenant ainsi une forme précise (Anonyme, 2020b). Ils présentent des structures linéaires de monomères ramifiés, qui sont liés par de faibles liaisons physiques de type Van Der Waal relativement faibles (PARIS, 2011). Cela explique la caractéristique de réversibilité, que possède cette catégorie de matériau. C'est-à-dire qu'il peut être chauffé, remodelé et refroidis à répétition (Anonyme, 2019). Ce cycle d'adoucissement par la chaleur et de solidification sur le refroidissement, qui peut être répété plus ou moins indéfiniment, est un avantage majeur car il est la base de la plupart des méthodes de traitement pour ces matériaux, mais cela représente aussi un inconvénient le matériau est sensible à la chaleur (CRAWFORD et MARTIN, 2020). Il existe une large gamme de polymères thermoplastiques courants utilisés dans diverses applications (Tableau I).

Tableau I : Composition et utilisation de quelques matériaux thermoplastiques (CANTOR et WATTS, 2011 ; GELINAS,2013 ; SELKE et CULTER ,2016 ; CRAWFORD et QUINN, 2017)

Matériaux thermoplastiques, abréviations et symboles	Composition	Utilisation
Polyéthylène Basse Densité 	Polyaddition de monomère d'Éthylène Peut contenir de 1000 à 5000 monomères	Emballage alimentaire Bouteilles compressibles Emballage rétractable Bacs à déchets Mobilier d'extérieur Sacs
Polyéthylène Haute Densité 	Polyaddition de monomère d'Éthylène Peut contenir de 20 000 et 50 000 monomères	Polyvalents, il est le deuxième plastique le plus couramment utilisé dans l'industrie de l'emballage : Contenants pour le lait, le détergent, l'eau de Javel, le jus, le shampoing, l'eau, les cosmétiques Les seaux et les bouteilles pharmaceutiques Les sacs d'épicerie
Polyéthylène Téréphtalate 	Polymérisation de paraxylène et d'éthylène	Emballage des aliments, boissons gazeuses et non gazeuses, articles de toilette Les sachets en PET sont utilisés pour les aliments surgelés bouillis dans le sac et pour les sachets stérilisables pour applications médicales
Polychlorure de Vinyle 	Polymérisation par addition de monomères de chlorure de vinyle	Fabrication des bouteilles pour divers produits. Emballage alimentaire et non alimentaire (produits pharmaceutiques, solutions intraveineuse, shampoing)
Polystyrène 	Addition de monomères du styrène	Bouteilles de pilules, comprimés et capsules, boîtes d'œufs et plateaux de viande
Polypropylène 	Polymérisation par addition de monomères de propylène	Il existe une grande variété d'applications pour le PP : des pièces automobiles, emballages

- **Les thermodurcissables (duromères) :** sont une famille de plastique, qui subit un changement chimique lorsqu'ils sont chauffés, à l'inverse des thermoplastiques, ne peuvent être donc remis en forme une seconde fois. Cette catégorie a une structure d'un réseau tridimensionnel, semblable à un filet aux mailles irrégulières, qui est formé par la progression des réactions chimiques sous l'effet de la chaleur. Ce processus de formation du réseau est nommé réticulation (CARREGA et VERNEY, 2017). Cette dernière nécessite un grand nombre de pontages entre les chaînes qui sont des liens résistants qui ne peuvent être rompus (GELINAS, 2013). Cela confère, au matériau thermodurcissable, la caractéristique d'irréversibilité ; si une chaleur excessive est appliquée à ces matériaux, ils vont se carboniser et se dégrader (CRAWFORD et MARTIN, 2020). Ces thermodurcissables sont utilisés dans plusieurs applications (Tableau II).

Tableau II : Composition et utilisation de quelques matériaux thermodurcissables (CARREGA, 2009).

Matériau thermodurcissable	Composition	Utilisation
Les polyuréthanes (PUR)	Addition d'un isocyanate et d'un alcool	Dans les bâtiments pour l'isolation Dans les transports pour les pièces rigides des véhicules et le garnissage des sièges
Les phénoplastes (PF)	Condensation du formol et d'un phénol	L'imprégnation (de papiers, de toiles, de fibres), l'enduction et le collage Isolants thermiques et électrique L'agglomération de matériaux divers bois, abrasifs, fibres de verre, etc.
Les aminoplastes (MF)	Condensation du formol et de l'urée (UF) et de la mélamine (MF)	Colle pour les contreplaqués Liants pour les meules et les papiers abrasifs

- **Les élastomères :** connus sous le nom de « caoutchouc », ils sont une classe de matériaux polymériques qui peuvent être étirés de façon répétée jusqu'à deux fois la longueur originale avec peu ou pas de déformation permanente (MARGOLIS, 2004 ; MC KEEN, 2018). Ce sont des polymères constitués de milliers de chaînes longues et flexibles qui possèdent la faculté de

pouvoir supporter de très grandes déformations en revenant quasi-instantanément à l'état de repos une fois la contrainte relâchée (ZINE, 2006). Ils peuvent être faits de matériaux thermoplastiques ou thermodurcissables et sont généralement testés et classés différemment des matériaux rigides. Les élastomères sont présents dans de nombreuses applications, telles que les pare-chocs automobiles et les flexibles industriels (MC KEEN, 2018). Ils sont deux types principaux : les vulcanisats et les élastomères thermoplastiques.

- **Vulcanisats ou caoutchoucs vulcanisés** : sont des élastomères pour lesquels la réticulation est obtenue par l'addition de soufre ou d'autres substances qui réagissent pour lier les chaînes macromoléculaires au cours de la mise en forme de l'objet. Les élastomères vulcanisés présentent l'avantage d'une structure bien contrôlée et donc de propriétés optimales. Ils sont plus chers à élaborer mais sont irremplaçables pour beaucoup d'usages techniques. Ce sont eux qu'on trouve dans les pneumatiques, les courroies transporteuses, les tubulures de fluides dans les moteurs. La chaîne principale des macromolécules est une succession d'atomes de carbone (CARREGA, 2009).
 - **Élastomères thermoplastiques (TPE) ou caoutchoucs thermoplastiques** : ont une structure chimique qui se compose à la fois de segments durs thermoplastiques et de segments souples élastiques. La différence cruciale avec le caoutchouc traditionnel est l'absence, ou la présence en très faibles proportions, de liaisons croisées entre les chaînes moléculaires. Tous les élastomères thermoplastiques sont idéaux pour le recyclage des matériaux, bien que l'incinération pour l'extraction d'énergie soit également une option (BRUDER, 2019). Ils sont de fabrication économique mais leur utilisation dépend de leurs propriétés chimiques liées à leur formule (CARREGA, 2009).
- Classification selon les phases de développement de la composition chimique : dans ce cas, ils sont classés en trois classes : les biosourcés (naturels), les semi-synthétiques et les synthétiques.
- Les biosourcés (naturels) : ce sont des polymères naturels à base biologique, dits « biopolymères » (GELINAS, 2013). Ils sont fabriqués à partir de sources biologiques telles que l'écaille, la corne ou l'ambre (SELKE et CULTER, 2016). Le concept de plastique biosourcé ne doit pas être confondu avec la notion de biodégradabilité, ces deux concepts n'étant pas exclusifs. En fait, un plastique biosourcé peut être biodégradable ou non, au même titre qu'un plastique pétrochimique (GELINAS, 2013). Selon le rapport technique

15392, établi par le comité technique CEN/TC 249 du comité européen de normalisation (CEN) en août 2009, « les plastiques biologiques » sont des plastiques dérivés de la biomasse ; cette dernière étant la matière organique non fossile et biodégradable provenant de plantes, d'animaux et de micro-organismes (KABASCI, 2014). Les produits biologiques ont été définis, dans le Farm Bill (politique agricole des Etats-Unis) de 2002, comme des produits commerciaux ou industriels composés en totalité ou en grande partie de produits biologiques (GREENE, 2014).

- Les semi-synthétiques : sont des plastiques à base de polymères naturels modifiés chimiquement ; ils sont le résultat de la conversion de produits naturels. C'est le cas par exemple de la cellulose régénérée (BRANDSCH et PIRINGER, 2008 ; GELINAS, 2013).
- Les synthétiques : sont des plastiques entièrement synthétiques élaborés à partir de molécules développées par l'Homme, donnant notamment le PS, le PVC et le PE (GELINAS, 2013). La synthèse de ces polymères est basée sur des matériaux d'origine pétrochimique (GILBERT, 2017). Les plastiques synthétiques engendrent de graves problèmes environnementaux. Ceci a engendré un regain d'intérêt, ces dernières années, pour les plastiques fabriqués à partir de matières renouvelables (sources biologiques) (BRANDSCH et PIRINGER, 2008 ; SELKE et CULTER, 2016).

1.4 Production mondiale des plastiques

Selon le rapport de la fédération PlasticsEurope de 2018, la production mondiale de plastiques s'est élevée à presque 360 millions de tonnes. En Europe, la production de plastiques a presque atteint 62 millions de tonnes avec un pourcentage de 17%. Comme le montre la Figure 4, l'Asie et les Etats-Unis d'Amérique produisent respectivement 51% et 18% de la production mondiale. La Chine, premier producteur, produit 30% de la production mondiale.

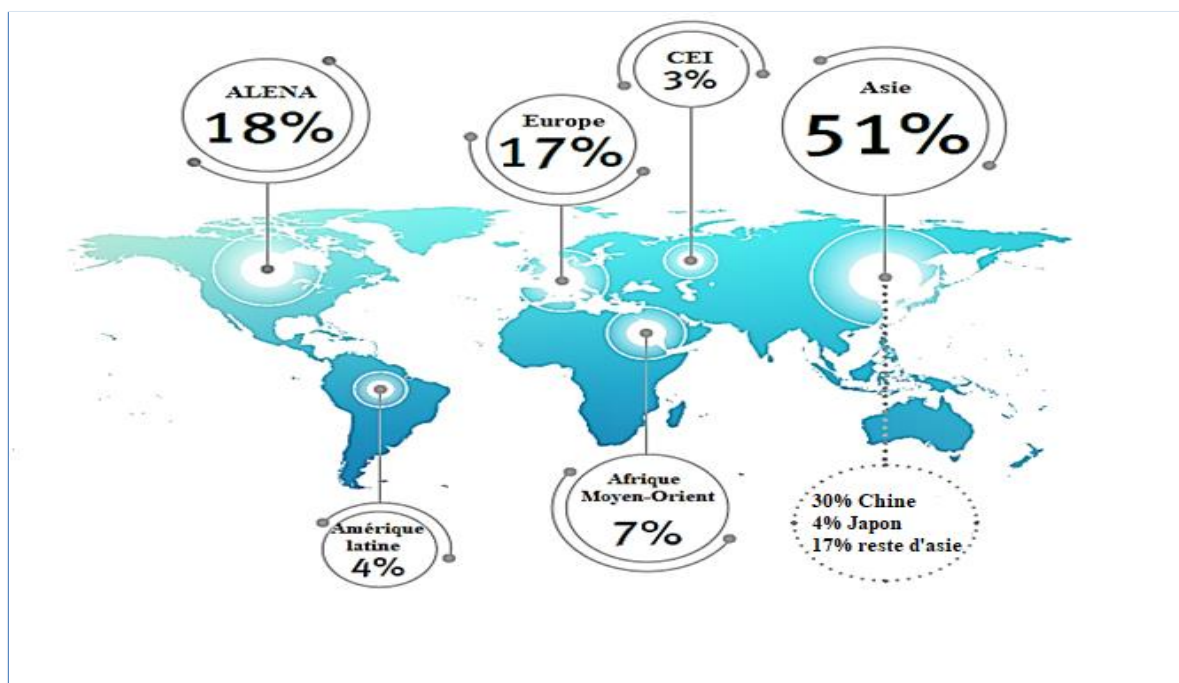


Figure 4 : Distribution de la production mondiale de plastiques (ALÉNA: Accord de Libre-Echange Nord-Américain. CEI: Communauté des Etats Indépendants) (Anonyme, 2019).

Les plastiques synthétiques les plus produits au monde sont : le polypropylène PP avec 19,3% de production mondiale, le polyéthylène avec une moyenne de production de 14,75%, le PVC avec 10% du total de la production mondiale (Anonyme, 2019).

1.5 Les microplastiques

Les microplastiques sont de petits fragments de débris plastiques qui se sont accumulés dans l'environnement à l'échelle mondiale. Ils proviennent de la libération directe de particules de plastique suite à la fragmentation d'articles plus volumineux (Figure 5). Ce terme est utilisé pour décrire un mélange hétérogène de particules de tailles variables (inférieures à 5 mm), et de différentes formes ; allant des fibres complètement sphériques aux fibres allongées (THOMPSON, 2015 ; CRAWFORD et QUINN, 2017). Ils peuvent être retrouvés dans des échantillons environnementaux différents (HUSSAIN et KEÇILI, 2020).

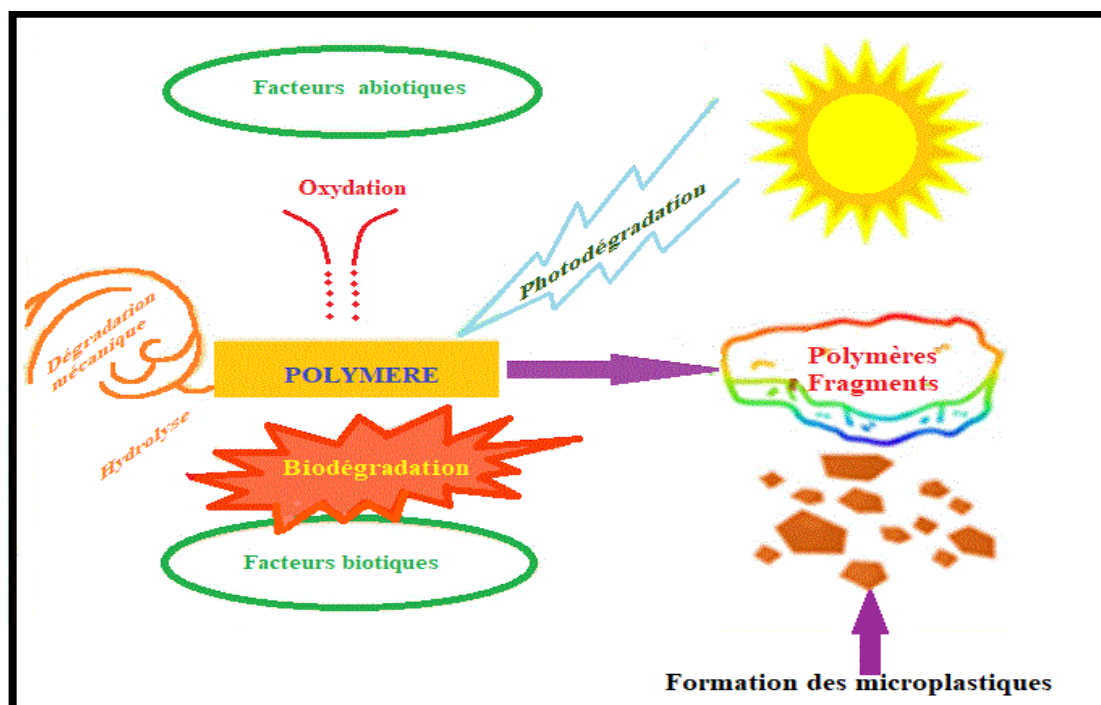


Figure 5 : Origine des microplastiques (TIWARI *et al.*, 2020).

Les plastiques fortement dégradés deviennent suffisamment cassants pour tomber en morceaux poudreux lors de la manipulation. Ainsi les microplastiques, souvent invisibles à l'œil nu, peuvent subir une dégradation supplémentaire (généralement par biodégradation à médiation microbienne) ; le carbone présent dans la structure du microplastique est converti en CO_2 (ANDRADY, 2011).

Il existe deux types distincts de microplastiques :

- Les microplastiques primaires : sont des composés intentionnellement incorporés par l'industriel dans le produit fini. Ils comprennent les « épurateurs » industriels utilisés pour le nettoyage des surfaces, les poudres de plastique utilisées dans le moulage, les microbilles dans la formulation cosmétique et les nanoparticules de plastique utilisées dans divers procédés industriels. A titre d'exemple, certains produits cosmétiques tels les gommages, les abrasifs et les exfoliants se composent de 10 % de microplastiques, ce qui signifie qu'une personne peut utiliser quotidiennement jusqu'à 100000 particules (GALGANI *et al.* 2015 ; GALLOWAY, 2015 ; GESAMP, 2015 ; ABBING, 2018).
- Les microplastiques secondaires : résultant de la fragmentation et de l'altération d'objets en plastique plus gros. Cela peut se produire involontairement pendant la phase

d'utilisation de produits tels que les textiles, la peinture et les pneus, ou une fois que les articles ont été libérés dans l'environnement. Le taux de fragmentation est contrôlé par un certain nombre de facteurs (GESAMP, 2015).

En ce qui concerne les risques pour la santé humaine, les microplastiques en tant que contaminants de l'environnement représentent une préoccupation majeure, car il a été démontré qu'ils peuvent être ingérés par un large éventail d'organismes aquatiques, marins et d'eau douce (qui les identifient comme plancton), et donc avoir le potentiel de s'accumuler dans la chaîne alimentaire (SIVAN, 2011 ; GALLOWAY, 2015). Les microplastiques sont retrouvés également dans l'air provenant de la litière en plastique dégradée, des vêtements synthétiques et des tapis. Les boues issues de traitement des eaux usées sont également une source possible, car ces boues sont épandues sur le sol comme engrais. Par la suite, les microplastiques dans les boues s'envolent lorsque le temps est venteux. Et les citoyens peuvent inhaler plus de microplastiques qu'ils n'en ingèrent en mangeant des fruits de mer (ABBING, 2018). De ce fait il y a des inquiétudes concernant les dommages physiques et toxicologiques que ces débris pourraient causer sur la santé humaine (THOMPSON, 2015).

De plus en plus les publications mettent l'accent sur les nanoplastiques (particules de taille inférieure à 100 nm) qui peuvent être émises ou formées dans le milieu aquatique. Les nanoplastiques sont probablement moins connus, mais potentiellement plus dangereux que les microplastiques, car du fait que la taille nanométrique de ces fragments leur permet de passer à travers les membranes cellulaires et de provoquer des lésions irréversibles au niveau du cerveau et d'autres organes (KOELMANS *et al.*, 2015 ; ABBING, 2018).

1.6 Gestion de la fin de vies des plastiques

Les déchets plastiques sont l'un des principaux polluants des déchets solides dans le monde et représente la composante majeure des déchets industriels et municipaux (SUBRAMANIAN, 2016). La dégradation lente des déchets plastiques entraîne la mort de milliards d'organismes vivants dans les milieux marins et terrestres (SHAHNAWAZ *et al.*, 2019). En effet l'élimination de ces déchets est un sujet préoccupant dans le monde entier, pour cela plusieurs études ont été réalisées à cette égard, et des options de gestion de la fin de vie utile des plastiques sont mises en place. Elles consistent à recycler, à composter, à brûler (énergie) ou à enfouir le plastique dans un site d'enfouissement (GREENE, 2014). Le recyclage étant la méthode privilégiée, la structure moléculaire des plastiques ainsi que les liaisons croisées existantes, influencent le processus de décision (RUDOLPH *et al.*, 2017).

1.6.1 Recyclage

Le recyclage également appelé « valorisation des déchets », consiste en la récupération ou la réutilisation des déchets (SUBRAMANIAN, 2016). L'idée derrière le recyclage est de décomposer les produits finis dans leurs matériaux composants et ensuite utiliser ces matériaux comme matière première pour fabriquer de nouveaux produits (RUDOLPH *et al.*, 2017). Il est réalisé pour le retraitement des déchets de plastique post-consommation et pré-consommation (déchets de fabrication) en produits utilisables.

Le recyclage post-industriel ou pré-consommation des plastiques peut se produire avec la plupart des produits en plastique, dans lesquels le plastique provenant par exemples de l'extrudât. Dans ce cas, les déchets industriels sont ajoutés dans le plastique vierge à l'usine de fabrication de plastique.

Le processus de recyclage post-consommation se produit lorsque des plastiques sont transformés en produits, (par exemple des bouteilles, des sacs, des pellicules, des emballages) utilisés par un consommateur, collectés par une entreprise d'élimination des déchets, transformés en granulés recyclés par une installation de récupération de matériaux, puis vendu à des entreprises de plastique.

Le processus de recyclage et le produit fini diffèrent, selon la source de déchets plastiques. En général, les plastiques ne peuvent être réutilisés qu'un nombre limité de fois avant d'être trop dégradés pour une utilisation ultérieure (GREENE, 2014).

Le recyclage des plastiques mélangés est beaucoup plus compliqué. En effet, lorsque les plastiques recyclés sont contaminés et/ou sont un mélange de différents types de plastiques, la qualité du plastique recyclé est moindre ; par exemple, le plastique peut avoir une résistance moindre (RUDOLPH *et al.*, 2017).

Le recyclage est l'un des avantages de la gestion des thermoplastiques en fin de vie. Les thermoplastiques comprennent le PET, le PEHD, le PVC, le PEBD, le PP, le PS et d'autres. La majorité du plastique recyclé est du PET et du PEHD. Le PET est utilisé pour les bouteilles de boissons gazeuses et autres. Le PET recyclé peut être remodelé pour le cerclage de matériaux et de fibres pour les vêtements ou la moquette (GREENE, 2014).

D'une part le recyclage du plastique est plus complexe que le recyclage du métal ou du verre (RUDOLPH *et al.*, 2017). Mais d'autre part les déchets plastiques présentent un avantage économique par rapport à de nombreux autres déchets solides, car ils peuvent être recyclés régulièrement (SUBRAMANIAN, 2016).

➤ Limites

Les plastiques peuvent être recyclés et réutilisés plusieurs fois. Cependant, les avantages légers des plastiques peuvent les rendre aéroportés et difficiles, pour les entreprises de gestion des déchets, de les recueillir et de les éliminer (GREENE, 2014). Le recyclage des déchets plastiques est souvent limité par la dégradation (thermique, mécanique, chimique et oxydante) qui se produit pendant le traitement. Les effets de la dégradation comprennent la réduction des propriétés physiques, les défauts de surface, l'instabilité du processus qui entraîne l'immobilisation et l'usure de la machine et l'augmentation des coûts de contrôle de la qualité.

Des méthodes de recyclage des déchets plus efficaces sont constamment mises au point (SUBRAMANIAN, 2016). Les plastiques peuvent être recyclés selon deux méthodes : le recyclage mécanique et le recyclage chimique.

1.6.1.1 Recyclage mécanique

Parmi les méthodes de recyclage, le recyclage mécanique est l'approche la plus courante et la plus souhaitable en raison de son faible coût et de sa grande fiabilité. Cette méthode permet le maintien de la structure moléculaire du polymère pratiquement intacte (GREENE, 2014 ; RUDOLPH *et al.*, 2017). Le recyclage mécanique est effectué par des moyens physiques et implique la séparation, le lavage, le broyage, la refonte et le traitement des déchets plastiques, (SUBRAMANIAN, 2016). Le recyclage mécanique peut s'effectuer pour les plastiques à base de pétrole et les plastiques à base biologique (GREENE, 2014).

Le recyclage mécanique se divise en un recyclage mécanique primaire et un recyclage mécanique secondaire, selon que les déchets proviennent respectivement de la pré-consommation ou de la post-consommation. La fabrication de déchets de plastique pré-consommation est généralement propre et d'un seul type ou du moins d'une composition connue et ne nécessite aucun autre traitement, tandis que les déchets post-consommation sont

fortement contaminés et nécessitent des étapes supplémentaires comme la collecte, le tri et le nettoyage.

Après le broyage des déchets plastiques, la principale étape de traitement est la refonte du matériau régénéré, ce qui limite l'utilisation du recyclage mécanique aux polymères thermoplastiques. Comme la refonte entraîne une dégradation de la chaîne des polymères, les matériaux vierges sont souvent mélangés à des matériaux recyclés pour réduire les effets de la dégradation sur les propriétés du produit (RUDOLPH *et al.*, 2017).

1.6.1.2 Recyclage chimique

Le recyclage chimique est utilisé pour les polymères réticulés ou pour les polymères thermoplastiques, si le recyclage mécanique ne permet pas d'obtenir une qualité suffisante (RUDOLPH *et al.*, 2017). Le recyclage chimique est un processus par lequel les polymères chimiques sont récupérés des plastiques et ensuite utilisés pour produire de nouveaux polymères. Le processus de conversion chimique se fait habituellement à des températures élevées en absence d'oxygène (GREENE, 2014).

Des procédés chimiques sont utilisés pour convertir les chaînes de polymères en composés de faible masse moléculaire ou, dans certains cas, en monomères de plastique d'origine (matière première). Les monomères peuvent être utilisés pour la polymérisation afin de générer à nouveau le polymère d'origine, tandis que les composés de faible masse moléculaire sont utilisés comme matière première pour l'industrie pétrochimique. Les procédés courants pour cette méthode de recyclage sont l'hydrolyse et la dépolymérisation (RUDOLPH *et al.*, 2017). Le procédé de recyclage chimique peut être utilisé pour les plastiques à base de pétrole et les plastiques à base biologique (GREENE, 2014).

En raison des grandes quantités d'énergie et de produits chimiques consommés par ces procédés, le recyclage chimique n'est économiquement et écologiquement raisonnable que pour un nombre très limité de polymères tels que le méthacrylate de polyméthyle et le PET (RUDOLPH *et al.*, 2017).

Des études approfondies ont été réalisées sur la dégradation glycolytique des déchets de PU. Dans un procédé glycolytique, les déchets de PU en poudre sont suspendus dans un glycol à chaîne courte et à une température de 185 à 2108 C° dans l'atmosphère d'azote. La réaction de glycolyse se produit par transestérification de groupes de carbonates de PU (figure 6).

Le produit de réaction est principalement un mélange de glycols et ne nécessite aucune autre séparation des composants, contrairement au procédé hydrolytique. Le coût de production d'un tel polyol recyclé serait suffisamment bas pour rendre le procédé économiquement viable. Les polyols mélangés résultant de la dégradation glycolytique des déchets de PU conviennent principalement à la production de mousse dure, telle que la mousse isolante pour les maisons (CHANDA et ROY, 2009).

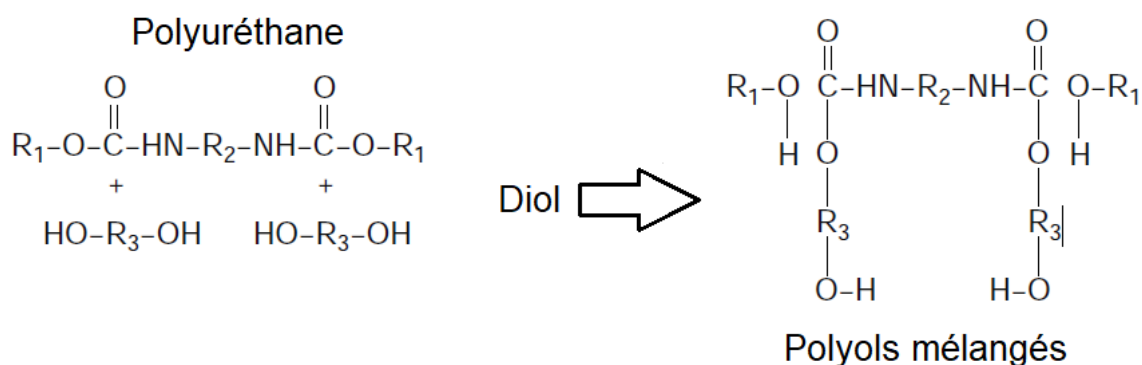


Figure 6 : Alcoolyse de déchets de polyuréthane, Par l'action d'alcools à petites chaînes (par exemple, diol), le PU est décomposé donnant des polyols homogènes, liquides et mélangés. (CHANDA et ROY, 2009)

1.6.2 Compostage

Le compostage industriel est un procédé thermophile chimique qui convertit les matières organiques en dioxyde de carbone, en eau et en biomasse. Le compost industriel se produit à des températures thermophiles comprises entre 50 C et 60 °C. Le milieu du compost est chaud et humide avec une teneur en humidité comprise entre 45 % et 55 %.

Le compost industriel est une bonne option pour les plastiques compostables, mais pas les plastiques traditionnels. Les plastiques compostables se dégradent dans les installations de compostage (conditions de compostage industriel). Les microorganismes présents dans le sol ou dans le compost dégradent le polymère. Les plastiques compostables sont définis selon la norme ASTM D6400 comme des matériaux qui subissent une dégradation par des processus biologiques pendant le compostage pour produire du dioxyde de carbone, de l'eau, des composés inorganiques et la biomasse, et ne laissant aucun résidu visible ou toxique (GREENE, 2007 ; GREENE, 2014). Le processus de compostage peut être utilisé pour les plastiques à base biologique s'ils sont certifiés compostables (GREENE, 2014).

1.6.3 Incinération

L'incinération consiste à brûler des déchets plastiques qui aboutissent à la production de gaz toxiques (SHAHNAWAZ *et al.*, 2019).

Dans de nombreux pays, l'incinération est une méthode traditionnelle et disponible pour réduire les différents déchets plastiques. C'est un procédé attrayant qui permet non seulement de réduire le volume de déchets solides, mais aussi de réduire la charge sur les sites d'enfouissement et les autres opérations d'élimination. L'incinération n'est pas une méthode d'élimination finale, car elle nécessite la mise en décharge ou d'autres moyens pour recevoir les résidus solides. L'incinération peut produire une pollution atmosphérique toxique, et les sites d'enfouissement satisfaisants sont limités.

L'incinération présente des avantages tels que :

- la réduction efficace du volume de déchets solides (SUBRAMANIAN, 2016),
- le transfert des déchets en énergie : les sources de carbone dans le plastique peuvent être une source de combustible pour plusieurs types de processus de conversion des déchets en énergie, y compris les déchets municipaux en énergie, le haut fourneau et le four à ciment (GREENE, 2014).

D'autre part les inconvénients de l'incinération sont les coûts d'investissement et d'exploitation élevés et l'impact environnemental comme la pollution atmosphérique (SUBRAMANIAN, 2016).

1.6.4 Opération d'enfouissement

Le procédé d'enfouissement est l'option de fin de vie la plus courante pour les plastiques mais la dégradation du plastique n'est pas effectuée conformément aux attentes car il n'y a pas suffisamment d'oxygène pour décomposer le plastique par les microorganismes (GREENE, 2014 ; SHAHNAWAZ *et al.*, 2019). Les plastiques peuvent être jetés et envoyés aux sites d'enfouissement locaux pour l'élimination (GREENE, 2014).

Parmi toutes ces méthodes, la méthode de biodégradation est considérée comme la seule méthode qui est significativement rentable et valable au niveau économique et écologique (SHAHNAWAZ *et al.*, 2019). Cette approche sera traitée au niveau de deuxième chapitre.

Chapitre II

Dégradation environnementale des plastiques

2 Dégradation environnementale des plastiques

L'accumulation de rejets de toutes sortes dans l'environnement est devenue un sujet de préoccupation majeure depuis plusieurs décennies (PELMONT, 2005). Les matières plastiques à base de pétrole représentent les polluants les plus alarmants en raison de leur impact sur l'écosystème mondial et sur la santé animale et humaine (SANCHEZ, 2019). La résistance et la non-biodégradabilité rendent la gestion des déchets plastiques très critique. Les plastiques demeurent à perpétuité lorsqu'ils sont éliminés dans des sites d'enfouissement ou des décharges à ciel ouvert (YOGALAKSHMI et SINGH, 2020). Il devient urgent d'éliminer les déchets plastiques de l'environnement pour surmonter la crise environnementale de la pollution plastique (SANCHEZ, 2019). Les options pour gérer ces déchets plastiques sont l'incinération, l'enfouissement, le recyclage et la dégradation. La dégradation du plastique étant la voie la plus privilégiée car elle ne cause pas des dommages environnementaux à long terme (YOGALAKSHMI et SINGH, 2020).

Les polymères plastiques peuvent être décomposés à des degrés variables tant physiquement que biologiquement avec une génération minimale de composés propices au métabolisme à l'intérieur des cellules (WILKES et ARISTILDE, 2017). La dégradation des plastiques est un processus très lent, qui peut être effectuée par des processus de dégradation abiotique comme première étape (photo-dégradation, dégradation thermo-oxydative, dégradation hydrolytique) contribuant généralement à l'obtention de microplastiques et aussi par des processus de dégradation biotique (biodégradation) réalisés par des micro-organismes (bactéries et champignons) capables de dégrader les matières plastiques, que ce soit sous forme de microplastiques ou sous forme de matériau brut n'ayant subi aucune pré-dégradation (DEVI *et al.*, 2016 ; WILKES et ARISTILDE, 2017 ; YOGALAKSHMI et SINGH, 2020). Ces processus de dégradation peuvent se faire dans divers milieux, notamment dans les milieux marins ; ils sont les plus étudiés car les plastiques représentent le constituant principal des débris marins variant de 62 à 87 % du poids total des polluants marins (AGAMUTHU *et al.*, 2019 ; LITTERBASE, 2020). Les plastiques sont généralement déplacés dans les océans par les vents et les courants de surface dominants (ERIKSEN *et al.*, 2014).

2.1 Dégradation abiotique

La dégradation abiotique comprend les processus physiques et/ou chimiques qui entraînent la modification des propriétés avec des modifications intramoléculaires dans le polymère sans intervention de microorganismes. Elle permet de réduire d'une manière considérable le poids moléculaires moyen du polymère (ANDRADY, 2011 ; SIVAN, 2011). Les plastiques de poids moléculaire élevé utilisés dans des applications courantes, ne se biodégradent pas à un rythme appréciable et représentent un obstacle crucial ; ceci est dû au fait que les espèces microbiennes qui peuvent métaboliser ces polymères sont rares dans la nature car les gros composés polymériques ne peuvent pas être transportés à travers la membrane cellulaire des microorganismes (ANDRADY, 2011 ; URBANEK *et al.*, 2018). Ainsi, la dégradation abiotique permet de générer des composés pouvant être pris en charge par les micro-organismes.

La dégradation abiotique est réalisée dans l'environnement sous l'effet de la combinaison de différents facteurs : le rayonnement solaire, la chaleur et le froid, l'humidité, l'oxygène et les contaminants atmosphériques ; ces facteurs causant la détérioration et l'altération des matériaux par divers mécanismes produisant par la suite d'autres nouveaux composés organiques plus petits dit « microplastiques », suivant les critères ci-dessous :

- Longueurs d'onde spécifiques et quantité de rayonnement solaire que les matériaux sont capables d'absorber ;
- Force des liaisons chimiques dans le plastique par rapport aux énergies photoniques du rayonnement solaire absorbé ;
- Processus de réactions favorisés par la chaleur, l'humidité et d'autres facteurs météorologiques (Figure 7) après la rupture des liaisons (SEARLE, 2003).

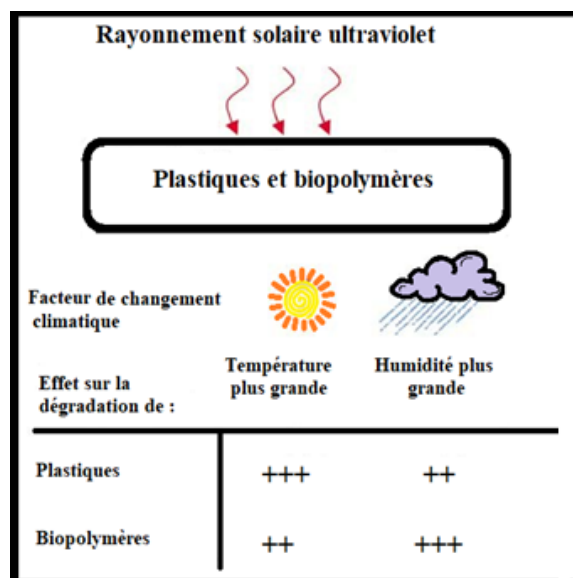


Figure 7 : Influence des conditions météorologiques sur la dégradation abiotique des plastiques (ANDRADY *et al.*, 2003).

2.1.1 Les mécanismes de dégradation abiotique

2.1.1.1 La photo-dégradation et dégradation photo-oxydative

La photo-dégradation est un processus de dégradation abiotique qui se réalise en présence d'énergie lumineuse qui affecte un matériau (YOUSIF et HADDAD 2013 ; MCKEEN, 2019). La lumière qui frappe la surface en plastique est essentiellement réfléchiée loin de la surface ou absorbée ; la lumière absorbée est le facteur le plus important dans l'induction de ce processus, il dépend de la longueur d'onde, de l'intensité et de l'angle d'incidence (MCKEEN, 2019). La photo-dégradation d'une molécule photodégradable est donc causée par l'absorption des photons par le groupement approprié présent dans la molécule du polymère. Le photon oxyde la structure chimique de la molécule provoquant ainsi un clivage des liaisons. Cela induit par la suite des altérations et la décomposition de la molécule, d'une manière irréversible, donnant lieu à de minuscules fragments, d'où la réduction du poids moléculaire (BROWNE *et al.*, 2007 ; YOUSIF et HADDAD 2013).

La lumière est constituée de plusieurs rayonnements lumineux différents. Les rayons UV sont les principaux inducteurs de la photo-dégradation, car ils possèdent suffisamment d'énergie pour provoquer des modifications au niveau du polymère plastique (MCKEEN, 2019). Ces modifications sont souvent la principale raison de la décoloration, de l'altération

(perte de brillance et des propriétés mécaniques) et du jaunissement des plastiques (YOUSIF et HADDAD 2013 ; PLUMMER, 2014).

La photo-dégradation commence principalement lorsque les rayonnements UV frappent la surface du polymère et causent la perte d'un atome d'hydrogène, cela génère un radical libre, instable et réactif (MCKEEN, 2019). La présence de chromophores dans un matériau améliore l'absorption du rayonnement UV, générant des espèces radicales qui amorcent la dégradation (BREBU, 2020). Par contre, la structure du PVC (Figure 8) inclus trois liaisons qui sont C-H, C-Cl et C-C, et aucune de ces liaisons ne peut être brisée par l'énergie du rayonnement présent dans les rayons du soleil. Cela confère au PVC la caractéristique de stabilité et durabilité à l'extérieur (MCKEEN, 2019).

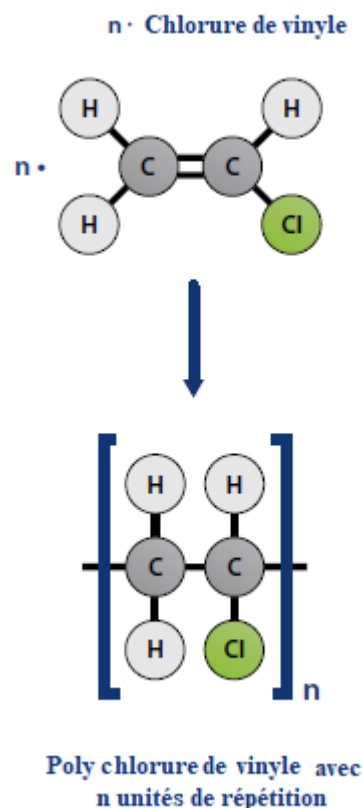


Figure 8 : Formule structurale du polymère PVC, et son monomère VCM (chlorure de vinyle monomères) (BONTEN, 2019).

La photo-dégradation peut se produire en absence d'oxygène (rupture de chaîne ou réticulation) et en présence d'oxygène (photo-oxydation) (YOUSIF et HADDAD, 2013).

La photo-dégradation par des UV est généralement dominée par des réactions d'oxydation dues à la présence d'oxygène atmosphérique, qui est initiée par l'absorption de photons UV de haute énergie ; c'est le processus de photo-oxydation (PLUMMER, 2014).

En général, la dégradation naturelle du plastique commence par la photo-dégradation, qui entraîne une dégradation thermo-oxydative. La lumière ultraviolette du soleil fournit l'énergie d'activation nécessaire pour initier l'incorporation d'atomes d'oxygène dans le polymère (ANDRADY, 2011).

La photo-oxydation peut être divisée en trois étapes principales :

- Initiation (scission de la chaîne de polymères et formation de radicaux libres).
- Propagation (auto-oxydation).
- Terminaison (formation de produits inertes) (BHUVANESWARI, 2018).

La plus grande partie de la dégradation photo-oxydative se produit dans la gamme de longueurs d'onde UV du rayonnement solaire (298–420 nm (nanomètres)), et comme la lumière UV est absorbée rapidement par l'eau, les plastiques prennent généralement beaucoup plus de temps à se dégrader en mer que sur terre (Andrady *et al.*, 2003 ; HAMMER *et al.*, 2012). Toutefois, le taux de dégradation dépend de la température ambiante ainsi que du type de polymère, des additifs incorporés dans le plastique et des charges portées par ce dernier (RYANE, 2015).

2.1.1.2 Vieillissement thermique et thermo-oxydatif

La thermo-oxydation ou vieillissement thermique désigne le processus de dégradation des polymères par l'énergie thermique impliquant des modifications sur ces derniers. Ce processus est responsable donc d'altérations irréversibles de la structure et de la composition du matériau polymère, ainsi qu'une diminution du poids moléculaire du plastique exposé à des températures qu'ils sont généralement susceptibles de rencontrer en service (PLUMMER, 2014 ; DEVI *et al.*, 2016). Les températures de surface des matériaux exposés sont plus élevées que celles de l'atmosphère environnante. Une grande partie du rayonnement absorbé est convertie en chaleur, et la quantité absorbée est étroitement liée à la couleur. La température d'un matériau exposé dépend de la quantité de rayonnement absorbé, de l'émissivité du matériau, de la conduction thermique à l'intérieur et de l'échange de chaleur avec l'environnement par conduction et convection (SEARLE, 2003).

Le vieillissement thermique peut résulter d'une combinaison de charges mécaniques et de changements chimiques, parmi lesquels l'oxydation par contact avec l'oxygène atmosphérique, et dans ce cas on parle de thermo-oxydation ou vieillissement thermo-oxydatif (PLUMMER, 2014 ; DEVI *et al.*, 2016). Le vieillissement thermo-oxydatif est un processus radicalaire en chaîne, qui affecte principalement des polymères organiques, présentant un caractère auto-entretenu par la décomposition des hydroperoxydes qui est la source de nouveaux radicaux libres dans la matrice induisant des changements structuraux irréversibles. La thermo-oxydation a été largement étudiée dès qu'il a été constaté que la modification des propriétés du polymère et sa durabilité étaient en lien étroit avec la température d'utilisation et la présence de l'oxygène dans l'air. Les vitesses des réactions d'oxydation dépendent de la disponibilité du polymère, de la concentration en oxygène et de la température (GIGLIOTTI *et al.*, 2014 ; OKAMBA, 2015).

La thermo-oxydation conduit généralement à l'apparition d'une couche superficielle, dans laquelle un gradient de propriétés mécaniques peut être mesuré (PECORA *et al.*, 2016). Des observations par microscopie optique montrent la formation d'une couche oxydée assez mince (de l'ordre de centaines de micromètres) située près de la surface exposée à l'environnement déduisant ainsi que la dégradation s'effectue principalement au niveau de la couche oxydée (touchée par l'O₂) (GIGLIOTTI *et al.*, 2014).

Plusieurs études ont montré que les dommages causés par le vieillissement thermo-oxydatif sont beaucoup plus nombreux que ceux causés par le vieillissement thermique, car la présence de l'O₂ dans le milieu favorise fortement la dissociation des liaisons et ainsi la dégradation des composés. C'est le cas de l'étude menée par LIU *et al.* (2020), sur les élastomères tétrafluoroéthylène-propylène (FEPM) à des températures supérieures à 300 °C, a montré que la résistance à la traction, qui est liée à la rupture des chaînes moléculaires, diminue beaucoup plus lors de la thermo-oxydation (Figure 9). En outre, le changement à la rupture a été mesuré montrant que, dans les conditions de dégradation thermo-oxydative, le réseau de réticulation a été gravement endommagé, ce qui indique la diminution de l'allongement à la rupture. Par contre dans les conditions de thermo-dégradation, l'allongement à la rupture maintenait des valeurs proches de celles de l'état initial après 100 h. La stabilité thermique du polymère a diminuée de manière drastique durant le vieillissement thermo-oxydatif, en comparaison avec le vieillissement thermique.

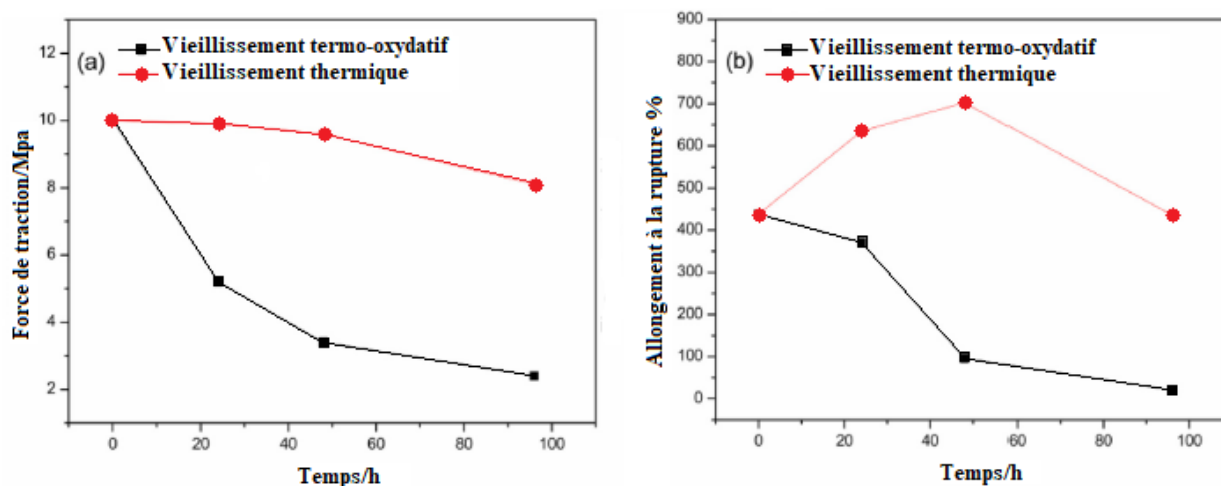


Figure 9 : Résistance à la traction (a) et allongement à la rupture (b) du FEPM, après vieillissement à 300 °C (LIU *et al.*, 2020).

2.1.1.3 La dégradation ou vieillissement hydrolytique

Plusieurs variables liées à l'exposition aux intempéries peuvent exercer des forces physiques sur les plastiques exposés, notamment l'humidité qui, sous forme de pluie ou de vapeur, peut être absorbée par les plastiques (MCKEEN, 2019). Les effets d'un milieu humide sur la corrosion des métaux est connu depuis longtemps, mais en ce qui concerne les matériaux polymères, les effets sont moins bien connus car ils peuvent se manifester de différentes manières et à long terme sur plusieurs années. Cette dégradation repose sur la diffusion des molécules d'eau à l'intérieur du matériau avec éventuellement une modification de la structure macromoléculaire de celui-ci (plastification, gonflement, etc.) et/ou un effet chimique se caractérisant par des réactions d'hydrolyse des liaisons labiles telles que celles retrouvées dans des polyesters, des polyamides, des polycarbonates, des polyuréthanes et autres (SEARLE, 2003 ; EL AIDANI, 2012 ; NIAOUNAKIS, 2017). D'autres plastiques, comme le nylon, ont des caractéristiques hygroscopiques qui leurs permettent d'absorber l'humidité et qui sont donc moins sensibles à l'humidité (SHRIVASTAVA, 2018).

L'absorption d'eau provoque des changements dimensionnels dus au gonflement (MCKEEN, 2019). L'eau absorbée, en augmentant le volume des couches superficielles, entraîne des contraintes de compression et de traction conduisant à la fatigue, la fissuration et à la perte d'adhérence des revêtements (SEARLE, 2003 ; MCKEEN, 2019). Comme l'absorption d'eau est un processus contrôlé par diffusion, il peut prendre des semaines ou des

mois pour atteindre l'équilibre dans les formes épaisses de matériaux polymères en raison de la lenteur des taux de diffusion. La durée pendant laquelle les précipitations se produisent et le temps pendant lequel l'échantillon est exposé à l'humidité sont plus importants que la quantité totale de précipitations. Ainsi, l'effet de l'humidité est sensiblement plus important lorsque la quantité totale de précipitation est répartie sur une période plus longue. Ainsi, la profondeur de pénétration de l'humidité dans le matériau dépend de son coefficient de diffusion et de la période de cycle (SEARLE, 2003). La température joue aussi un rôle dans ce processus. L'humidité pourrait se déposer dans les fissures et l'action gel-dégel de l'humidité absorbée et les fluctuations de température ajoutent aux contraintes internes de la pièce (SHRIVASTAVA, 2018).

2.1.2 Dégradation abiotique de quelques matériaux polymères courants

La dégradation causée par l'altération limite souvent la durée de vie utile des composants fabriqués à partir de matériaux polymères (PATRICK, 2005).

2.1.2.1 Dégradation abiotique du PVC

Avec le PVC, les raisons de la détérioration des propriétés sont généralement la scission de la chaîne, la réticulation et la déshydrochloration qui se produisent à la suite de réactions photochimiques impliquant des photons solaires UV et de l'oxygène atmosphérique (PATRICK, 2005). Bien que les unités structurales du polychlorure de vinyle n'absorbent pas le rayonnement UV solaire, l'environnement a un effet nocif sur le polymère. Son instabilité est due aux impuretés absorbant les UV formées pendant la polymérisation et le traitement (SEARLE, 2003).

Concernant le PVC souple, la perte de plastifiant pendant l'altération entraîne une détérioration des propriétés. Contrairement à d'autres polymères, l'humidité n'est pas un facteur important de la dégradation du PVC lui-même. Cependant, l'effet de l'humidité sur les additifs peut être un facteur important dans l'altération du PVC. Par exemple, l'activité photocatalytique du dioxyde de titane (TiO_2) dans le PVC pigmenté exposé à l'extérieur dépend de la présence et de la quantité de pluie (SEARLE, 2003). Les réactions chimiques peuvent être accélérées par des températures élevées causées par l'effet de réchauffement du soleil (PATRICK, 2005).

2.1.2.2 Dégradation du polycarbonate

Le polycarbonate (PC) est plus stable, en présence de rayonnements UV, que les polyoléfines et le PVC. Cependant, l'exposition prolongée à l'extérieur de PC conduit à des changements dans la masse molaire, la réduction des propriétés mécaniques, en particulier la force d'impact, et le jaunissement, propriétés qui peuvent être très importantes dans certaines applications. Le mécanisme de photodégradation du polycarbonate dépend des longueurs d'onde initiatrices. La dégradation se produit par voie photolytique lorsque le PC est directement excité par les longueurs d'onde absorbées par les groupes chromophoriques de carbonate aromatique. Généralement, ce mécanisme est déclenché à des longueurs d'onde inférieures à environ 310 nm (SEARLE, 2003).

2.1.2.3 Dégradation des polyesters

La stabilité photo-oxydative des polyesters aliphatiques est généralement plus élevée que celle des polyoléfines, bien que des mécanismes de dégradation similaires soient impliqués. Le polyester aromatique thermoplastique, le polyéthylène téréphtalate (PET) et le polybutylène téréphtalate (PBT), sont intrinsèquement plus résistants à la lumière que les polyuréthanes ou les polyamides. Cependant, l'altération prolongée modifie les propriétés chimiques et mécaniques en raison de la scission de la chaîne au niveau de la liaison unique carbone-oxygène du groupe ester dans la colonne vertébrale du polymère. Il conduit au jaunissement, à l'affaissement de la surface, à la fragilité et à la réduction de la résistance à la traction (SEARLE, 2003). Toutes ces actions conduisent à l'altération et à la fragmentation des macro-débris plastiques en morceaux plus petits et plus abondants souvent invisible à l'œil nu, appelés microplastiques secondaires, qui à leur tour peuvent subir une dégradation supplémentaire généralement à médiation microbienne (biodégradation) (ANDRADY, 2011 ; MOUNEYRAC *et al.*, 2017).

2.2 Dégradations biotiques ou biodégradation

2.2.1 Définition de la biodégradation

La biodégradation est un processus de décomposition des polymères par l'action des micro-organismes. Cette décomposition se produit suite d'une altération des propriétés de structure physiques ou chimiques des polymères plastique en utilisant l'action transformatrice des

enzymes microbiens (voie prédominante) qui s'initie généralement dans la partie externe du microorganisme (GLASER, 2019).

La biodégradation peut se produire dans un environnement de compost industriel pour les plastiques biodégradables ; elle est métabolisée par des bactéries, présentes dans le compost, en un court laps de temps. De même, dans le milieu marin si les bactéries dans l'eau de mer métabolisent une grande partie du plastique en peu de temps (GREENE, 2014).

Dans la nature, la biodégradation microbienne des plastiques est la seule voie possible pour atteindre la minéralisation ; aboutissant à la production de dioxyde de carbone (CO_2), de méthane (CH_4) et de l'eau (H_2O) (DIMITROV *et al.*, 2011 ; MAIER et GENTRY, 2015 ; PAÇO *et al.*, 2017).

2.2.2 Facteurs influençant la biodégradation

2.2.2.1 Le matériau plastique

La biodégradabilité d'un matériau plastique est la capacité d'un matériau à se décomposer après des interactions avec des éléments biologiques (GOSWAMI et O'HAIRE, 2016). Cette capacité est directement liée à la nature, la structure et la composition chimique du polymère, qui sont cruciales pour déterminer le devenir de la dégradation du plastique (YOGALAKSHMI et SINGH, 2020).

Le poids moléculaire est l'un des facteurs limitant de la biodégradation, car les grands composés ne peuvent être transportés à travers la membrane cellulaire des microorganismes (WILKES et ARISTILDE, 2017 ; GLASER, 2019 ; YOGALAKSHMI et SINGH, 2020).

La cristallinité des polymères peut jouer un rôle important lors de la colonisation et la fixation microbienne à la surface des polymères ; la colonisation microbienne augmente avec la diminution de la cristallinité. Ainsi, la souplesse du matériau joue un rôle important dans la biodégradation des polymères. Plus un polymère est flexible, plus il est accessible aux microorganismes (DEVI *et al.*, 2016). Cette fixation dépend des caractéristiques de surface ; les microorganismes ont tendance à se fixer sur les larges surfaces (AHMED *et al.*, 2018 ; GLASER, 2019).

Aussi, l'hydrophilie des polymères influence positivement leur biodégradabilité (RAMONE, 2015). En effet, un polymère hydrophile peut être considéré comme un polymère

avec des interactions favorables avec l'eau, conduisant à sa solubilité et facilitant ainsi sa biodégradation. Il est à noter toutefois, que la solubilité dans l'eau dépend du type de polymère, de son poids moléculaire et de sa concentration dans l'eau (SCHMIDT, 2019). En pratique, la plupart des plastiques présents dans l'environnement sont insolubles dans l'eau et bon nombre de polymères synthétiques présents dans l'environnement aquatique, comme le PE, le PP, le PS et le PET, se dégradent très lentement ou pas du tout (KLEIN *et al.*, 2018). Aussi, tous les types de plastiques biodégradables ne sont pas complètement minéralisés dans les milieux naturels. Les polymères biodégradables englobent deux catégories de plastiques ; les biopolymères et les polymères biodégradables d'origines synthétiques.

Les biopolymères sont produits à partir de ressources renouvelables naturelles ce qui leur confère un niveau relativement élevé de biodégradabilité. C'est le cas notamment des polyhydroxyalcanoates (PHA) et de l'acide polylactique (PLA) (SIVAN, 2011).

Les polymères biodégradables synthétiques sont synthétisés au moyen de ressources non renouvelables comme le pétrole ou le gaz (LUYT et MALIK, 2019). C'est le cas par exemple de la polycaprolactone (PCL), le bisphénol S (BPS) et le PBT. La dégradation de la plupart des plastiques synthétiques dans la nature est un processus très lent à cause de leur durabilité (DEVI *et al.*, 2016). Lors de la fabrication ou du traitement des plastiques, certains additifs comme la benzophénone sont utilisés pour éviter ou minimiser la photo-dégradation des plastiques. Ces additifs affectent la sensibilité thermique et la capacité d'absorption UV du polymère qui sont généralement nécessaires pour initier la biodégradation (YOGALAKSHMI et SINGH, 2020). Par contre, les plastiques « oxo-biodégradables », utilisés pour les applications d'emballages et de films, sont à base de produits pétrochimiques avec des additifs dits « pro-oxydants » (DALUZ *et al.*, 2013). Ces additifs, de type métaux de transition, permettent de réduire la structure moléculaire du polymère, ce qui facilite la biodégradation du plastique par les microorganismes (GREENE, 2014).

2.2.2.2 Les microorganismes capables de biodégrader les plastiques (facteur biotique)

La présence des micro-organismes est la base de tout processus de biodégradation (GRIMA *et al.*, 2000). La qualité et la quantité de la population microbienne déterminent l'efficacité de la biodégradation (YOGALAKSHMI et SINGH, 2020). Le facteur le plus important est les enzymes produites par ces microorganismes ; les microorganismes peuvent dépolymériser la

substance cible et minéraliser les composés monomériques par voie enzymatique (KLEIN *et al.*, 2018 ; GRIMA *et al.*, 2000).

Les enzymes produites par les différents microorganismes peuvent avoir pour cibles des groupements chimiques variés, permettant ainsi de biodégrader certains polymères ; la biotransformation peut s'arrêter à n'importe quelle étape de la voie de biodégradation si l'enzyme appropriée, interne ou extracellulaire, n'est pas disponible (MAIER et GENTRY, 2015 ; DEVI *et al.*, 2016). Par conséquent, le manque d'enzymes de biodégradation appropriées est une des raisons courantes de la persistance des contaminants organiques, en particulier ceux qui ont des structures chimiques inhabituelles (ne sont pas reconnus par les enzymes présentes) (MAIER et GENTRY, 2015). En effet, la dégradation enzymatique dépend de la chimie des polymères, du degré de cristallinité, du poids moléculaire et d'autres facteurs structurels (BI *et al.*, 2018). Il est à noter que la biodégradation des plastiques est généralement un processus d'érosion de surface car les enzymes extracellulaires sont trop grandes pour pénétrer profondément dans le matériau polymère ; leur action se limitera à la surface du polymère (GAJENDIRAN *et al.*, 2016).

2.2.2.3 Les facteurs environnementaux (facteurs abiotiques)

Les conditions environnementales déterminent la biodiversité microbienne dégradant le polymère et ainsi la voie de dégradation utilisée (TOKIWA *et al.*, 2009 ; DEVI *et al.*, 2016).

Les paramètres environnementaux, comme la température, le pH (potentiel hydrogène), l'humidité, l'O₂ et les nutriments sont les conditions nécessaires à la biodégradation.

La teneur en humidité du milieu joue un rôle important pour la croissance des microorganismes ; elle est nécessaire à l'activation des microorganismes et pour le processus de dégradation. En effet, l'augmentation de la teneur en humidité, augmente la proportion de clivage hydrolytique par les microorganismes (GRIMA *et al.*, 2000 ; TOKIWA *et al.*, 2009 ; BAHL *et al.*, 2020).

Le processus de biodégradation est fortement influencé par la présence ou l'absence d'oxygène. La biodégradation dans des conditions aérobies s'avère plus rapide que dans des conditions anaérobies (YOGALAKSHMI et SINGH, 2020).

De nombreux mécanismes de dégradation engendrés par des facteurs abiotiques sont bien connus comme des initiateurs pour la biodégradation et c'est particulièrement le cas des polymères qui ne sont pas directement dégradables par les microorganismes. Ils conduisent à

la réduction du poids moléculaires des polymères et facilitent ainsi la tâche de dégradation par les microorganismes. C'est notamment la dégradation photo-oxydative induite par les rayonnements solaires et l'oxygène, la dégradation thermique par le fait de la chaleur et la dégradation hydrolytique par la force de l'eau et l'effet d'humidité.

2.2.3 Processus général de biodégradation

La biodégradation se déroule généralement en deux étapes principales : la fragmentation et l'assimilation.

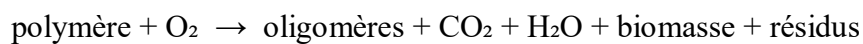
La fragmentation dite aussi dépolymérisation s'effectue habituellement en dehors du microorganisme ; les plastiques étant trop volumineux pour pénétrer la cellule microbienne et la solubilité des plastiques diminue avec l'augmentation du poids moléculaire (GRIMA *et al.*, 2000). Les microorganismes sécrètent des enzymes extracellulaires (exo-enzymes) ayant une grande réactivité (fonctionnalités oxydatives et hydrolytiques) permettant de décomposer les polymères complexes (YOGALAKSHMI et SINGH, 2020). Ces exo-enzymes (telles que les dépolymérase capables de cliver les liaisons peptidiques et les liaisons glycosidiques) agissent par clivage des chaînes latérales du polymère et la formation de plus petites unités de polymères (monomères, oligomères) (GU et GU, 2005 ; YOGALAKSHMI et SINGH, 2020).

Les petits fragments obtenus à partir de la fragmentation sont solubles dans l'eau et peuvent donc facilement traverser la membrane des microorganismes pour être utilisés comme source de carbone et d'énergie (YOGALAKSHMI et SINGH, 2020). L'assimilation ou bien la minéralisation, est un processus lent qui fait référence à la conversion complète d'un polymère (ou de tout composé organique) en dioxyde de carbone et/ou en méthane (selon l'environnement aérobie ou anaérobie), en eau et en sels (SWIFT, 2003). La formation de biofilms à la surface du plastique semble être le mode de croissance privilégié par les bactéries dégradantes du plastique. Étant donné que les polymères plastiques synthétiques (comme le PE et le PS) sont hydrophobes, la formation d'un biofilm stable exige que la surface bactérienne soit également hydrophobe (SIVAN, 2011). De plus, il a été déterminé que les cellules des biofilms sécrètent des exopolysaccharides (qui facilitent la fixation à la surface de polymère plastique) et de nombreux enzymes (oxydatives et hydrolytiques) qui contribuent principalement à la biodégradation par ces bactéries.

Le consortium bactérien symbiotique peut être plus efficace pour dégrader les plastiques car les différentes espèces présentes peuvent agir comme des agents favorisant la capacité de

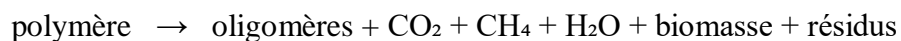
dégradation de chaque espèce (WILKES et ARISTILDE, 2017). Les bactéries appartenant aux genres *Schlegelella*, *Amycolatopsis*, *Clostridium*, *Pseudomonas* ont été signalés pour dégrader divers types de plastiques comme le PHB, PPL, PCL, PEA et PVC. Il a été constaté que les plastiques comme le polyester et le polyuréthane sont plus facilement biodégradés par les microorganismes (BAHL *et al.*, 2020).

Selon l'environnement, la dégradation biotique peut être aérobie ou anaérobie (GRIMA, *et al.*, 2000 ; BHUVANESWARI, 2018 ; LUYT et MALIK, 2019). La dégradation aérobie est amorcée en présence d'oxygène et produit de la biomasse, du dioxyde de carbone, de l'eau et de sels minéraux. Une description complète du processus de biodégradation aérobie de plastique à base de carbone peut être représentée par la réaction suivante :



Les oligomères nouvellement formés sont convertis à leur tour en biomasse. La biomasse sera transformée par le processus de minéralisation, par les microorganismes, en produits plus simples.

La biodégradation anaérobie est effectuée en absence d'oxygène et produit du méthane, du dioxyde de carbone, de l'eau et des sels minéraux, selon la réaction suivante :



La biodégradation anaérobie peut se produire dans l'environnement dans diverses situations. Par exemple, l'enfouissement de matériaux polymériques déclenche une série complexe de réactions chimiques et biologiques. L'oxygène entraîné dans les matériaux enfouis est d'abord appauvri par les bactéries aérobies ce qui offre des conditions propices à la biodégradation anaérobie. Les strates enfouies sont généralement recouvertes de couches de 3 m d'épaisseur qui empêchent le réapprovisionnement en oxygène. Les accepteurs d'électrons alternatifs, tels que le nitrate ou le sulfate, permettent le début de la biodégradation anaérobie. Toute introduction d'oxygène mettra fin à un processus de dégradation anaérobie établi (LUYT et MALIK, 2019).

Les deux processus de biodégradation aérobie et anaérobie (Figure 10) produisent vers la fin de la chaleur (BATORI *et al.*, 2018). La biomasse produite, par les deux processus, sera transformée par le processus de minéralisation, par les microorganismes, en produits plus

simples (LUYT et MALIK, 2019). La biodégradation rapide de nombreux polluants nécessite des stades aérobies et anaérobies. Pour la plupart des contaminants, les taux de biodégradation aérobie sont beaucoup plus élevés que les taux de biodégradation anaérobie (MAIER et GENTRY, 2015). La biodégradation complète ou minéralisation se produit lorsqu'il ne reste aucun résidu c'est-à-dire lorsque le produit d'origine est complètement converti en gaz et sels (GRIMA *et al.*, 2000).

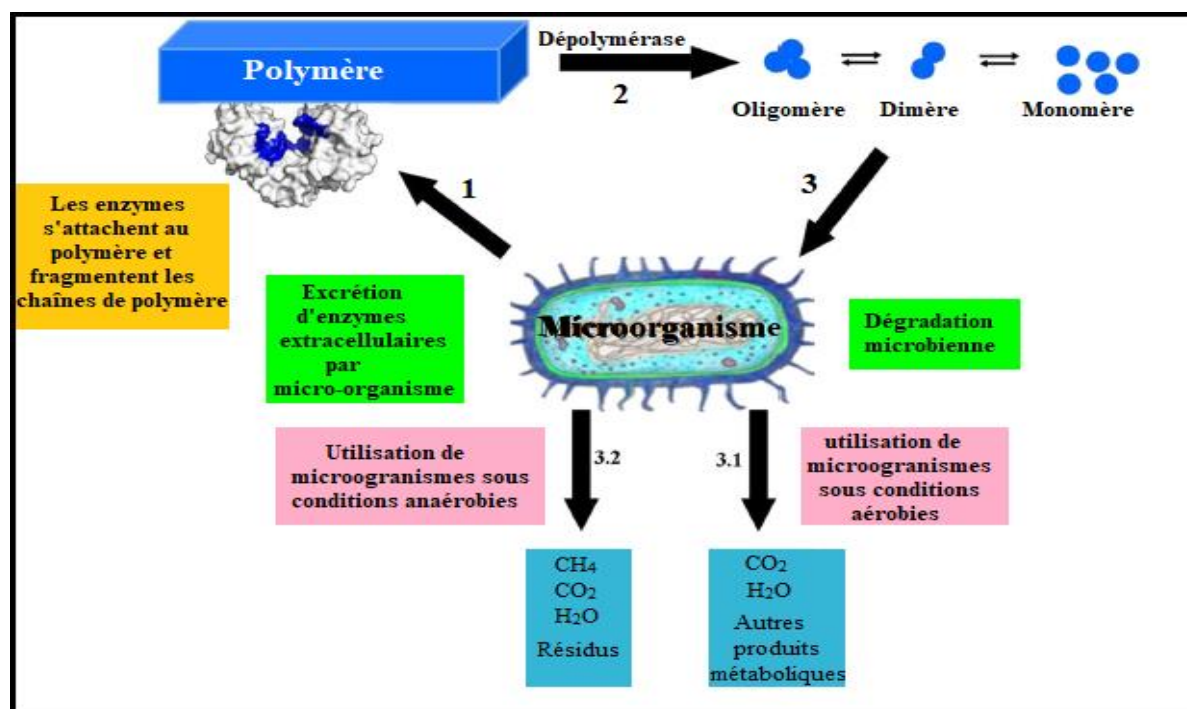


Figure 10 : Mécanismes de biodégradation de plastiques dans des conditions aérobies et anaérobies (AHMED *et al.*, 2018).

Les champignons et les bactéries ont évolué au cours de millions d'années pour développer la capacité de dégrader chaque sorte de composé organique après une période d'adaptation (GRIMA *et al.*, 2000). En effet, le début de la biodégradation des contaminants suit généralement une période d'adaptation ou d'acclimatation des microorganismes indigènes, dont la durée dépend de la structure des contaminants (MAIER et GENTRY, 2015).

Un certain nombre de micro-organismes capables de dégrader les polyoléfines, le PVC, le PUR (Le polyuréthane) et le PET ont été isolés de sites d'immersion de plastique, de déchets de pellicules de paillis, d'eau de mer, de sols contaminés par le pétrole brut ou de boues d'épuration (YANG *et al.*, 2020).

2.2.3.1 Biodégradation par les bactéries

Les bactéries sont des micro-organismes procaryotes qui peuvent être classés comme des hétérotrophes (la matière organique est utilisée comme source d'énergie et de carbone), pour certains, et des autotrophes (l'oxydation des composés inorganiques est utilisée comme source d'énergie et le dioxyde de carbone comme source de carbone), pour d'autres. Elles sont subdivisées en bactéries aérobies (ont besoin d'oxygène dissous libre pour oxyder la matière organique) et en bactéries anaérobies (utilisent d'autres composés tels que les nitrates, les sulfates, etc.) (DIMITROV *et al.*, 2011).

Bien que les bactéries ont réussi à coloniser toutes les niches environnementales de la Terre, on ne trouve qu'un petit nombre de bactéries étudiées et sélectionnées pour biodégrader des matières plastiques. La plupart des voies de biodégradation documentées ont été trouvées à la suite d'études en culture pure (DIMITROV *et al.*, 2011).

De nombreuses espèces bactériennes ont démontré leur capacité à dégrader les polymères naturels et synthétiques ainsi que les biopolymères, les utilisant comme source de carbone et d'azote, principalement par minéralisation. Ces bactéries ont été isolées de différentes sources, à savoir les boues activées, le sol, les boues anaérobies et l'eau de mer (YOGALAKSHMI et SINGH, 2020).

En 2016, une étude réalisée par Yoshida *et al.* a permis d'examiner les communautés microbiennes naturelles exposées au PET dans l'environnement. Les résultats de l'analyse d'un consortium microbien, ont abouti à l'isolement d'une nouvelle bactérie, *Ideonella sakaiensis* 201-F6, qui peut utiliser le PET comme principale source d'énergie et de carbone. Lorsqu'elle est cultivée dans un film de PET, cette souche produit deux enzymes capables d'hydrolyser le PET et l'acide mono (2 hydroxyéthyl) téréphtalique (MHET), intermédiaire de réaction. Les deux enzymes, la PETase et la MHETase, sont nécessaires pour convertir le PET en ses deux monomères inoffensifs pour l'environnement, que sont l'acide téréphtalique et l'éthylène glycol (Figure 11). En plus de ces enzymes, de courts appendices ont été observés entre les cellules et le film, les flèches dans la Figure 12 indiquent ces appendices entre la cellule et la surface du film PET ; elles peuvent aider à introduire les enzymes sécrétées dans le film. Ces données indiquent alors que la souche *I. sakaiensis* est fonctionnellement impliquée dans la dégradation du PET même si le processus de dégradation reste toujours lent (YOSHIDA *et al.*, 2016).

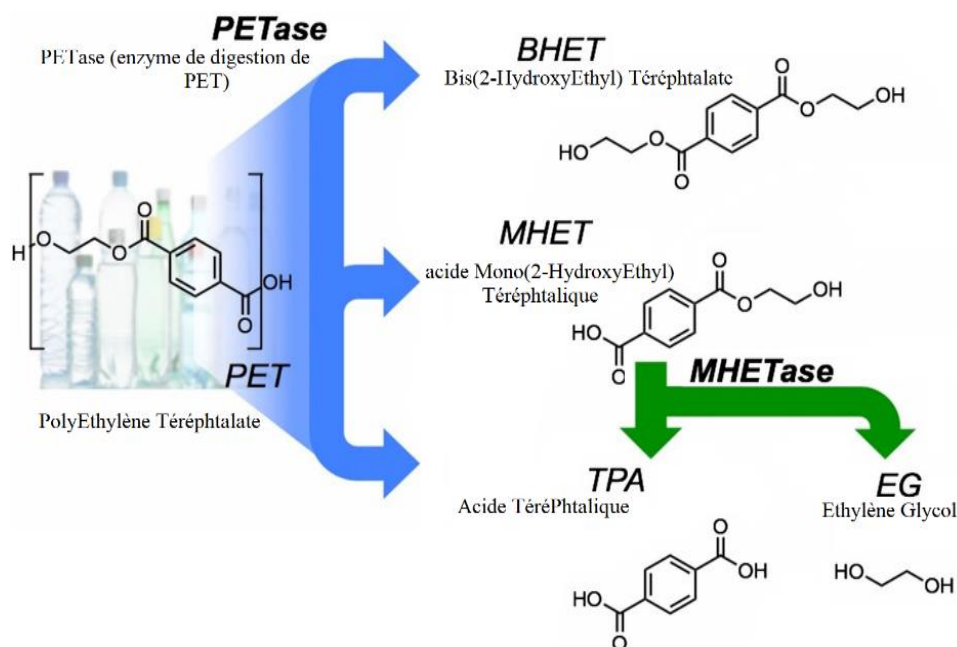


Figure 11 : Dépolymérisation du TEP par la bactérie *Ideonella sakaiensis* (AUSTIN *et al.*, 2018)

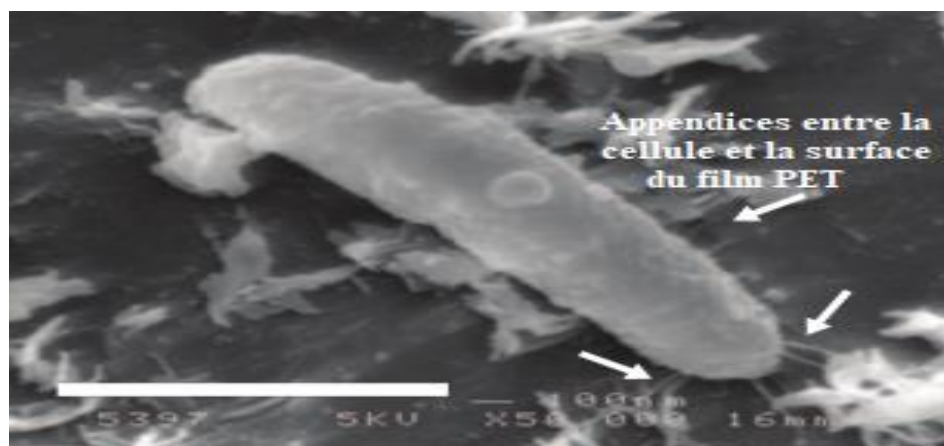


Figure 12 : Observation au microscope à balayage montrant des cellules d'*I. sakaiensis* cultivées en film PET (YOSHIDA *et al.*, 2016)

Une autre étude a montré qu'une culture bactérienne mixte composée principalement de *Bacillus sp.* et de *Paenibacillus sp.* isolées d'un site d'enfouissement pourrait aider à accélérer la dégradation des microplastiques en PE. Après la culture dans un milieu aqueux contenant des microplastiques de PE comme source unique de carbone, les résultats d'analyse, après 60 jours de traitement, ont montré une diminution de 14,7% du poids des microplastiques avec une réduction de 22,8% du diamètre moyen des particules ; la perte de poids du témoin négatif (sans inoculation) était inférieure à 5 %.

De plus, Les observations au microscope électronique à balayage (Figure 13) ont confirmées la colonisation bactérienne de la surface des microplastiques, processus indispensable pour la décomposition des microplastiques de PE ; ceci a été confirmé par les analyses GC-MS (La chromatographie en phase gazeuse - Spectrométrie de masse) et DCSO (la demande chimique en oxygène soluble) en association avec la FT-IR (Spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier). Il a également été vérifié que les particules de PE peuvent être utilisées biologiquement comme source unique de carbone et décomposées pendant la période d'essai. Ainsi, les souches *Bacillus* sp. et *Paenibacillus* sp. peuvent être considérées comme bactéries dégradantes du PE (PARK et KIM, 2019).

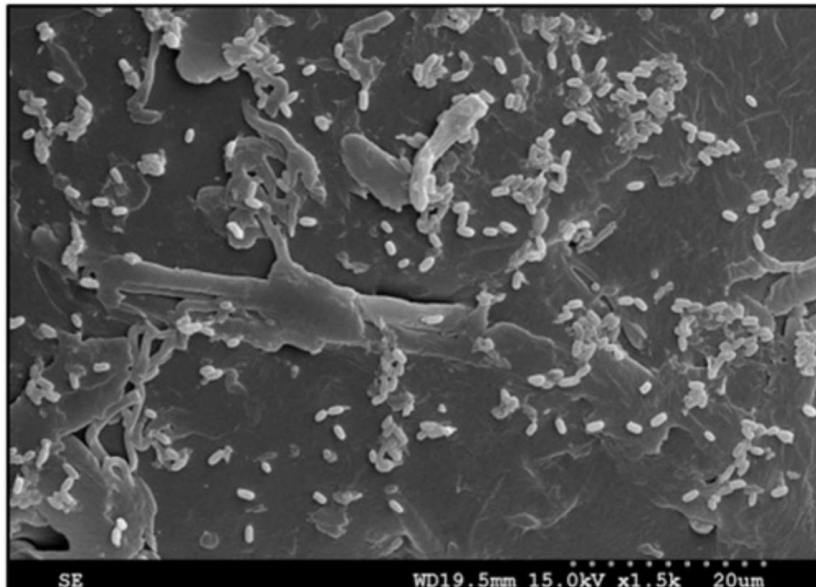


Figure 13 : Colonisation bactérienne de la surface de microplastiques de PE (PARK et KIM, 2019).

L'étude réalisée par GIACOMUCCI *et al.* (2019) a permis de sélectionner *Pseudomonas citronellolis* et *Bacillus flexus* comme microorganismes dégradants de films de PVC (Figure 14). Les résultats de l'étude ont montré que l'activité de biodégradation était principalement orientée vers les additifs et dans une moindre mesure, contre les chaînes de polymères en PVC. Les résultats de cette étude sont très prometteurs car *P. citronellolis* a pu dégrader partiellement les films en PVC après seulement 30 jours d'incubation (GIACOMUCCI *et al.*, 2019).



Figure 14 : Pellicules de PVC incubées en condition abiotique (a) et en présence de *P. citronellolis* (b) ou de *B. flexus* (c) pendant 70 jours (GIACOMUCCI *et al.*, 2019).

2.2.3.2 Biodégradation par les champignons

Les champignons constituent un royaume vaste et diversifié d'organismes eucaryotes classés morphologiquement comme levures, champignons filamenteux ou champignons dimorphiques. Ces organismes peuvent être des saprotrophes, des organismes obligatoires ou opportunistes (décomposeurs, mutualistes ou pathogènes) (SANCHEZ, 2019).

Les champignons sont caractérisés par leur structure hyphale qui leur permet de pénétrer dans les sites contaminés et de s'étendre à travers des substrats à la recherche de nutriments ; ils peuvent ainsi croître dans des endroits difficiles à atteindre par d'autres microorganismes. Ils ont aussi développé une capacité extraordinaire à s'adapter aux différents environnements. La capacité de dégradation des champignons est attribuée aux enzymes qu'ils produisent, ainsi qu'à la capacité d'adsorption et la production de biosurfactants naturels (hydrophobines) ; ces derniers leur permettent de décomposer et d'utiliser les matières plastiques pour leur croissance (SANCHEZ, 2019 ; YOGALAKSHMI et SINGH, 2020).

Les champignons sont des organismes hétérotrophes qui se nourrissent en absorbant les nutriments de l'extérieur de leurs cellules. Ils libèrent des enzymes digestives par exocytose à l'extérieur de leurs hyphes, qui décomposent les molécules macroscopiques et organiques en composés organiques plus petits pour les absorber, libérant du CO₂ et de l'H₂O dans des conditions aérobies (et du CH₄ dans des conditions anaérobies), si la minéralisation du substrat se produit (SANCHEZ, 2019).

Afin de prouver la capacité de ces microorganismes à dégrader les plastiques, plusieurs études ont été réalisées dans ce cadre et qui sont toujours en voie de développement. OJHA *et*

al. (2017) ont isolé deux souches, *Penicillium oxalicum* NS4 et *Penicillium chrysogenum* NS10, aptes à dégrader les feuilles de PE (PEHD : Polyéthylène Haute Densité et PEBD : Polyéthylène Basse Densité). Les analyses microscopiques des films ont montré des dommages morphologiques (des fosses et des fissures) dus à la formation de biofilms à la surface des films de PE HD et de PEBD (Figure 15). De plus, l'analyse FT-IR des films dégradés a montré la présence de matériaux protéiques, de polysaccharides, des alcools, des phénols, des alcanes, des amines et des alcènes, produits par les *Penicillium* composant les biofilms après 60 jours.

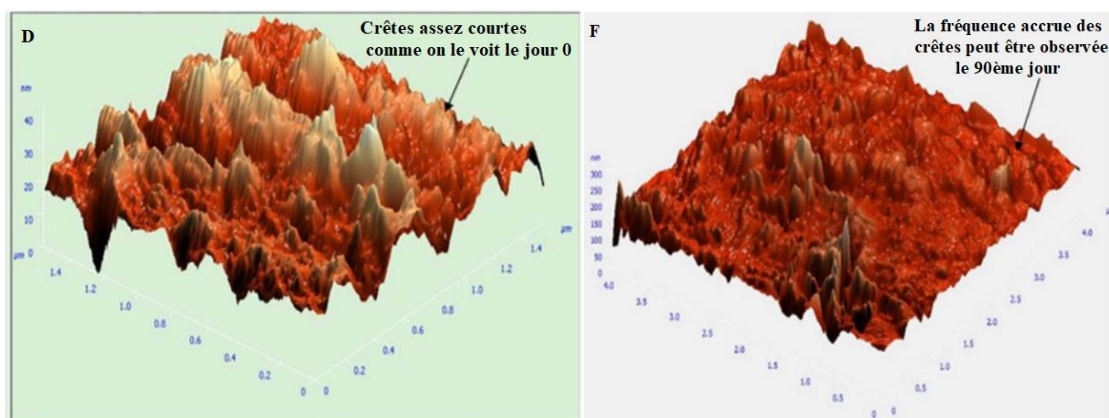


Figure 15 : Vue microscopique à force atomique 3D des feuilles dégradées PEHD et PEBD. (D) Feuille PEBD vue le jour 0 (Témoin). (F) Feuille de PEBD dégradée par NS10 après 90 jours d'incubation (OJHA *et al.*, 2017).

Une façon simple et rapide de mesurer la biodégradation des polymères est de déterminer la perte de poids. Les microorganismes qui se développent en utilisant le polymère entraînent une augmentation de poids due à l'adhérence des microbes, par la suite la perte d'intégrité des polymères entraîne une perte de poids. Une étude portant sur la biodégradation du polyéthylène de faible densité (PEBD) à l'aide de champignons isolés d'un sol d'enfouissement de déchets a permis d'identifier, par analyses d'ARNr 18S, la souche *Aspergillus clavatus* JASK1. Cette dernière a permis une perte de poids de 35 % (Figure 16) des pellicules de PEBD après 90 jours de traitement ; il n'y a pas eu de perte de poids dans le flacon témoin (GAJENDIRAN *et al.*, 2016).

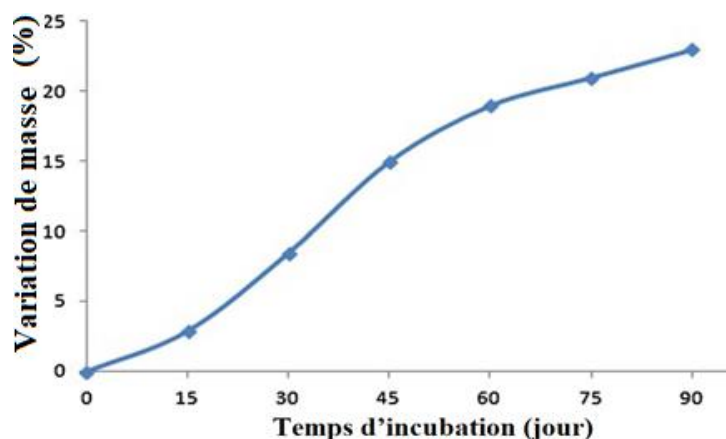


Figure 16 : Variation de masse des films PEBD incubés avec *Aspergillus clavatus* JASK1 en fonction du temps (GAJENDIRAN *et al.*, 2016).

Dans une autre étude, une souche fongique, *Aspergillus flavus* PEDX3, a été isolée comme microorganisme susceptible de dégrader l'EP, à partir du contenu intestinal des larves de teigne *Galleria mellonella*. L'efficacité de cette souche à dégrader les microplastiques de PE a été confirmée par des changements sur la surface des particules et une réduction de la masse. En outre, l'analyse FT-IR (Figure 17) a démontré la formation de nouveaux groupements fonctionnels, tels que des groupes hydroxyle, éther et carbonyle, indiquant l'effet bio-oxydant de la souche *Aspergillus flavus* PEDX3 sur les microplastiques de PE. Enfin, des enzymes de type laccase ont affiché une expression régulée pendant le processus de dégradation, indiquant leur intervention dans la dégradation du PE (ZHANG *et al.*, 2019).

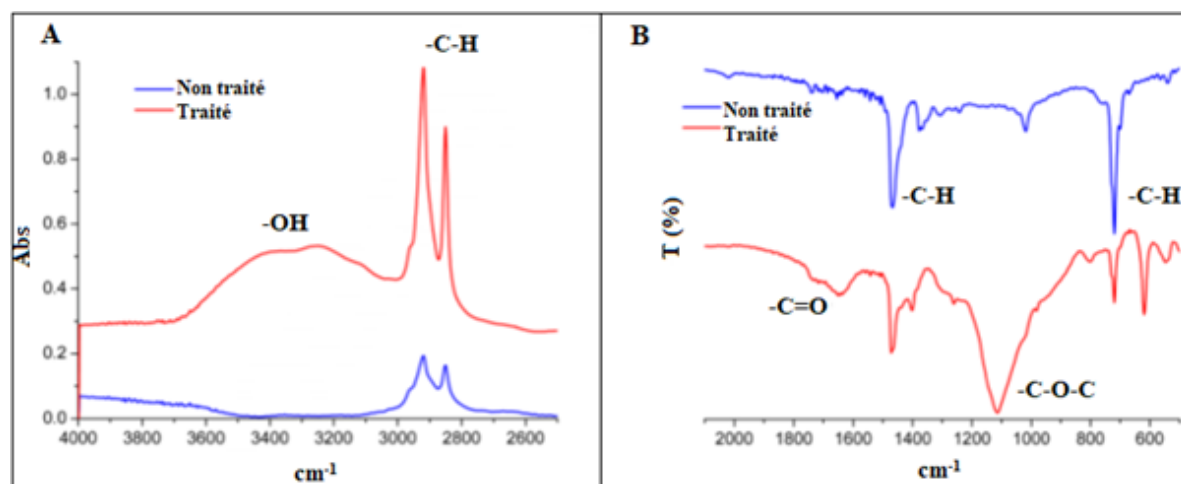


Figure 17 : Analyse FT-IR des particules microplastiques PEHD non traité et traité (PEDX3). (A) Le spectre d'absorbance avec des longueurs d'onde de 4 000 cm⁻¹ à 2 500 cm⁻¹ (B) Spectre de transmission avec des longueurs d'onde de 2000 cm⁻¹ à 500 cm⁻¹ (ZHANG *et al.*, 2019).

Des travaux visant à isoler et à caractériser des champignons dégradant le PU ont été menés et ont permis d'isoler *Aspergillus tubingensis* à partir du sol d'un site général d'élimination des déchets d'Islamabad, au Pakistan. La microscopie électronique à balayage (MEB), a confirmé la colonisation du PU par le mycélium d'*A. tubingensis*, causant une dégradation de la surface (Figure 18). La formation ou la rupture de liaisons chimiques au cours du processus de biodégradation du PU a été confirmée à l'aide de la spectroscopie ATR-FTIR (Attenuated Total Reflectance Fourier Transform InfraRed). Trois méthodes ont été testées et les résultats révèlent que la biodégradation du PU était plus élevée lorsque la méthode de culture sur plaque (la technique a consisté en une inoculation d'une plaque avec *A. tubingensis* et la recouvrir d'un film PU stérilisé. La plaque a été placée dans un incubateur à 37 °C pendant quatre jours. Après quatre jours d'incubation, le champignon a été déplacé au MSM (milieu minéral salé). Par la suite Des photographies ont été prises et des analyses MEB et ATR-FTIR effectuée) était utilisée, suivie de la méthode de culture liquide et de la technique d'enfouissement dans le sol. Il a été supposé que la biodégradation élevée est due à la disponibilité des nutriments, à la croissance élevée et à la sécrétion enzymatique sur la plaque de culture SDA (Sabouraud Dextrose Agar). Ce processus dépendait fortement du pH, de la température, de l'humidité, de la disponibilité de la source de carbone du substrat et de la capacité du microorganisme à produire des enzymes hydrolysantes (KHAN *et al.*, 2017).

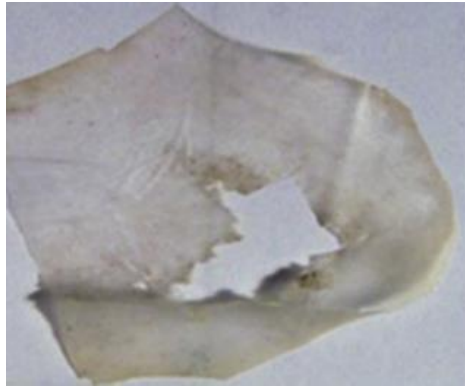


Figure 18 : Dégradation de la surface du PU après trois semaines de colonisation par *A. tubingensis* (KHAN *et al.*, 2017).

2.2.4 Dégradation des plastiques dans le milieu marin

Le plastique est reconnu comme le constituant majeur des déchets marins, représentant entre 50% à 90% des débris marins trouvés dans le monde (AGAMUTHU *et al.*, 2019). Selon les résultats d'une étude menée entre 2007 et 2013, des estimations donnent 5,25 billions de microplastiques et nanoplastiques dans le compartiment marin terrestre (ERIKSEN *et al.*, 2014). Les débris plastiques les plus courants sont les sacs, les contenants, les bouteilles et les ustensiles jetables (GREENE, 2014). Ils posent un grave problème environnemental à cause de la durabilité élevée et que le faible taux de dégradation des plastiques par altération chimique et érosion (CORCORAN *et al.*, 2009 ; ANDRADY, 2015). Dans le milieu marin, les processus de dégradation sont encore plus lents qu'à la surface, car les conditions ne sont pas optimisées pour la dégradation des polymères. Cependant, la dégradation biotique et abiotique sont possibles, mais à des échelles de temps de plusieurs décennies ou plus (GEWERT *et al.*, 2015). La biodégradabilité marine est un attribut important pour réduire l'impact de la litière plastique, mais elle varie considérablement entre les différents polymères biodégradables (SYRANIDOU *et al.*, 2019), ainsi qu'entre les différents habitats marins, y compris les plastiques dans les zones photiques tels que la surface de la mer et les plages, ou sous les zones sous-photiques tels que les colonnes d'eau, les plastiques sont exposés à différentes conditions environnementales qui accélèrent ou ralentissent leur dégradation physique, chimique et biologique (ANDRADY, 2015).

Au niveau de la zone photique la dégradation se produit principalement par des réactions de photo-oxydation (figure 19) induite par les rayonnements solaires UV (ANDRADY, 2015).

Précisément, au niveau de la surface marine, les plastiques flottants subissent une dégradation mais en une longue période (GEWERT *et al.*, 2015). Les débris de plastique flottants ont habituellement une partie immergée à l'intérieur du mètre supérieur de la colonne d'eau (CHIN et FUNG, 2019). Le revêtement plastique à la surface de l'océan est exposé à des températures modérées, au rayonnement solaire à des longueurs d'onde de 300 nm et plus, et à des conditions oxydantes (GEWERT *et al.*, 2015). Au fil du temps, seule la partie plastique exposée au soleil commence à subir une dégradation photochimique par les rayons UV, tandis que la partie fusionnée sous la surface de l'eau commence à former un biofilm. Ces polymères commencent donc à se dégrader lentement par des réactions hydrolytiques et, en raison de l'exposition aux UV, ils forment des microplastiques qui seront consommés et convertis, en polluants organiques persistants et toxiques, par la flore marine (LUYT et MALIK, 2019). La dégradation des plastiques flottants nécessite de la lumière du soleil afin de déclencher les réactions de dégradation, mais dans ce cas, la disponibilité de cette lumière est limitée en raison de l'encrassement biologique de leur surface dans l'eau de mer (biofouling) ainsi que la présence d'eau qui absorbe la plupart des rayons lumineux (ANDRADY, 2015).

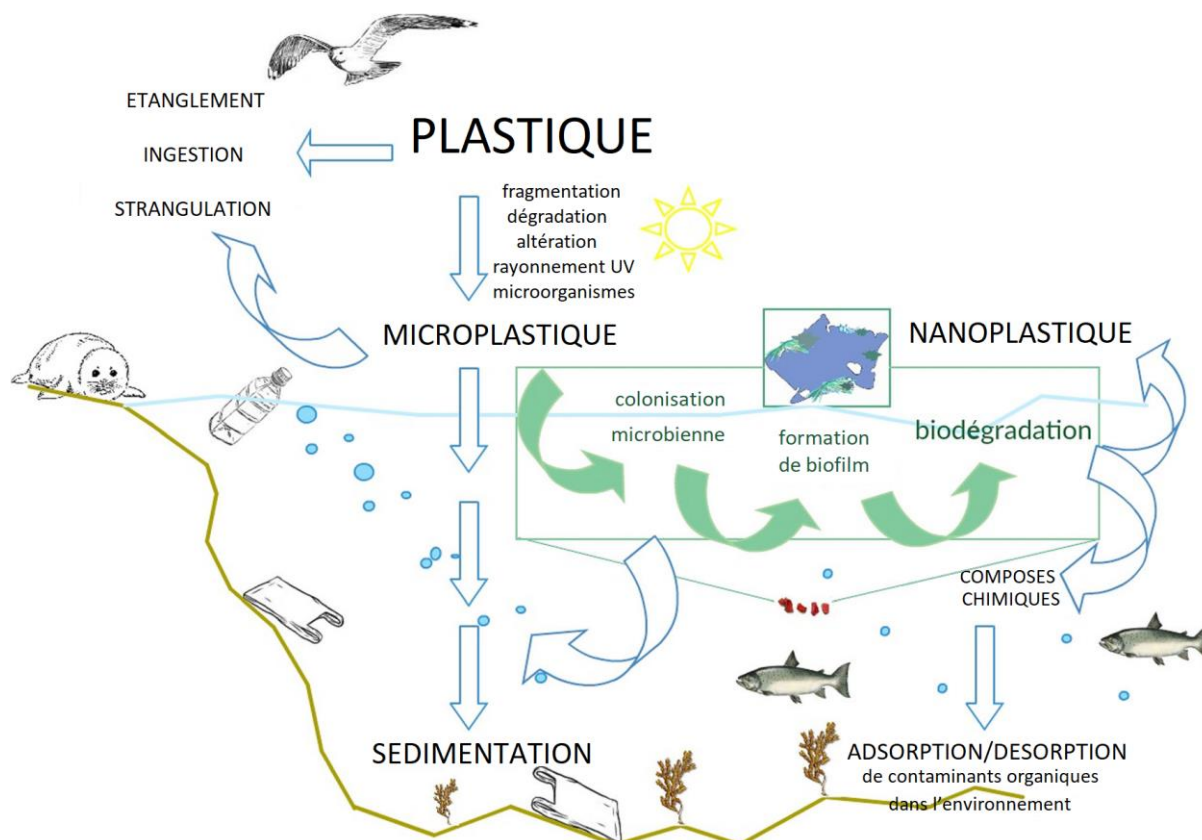


Figure 19 : Interactions possibles entre les microorganismes marins et les micro- plastiques en milieu marin (URBANEK *et al.*, 2018).

Une étude réalisée par LOBELLE et CUNLIFFE (2011) sur la formation et le développement des biofilms sur le PE immergé dans l'eau de mer, a montré que les biofilms microbiens se développent rapidement sur le plastique immergé, concordant avec des changements importants dans les propriétés physico-chimiques du plastique (hydrophobicité de surface et flottabilité), mais il n'y a aucune preuve de dégradation potentielle du plastique lors de la fixation précoce. Le plastique flottant pourrait être donc protégé des rayons UV par l'eau ou un biofilm, ce qui entraînerait une réduction de la photo-dégradation, étape essentielle pour initier la biodégradation (GEWERT *et al.*, 2015).

Au niveau d'autres régions de la zone photique tels que les régions côtières, les plages et les rivages, la dégradation des plastiques est encore plus efficace et favorisée. En effet, à la suite de dépôts sur les plages, des forces mécaniques et physiques, telles que la friction et le cisaillement pendant les mouvements de houle et des vagues ainsi que le meulage du sable, s'associant à l'exposition aux rayons solaires UV, améliorent la surface du polymère grâce à sa fragilisation et sa fragmentation éventuelle en plus petits composés, réduisant donc son poids moléculaire. Cela permet de fournir les conditions préalables à la poursuite de la biodégradation microbienne de petits fragments de plastiques (WANG *et al.*, 2016 ; OBERBECKMANN et LABRENZ, 2019).

La densité du plastique est un facteur important qui détermine la distribution des plastiques dans le milieu marin. Les plastiques ayant une densité supérieure à celle de l'eau de mer (environ $1,03 \text{ g.cm}^{-3}$) ont tendance à couler ou à être immergés, tandis que ceux qui ont une densité inférieure flotteront à la surface des eaux (CHIN et FUNG, 2019). En général, la formation des biofilms au niveau des surfaces des plastiques augmente leur densité. Les fibres microplastiques se propagent sous forme de neige marine ou par entraînement par les courants de turbidité. La « pompe biologique » influe sur le naufrage et l'enfouissement des particules de plastique touchées par la variabilité de l'abondance du plancton qui colonise les particules de plastique et les transporte jusqu'au fond marin, et au lieu de dégrader ces particules de plastique, les microorganismes augmentent la stabilité et la densité relative, des particules de plastique, au-dessus de la densité de l'eau de mer, ce qui a pour conséquences la sédimentation et la préservation à long terme, de ces particules de plastique, en tant que matériaux géologiques (ANDRADY, 2015 ; JAHNKE *et al.*, 2017 ; GABBOTT *et al.*, 2020).

La dégradation des plastiques dans la zone sous-photique et les profondeurs marines est encore plus faible, plus lente et moins efficace. Cela est dû à l'absence des conditions les plus importantes pour enclencher leur dégradation. Il s'agit principalement de l'absence des rayons solaires UV, absorbés par l'eau, ainsi que la limitation de l'approvisionnement en oxygène (ANDRADY, 2015). Les températures très basses dans la plupart des zones photiques conduisent à l'absence de photo-oxydation et de thermo-oxydation, qui font partie des déclencheurs principaux de la dégradation. En revanche, des études récentes mentionnent l'existence de communautés microbiennes, dans ces conditions défavorables, qui peuvent présenter de nombreuses caractéristiques uniques leur permettant de décomposer le plastique dans ces zones froides (URBANEK *et al.*, 2018 ; ROAGER et SONNENSCHNEIN, 2019).

En général, la décomposition biologique des plastiques par les microorganismes est négligeable dans le milieu marin, car la cinétique de la biodégradation est particulièrement lente et peu de plastiques subissent une dégradation ou minéralisation complète dans ces milieux (ANDRADY, 2015 ; CHARLES *et al.*, 2019). Mais ce processus complexe de biodégradation des plastiques récalcitrants dans le milieu marin évolue en raison de la combinaison de nombreux facteurs environnementaux en plus de la formation de biofilms microbiens sur le polymère, constitués de nombreuses espèces résistantes à ces milieux. Cette biodégradation s'exprime par l'activité enzymatique qui induit la détérioration et la fragmentation des polymères en oligomères, dimères et monomères (KUMAR *et al.*, 2019). Ces derniers pourront subir une minéralisation par les micro-organismes et produire de la biomasse (OBERBECKMANN et LABRENZ, 2019).

L'étude de Zettler *et al.* (2019) sur des échantillons de débris de plastiques prélevés, à partir de l'Atlantique Nord, et analysés à l'aide de la microscopie électronique à balayage, a permis après séquençage de caractériser les communautés microbiennes sont attachées aux débris de plastiques. Les résultats ont montré une communauté microbienne diversifiée d'hétérotrophes, d'autotrophes, de prédateurs et de symbiotes, appelée « plastisphère ». L'étude de DEVI *et al.* (2019) a permis d'isoler des bactéries marines, des régions côtières du Tamil Nadu en Inde, capables de biodégrader le PE et le PEHD, qui représentent une grave menace pour l'environnement. En se basant sur l'analyse de la perte de poids et de la viabilité, 10 isolats bactériens ont été considérés comme des dégradants du PEHD. Il s'agissait de souches *Bacillus* sp. et de *Pseudomonas* sp. capables de dégrader du polyéthylène vierge, en l'utilisant comme seule source de carbone. KUMARI *et al.* (2018) ont étudié la déstabilisation de la structure du

polyéthylène et du chlorure de polyvinyle par des souches bactériennes marines. Cette étude basée sur la sélection d'une souche marine AIIW2 qui par la suite identifiée comme une souche appartenant au genre *Bacillus* (une similitude de 97,39% a été constatée après analyse de la séquence ARNr16S et analyse phylogénique). Cette souche s'est avérée capable de dégrader différents échantillons de plastiques. La biodégradation du PE et du PVC a été mise en évidence par les études spectrales infrarouge à transformée de Fourier (Figure 20) ; la présence de la souche *Bacillus* sp. AIIW2 ayant induit la modification de la texture de surface par altération de groupements après 90 jours de traitement. Il s'agit notamment de vibrations de flexion de la chaîne alcalines ($-\text{CH}_2$ et $-\text{CH}_3$) et des régions de carbonyle ($-\text{CO}$) dans les films LDPE et HDPE, alors qu'il y avait un léger étirement dans les régions hydroxyles ($-\text{OH}$) d'acide carboxylique dans le PVC. Cependant, l'activité bactérienne était plus élevée sur le PEBD et le PEHD que sur le film de PVC, ce qui pourrait être dû à la présence d'atomes de chlore dans la structure du PVC. Le résultat a démontré que la souche bactérienne (AIIW2) est un candidat capable d'adhérer (Figure 21) et déstabiliser la structure plastique en l'utilisant comme source unique de carbone (KUMARI *et al.*, 2018).

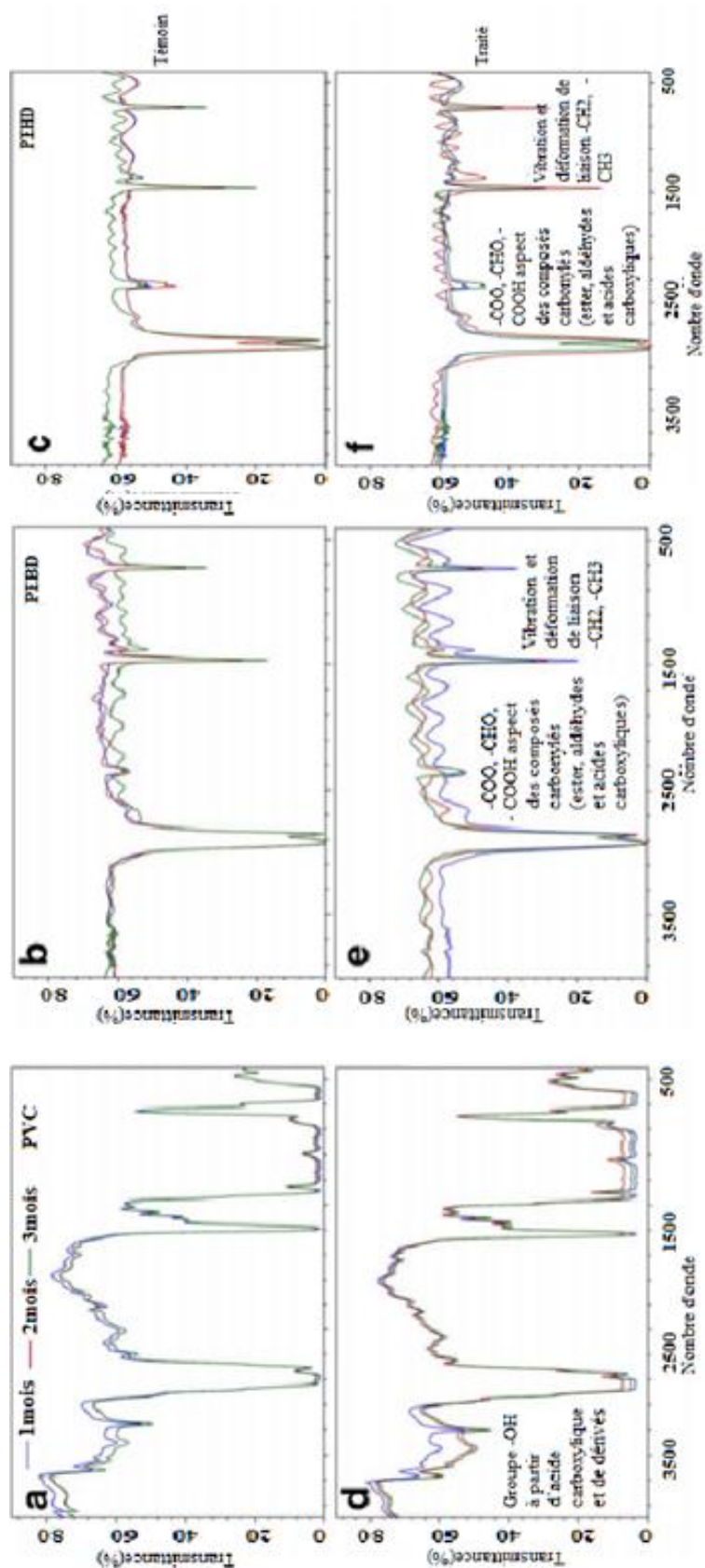


Figure 20 : Spectres FTIR des films non inoculés et exposés à AIIW2. PVC (a, d), PEBD (b, e) et PEHD (c, f) après 3 mois montrant les changements dans les groupes fonctionnels (KUMARI *et al.*, 2018).

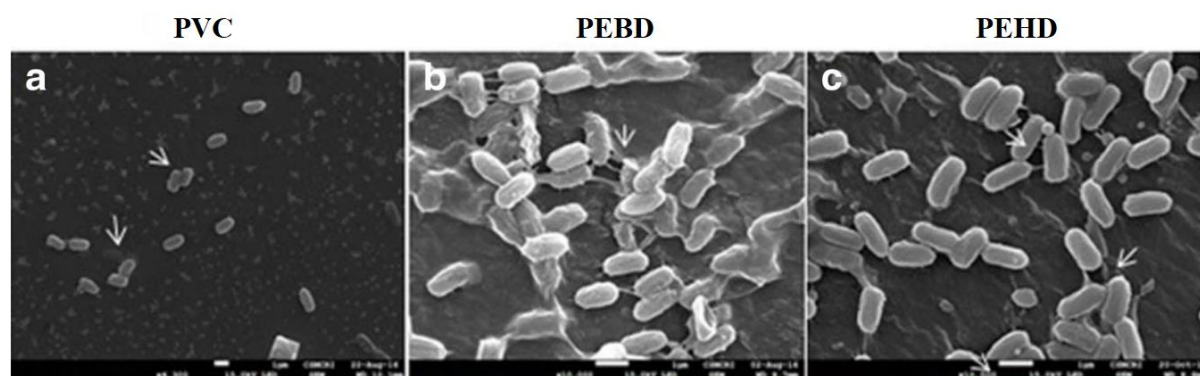


Figure 21 : Observations au microscope électronique à balayage montrant la colonisation bactérienne sur des films plastiques. Adhérence bactérienne sur les films de PVC (a), de PEBD (b) et de PEHD (c) (KUMARI *et al.*, 2018).

L'étude menée par PAÇO *et al.* (2017) a permis de sélectionner le champignon *Zalerion maritimum* comme microorganisme capable de dégrader des granulés de polyéthylène, dans un milieu de croissance minimal. L'évaluation a été réalisée en fonction des différences de masse quantifiées, entre le champignon et les granulés de microplastiques utilisés, les changements moléculaires sont observés par spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier et par résonance magnétique nucléaire. Les résultats ont montré que, dans les conditions testées *Z. maritimum* était capable de dégrader le PE ; il y a eu diminution, à la fois de la masse et de la taille, des granulés. En effet, comme le montre la figure 22, Une corrélation positive a été notée, car une augmentation du pourcentage de biomasse de *Z. maritimum* correspondait à une augmentation du pourcentage de perte de poids des particules de plastique, avec une élimination de plus de 43 % de celle-ci. Sur la base des résultats, l'utilisation de PE comme substrat par *Z. maritimum* est confirmé. Cette affirmation est basée sur les variations de masse, ainsi que sur les résultats de la FT-IR et de la RMN.

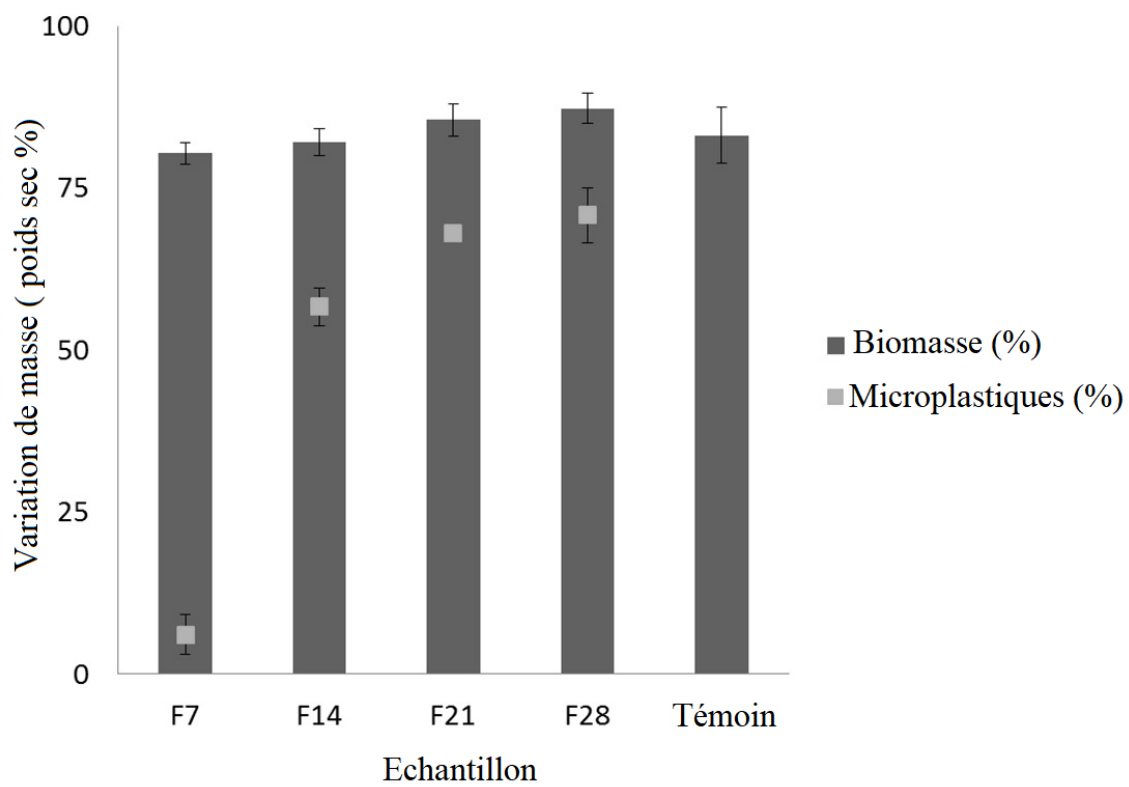


Figure 22 : Variation de biomasse de *Z. maritimum* (poids sec, %) et élimination de microplastique de type PE (%) pendant l'intervalle de l'expérience (PAÇO *et al.*, 2017).

Conclusion

Conclusion

Sur la base des données actuelles, les matériaux plastiques sont polyvalents et omniprésents, ont permis à l'être humain de réaliser de grands progrès technologiques. Devenus, incontournables, ils ont fini par entraîner d'importants problèmes environnementaux, et sont devenus un véritable danger pour tous les organismes colonisant cette terre. Malheureusement, à ce jour, malgré la grande diversité microbienne, les plastiques sont très persistants dans la nature surtout ceux d'origine synthétique à base pétrochimique.

Afin d'y remédier, l'être humain doit cesser de produire ce type de déchets, très néfaste pour l'environnement et difficilement dégradable. D'ailleurs, en mars 2019, les députés européens ont approuvé définitivement l'interdiction des produits plastiques à usage unique (assiettes, bâtonnets de coton-tige, couverts, pailles, etc.) à partir de 2021.

La recherche actuelle tente l'isolement de nouvelles souches plus compétentes et adéquates. Cette approche naturelle, se basant sur l'utilisation des organismes biologique, est particulièrement saine et très prometteuse en termes de résultats. De plus les études doivent se baser sur les polymères à grandes productions tels que le PE, le PP et le PVC afin de trouver des solutions pour limiter leur propagation et durabilité dans la nature.

De plus, la recherche en plasturgie doit se focaliser sur la synthèse de biopolymères, qui seront aisément dégradables dans les conditions naturelles de l'environnement, car de l'avis des experts, la résolution du problème des déchets plastiques nécessite une collaboration mondiale et des actions audacieuses, afin de développer des solutions innovantes et durables.

Références bibliographiques

Références bibliographiques

- **ABBING M. R. (2018).** Plastic Soup An Atlas of Ocean Pollution. Ed. Island Press.
- **AGAMUTHU P., MEHRAN S., NORKHAIRAH A., et NORKHAIRIYAH A. (2019).** Marine Debris: A Review of Impacts and Global Initiatives. Waste Management & Research, 37(10), 1-16.
- **AHMED T., SHAHID M., AZEEM F., RASUL I., SHAH A.A., NOMAN M., HAMEED A., MANZOOR N., MANZOOR I. et MUHAMMAD S. (2018).** Biodegradation of Plastics : Current Scenario and Future Prospects for Environmental Safety. Environmental Science and Pollution Research, 25(8), 7287-7298.
- **ANDRADY A L., HAMID H.S. et TORIKAI A. (2003).** Effects of climate change and UV-B on materials. Photochemical & Photobiological Sciences, 2, 68–72.
- **ANDRADY A. L. (2011).** Microplastics in the Marine Environment. Marine Pollution Bulletin, 62(8), 1596-1605.
- **ANDRADY A.L. (2015).** Chapter 3 Persistence of Plastic Litter in the Oceans ; in : «Marine Anthropogenic Litter» 1^{ère} ed., Ed. Springer. p57-72.
- **Anonyme (2019).** PLASTICSEUROPE (2019). Plastics – The Facts 2019 An Analysis of European Plastics Production, Demand and Waste Data.
- **Anonyme (2020A).** Plasticseurope (2020). <https://www.plasticseurope.org/fr/aboutplastics/what-are-plastics/history>.
- **Anonyme (2020B).** Plasticseurope (2020b). <https://www.plasticseurope.org/fr/about-plastics/what-are-plastics/large-family>.

Références bibliographiques

- **AUSTIN H.P., ALLEN M.D., DONOHOE B.S., RORRER N.A., KEARNS F.L., RODRIGO L. SILVEIRA R.L., POLLARD B.C., DOMINICK G, DUMAN R., EL OMARI K., MYKHAYLYK V., WAGNERF A., MICHENER W.E., AMORE A., SKAF M.S., CROWLEY M.F., THORNE A.W, JOHNSON C.W., WOODCOCKD H.L., MCGEEHAN J.H., et GREGG T. BECKHAMC G.T. (2018).** Characterization and Engineering of a Plastic-Degrading Aromatic Polyesterase. Proceedings of the National Academy of Sciences, 1-8.
- **BAHL S., DOLMA J., SINGH J.J., ET SEHGAL S. (2020).** Biodegradation of Plastics: A state of the Art Review. Materials Today: Proceedings, 1-4.
- **BATORI V., AKESSON D., ZAMANI A., TAHERZADEH M. J., et HORVATH S. I. (2018).** Anaerobic degradation of bioplastics: A review. Waste Management, 80, 406-413.
- **BHUVANESWARI G. H. (2018).** 3 Degradability of Polymers ; in : « Recycling of Polyurethane Foams » Ed. Elsevier Inc. p 29-44.
- **BI S., TAN B., SOULE J.L. et SOBKOWICZ M.J. (2018).** Enzymatic Degradation of Poly (Butylene Succinate-Co-Hexamethylene Succinate). Polymer Degradation and Stability, 155, 9-14.
- **BONTEN C. (2019).** Plastics Technology Introductions and Foundations, Ed. Hanser.
- **BRANDSCH J. et PIRINGER O. (2008).** 2Characteristics of Plastic Materials ; in : «Plastic packaging: interactions with food and pharmaceuticals». 2^{ème} ed., Ed. wiley-VCH, Weinheim, p15-61.
- **BREBU M. (2020).** Environmental Degradation of Plastic Composites with Natural Fillers A Review. Polymers, 12(1), 1-22.

Références bibliographiques

- **BROWNE M. A., GALLOWAY T., et THOMPSON R. (2007).** Microplastic-an Emerging Contaminant of Potential Concern ?. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 3(4), 559-561.
- **BRUDER U. (2019).** *User's Guide to Plastic*. 2^{ème} ed. Ed. hunser.
- **CANTOR K. M. et WATTS P. (2011).** 1 *Plastics Materials* ; in : « *Applied Plastics Engineering Handbook Processing And Materials* », 1^{ère} ed, Ed. Elsevier Inc.
- **CARREGA M. (2009).** *Aide-mémoire Matières plastiques*. 2^{ème} ed., Ed. dunod. Paris.
- **CARREGA M. et VERNEY V. (2017).** *Matières Plastiques Propriétés, Mise en Forme et Applications Industrielles des Matériaux Polymères*. 4^{ème} ed., Ed. Dunod, Malakoff, France.
- **CHANDA M. et ROY S. K. (2009).** *Plastics Fabrication and Recycling*. Ed. CRC Press, États-Unis.
- **CHARLES R., TYLER C.R., PARSONS A., ROGERS N.J., LANGE A., et A. BROWN A. R. (2019).** *Plasticisers and Their Impact on Wildlife* ; in : « *Plastics and the Environment* » Ed. The Royal Society of Chemistry, 106-130.
- **CHIN L.W. et FUNG T.H. (2019).** *Plastic in Marine Litter* ; in : « *Plastics and the Environment* ». Ed. the Royal Society of Chemistry, United Kingdom, p21-59.
- **CORCORAN P. L., BIESINGER M. C., et GRIFI M. (2009).** *Plastics and Beaches: A Degrading Relationship*. *Marine Pollution Bulletin*, 58(1), 80-84.

Références bibliographiques

- **CRAWFORD C. B., et QUINN B. (2017).** Microplastic Pollutants. 1^{ère} ed., Ed. Elsevier Inc.
- **CRAWFORD R. J et MARTIN P.J. (2020).** Plastics engineering. 4^{ème} ed, Ed Butterworth–Heinemann.
- **DA LUZ J. M. R., PAES S. A., NUNES M. D., DA SILVA M. C. S., et KASUYA, M. C. M. (2013).** Degradation of Oxo-Biodegradable Plastic by *Pleurotus ostreatus*. PLoS ONE, 8(8).
- **DEVI R. S., KANNAN V. R., NATARAJAN K., NIVAS D., KANNAN K., CHANDRU S., et ANTONY, A. R. (2016).** The Role of Microbes in Plastic Degradation. Environmental Waste Management, 341-370.
- **DEVI R. S., RAMYA R., KANNAN K., ANTONY A. R., ET KANNAN V. R. (2019).** Investigation of Biodegradation Potentials of High Density Polyethylene Degrading Marine Bacteria Isolated From the Coastal Regions of Tamil Nadu, India. Marine pollution bulletin, 138, 549-560.
- **DIMITROV S., PAVLOV T., DIMITROVA N., GEORGIEVA D., NEDELICHEVA D., KESOVA A., VASILEV R. et MEKENYAN O. (2011).** Simulation of Chemical Metabolism for Fate and Hazard Assessment. II CATALOGIC Simulation of Abiotic and Microbial Degradation. SAR and QSAR in Environmental Research, 22, 719-755.
- **DUSSUD C. (2017).** Caractérisation des Communautés Microbiennes Associées à La Colonisation des Déchets Plastiques en Mer. Diplôme de Doctorat. Université Pierre et Marie Curie, Paris, France.

Références bibliographiques

- **EL AIDANI R. (2012).** Effet du Vieillissement sur Les Propriétés de la Membrane Humidifuge En E-Ptfe/Nomex® Utilisée dans les Vêtements de Protection Contre les Incendies. Diplôme de Doctorat, Ecole de Technologie Supérieure, Québec, Canada.
- **ELIAS H.G. et MÜLHAUPT R. (2016).** Plastics, General Survey, 1. Definition, Molecular Structure and Properties ; in : « Ullmann's Polymers and Plastics Products and Processes » Ed. Boschstr, Weinheim, Germany.
- **ERIKSEN M., LEBRETON L. C. M, CARSON H. S., THIEL M., MOORE C. J., BORERRO J. C., GALGANI F., RYAN P.G. et REISSER J. (2014).** Plastic pollution in the world's oceans: more than 5 trillion plastic pieces weighing over 250,000 tons afloat at sea. Plos one, 9(12), 1-15.
- **GABBOTT S., KEY S., RUSSELL C., YONAN Y., et ZALASIEWICZ J. (2020).** Chapter 3 - The Geography and Geology of Plastics their Environmental Distribution and Fate ; in : « Plastic Waste and Recycling Environmental Impact, Societal Issues, Prevention, and Solutions » Ed. Elsevier Inc, 33-63.
- **GAJENDIRAN A., KRISHNAMOORTHY S. et ABRAHAM J. (2016).** Microbial degradation of low-density polyethylene (LDPE) by *Aspergillus clavatus* strain JASK1 isolated from landfill soil. 3 Biotech, 6(1), 1-52.
- **GALGANI F., HANKE G. et MAES T. (2015).** Chapter 2 Global Distribution, Composition and Abundance of Marine Litter ; in : « Marine Anthropogenic Litter » Ed. Springer. p29-56.
- **GALLOWAY T.S. (2015).** Chapter 13 Micro- and Nano-plastics and Human Health Research ; in : « Marine Anthropogenic Litter » Ed. Springer. p343-366.
- **GELINAS L. (2013).** Plastiques Biosourcés : Etude de leur Performance Environnementale Comparativement aux Plastiques Pétrochimiques, Diplôme Maître en Environnement, Université de Sherbrooke, Canada.

- **GESAMP, (2015).** Sources, Fate and Effects of Microplastics in the Marine Environment: A Global Assessment. Ed. International Maritime Organization.
- **GEWERT B., PLASSMANN M. M., et MACLEOD M. (2015).** Pathways for Degradation of Plastic Polymers Floating in the Marine Environment. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 17(9), 1513-1521.
- **GIACOMUCCI L., RADDADI N., SOCCIO M., LOTTI N., et FAVA, F. (2019).** Polyvinyl Chloride Biodegradation by *Pseudomonas Citronellolis* and *Bacillus Flexus*. *New Biotechnology*. 32, 35-41.
- **GIGLIOTTI M., GRANDIDIER J-C. et LAFARIE-FRENOT M.C. (2014).** Vieillissement de Matériaux Composites à Matrice Organique Cas d'Etudes ; in : «Plastiques et Composites adjuvants des plastiques » 3^{ème} éd., Ed. Techniques de l'ingénieur.
- **GILBERT M. (2017).** Chapter 1 Plastics Materials: Introduction and Historical Development ; in : « Brydson's plastics materials », 8^{ème} éd., Ed. Elsevier, p1-18.
- **GLASER J. A. (2019).** Biological Degradation of Polymers in the Environment ; in : «Plastics in the Environment» Ed. IntechOpen, p 1-22.
- **GOODSHIP V. (2007).** Plastic recycling. *Science Progress*, 90(4), 245-268.
- **GOSWAMI P. et O'HAIRE T. (2016).** Developments in the Use of Green (Biodegradable), Recycled and Biopolymer Materials in Technical Nonwovens ; in : « Advances in Technical Nonwovens », Ed. Elsevier Ltd, p97–114.
- **GREENE J. (2007).** Biodegradation of Compostable Plastics in Green Yard-Waste Compost Environment. *Journal of Polymers and the Environment*, 15(4), 269–273.

Références bibliographiques

- **GREENE J. P. (2014).** Sustainable Plastics Environmental Assessments of Biobased, Biodegradable, and Recycled Plastics. 1^{ère} ed, Ed John Wiley and Sons Inc., Hoboken, New Jersey.
- **GRIMA S., BELLON-MAUREL V., FEUILLOLEY P., ET SILVESTRE F. (2000).** Aerobic Biodegradation of Polymers in Solid-State Conditions: A Review of Environmental and Physicochemical Parameter Settings in Laboratory Simulations. *Journal of Polymers and the Environment*, 8(4), 183-195.
- **GU J.-G., et GU J.-D. (2005).** Methods Currently Used in Testing Microbiological Degradation and Deterioration of a Wide Range of Polymeric Materials with Various Degree of Degradability: A Review. *Journal of Polymers and the Environment*, 13(1), 65-74.
- **HAMMER J., KRAAK M. H. S., et PARSONS J. R. (2012).** Plastics in the Marine Environment: The Dark Side of a Modern Gift. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 1-44.
- **HANSEN E. (2013).** Hazardous Substances In Plastics Materials. COWI. https://www.byggemiljo.no/wp-content/uploads/2014/10/72_ta3017.pdf.
- **HUSSAIN C. M. et KEÇILI R. (2020).** Modern Environmental Analysis Techniques for Pollutants. Ed. Elsevier.
- **JAHNKE A., ARP H. P. H., ESCHER B. I., GEWERT B., GOROKHOVA E., KÜHNEL D., OGONOWSKI M., POTTHOF A., RUMMEL C., SCHMITT-JANSEN M., TOORMAN E. et MACLEOD M. (2017).** Reducing Uncertainty and Confronting Ignorance about the Possible Impacts of Weathering Plastic in the Marine Environment. *Environmental Science & Technology Letters*, 4(3), 85–90.
- **KABASCI S. (2014).** 1 Bio-Based Plastics – Introduction ; in : *Bio-Based Plastics: Materials and Applications*. 1^{ère} ed., Ed John Wiley and Sons, 1-7p.

- **KHAN S., NADIR S., SHAH Z.U., SHAH A. A., KARUNARATHNA S. C., XU J., KHAN A., MUNIR S. et HASAN F. (2017).** Biodegradation of polyester polyurethane by *Aspergillus tubingensis*. *Environmental Pollution*, 225, 469-480.
- **KLEIN S., DIMZON K.I., EUBELER J., et THOMAS P. KNEPPER T.P. (2018).** Analysis, Occurrence, and Degradation of Microplastics in the Aqueous Environment ; in : « Freshwater Microplastics Emerging Environmental Contaminants? » 1^{ère} ed., Ed. Springer International Publishing. p 51-67.
- **KOELMANS A.A., ELLEN BESSELING E. et WON J. SHIM W.J. (2015).** Chapter 12 Nanoplastics in the Aquatic Environment. *Critical Review Research* ; in : « Marine Anthropogenic Litter » Ed. Springer. p 325-340.
- **KUMAR A.G., ANJANA K., HINDUJA M., SUJITHA K., DHARANI G. (2019).** Review on plastic wastes in marine environment – Biodegradation and biotechnological solutions. *Marine Pollution Bulletin*, 1-8.
- **KUMARI A., CHAUDHARY D. R., et JHA B. (2018).** Destabilization of polyethylene and polyvinylchloride structure by marine bacterial strain. *Environmental Science and Pollution Research*. 26(2), 1507-1516.
- **LITTERBASE (2020).** https://litterbase.awi.de/litter_detail .
- **LIU Q., LI J., CONG C., CUI H., XU L., ZHANG Y., MENG X. ET ZHOU Q. (2020).** Thermal and Thermo-Oxidative Degradation of Tetrafluoroethylene–Propylene Elastomer Above 300 °C. *Polymer Degradation and Stability*, 177, 1-10.
- **LOBELLE D. et CUNLIFFE M. (2011).** Early Microbial Biofilm Formation on Marine Plastic Debris. *Marine Pollution Bulletin*, 62(1), 197–200.

Références bibliographiques

- **LUYT A.S., et MALIK S.S. (2019).** 16 - Can Biodegradable Plastics Solve Plastic Solid Waste Accumulation? ; in : « Plastics to Energy Fuel, Chemicals, and Sustainability Implications» Ed. Elsevier Inc, p403-423.
- **MAC ARTHUR D.E. (2014).** The New Plastic Economy Rethinking The Future Of Plastics. Ellen MacArthur Foundation.<https://www.ellenmacarthurfoundation.org/publications/the-new-plastics-economy-rethinking-the-future-of-plastics>.
- **MAC ARTHUR D.E. (2016).** The New Plastics Economy: Rethinking The Future Of Plastics & Catalysing Action. Ellen MacArthur Foundation.<https://www.ellenmacarthurfoundation.org/publications/the-new-plastics-economy-rethinking-the-future-of-plastics-catalysing-action>.
- **MAIER R.M. et GENTRY T.J. (2015).** Chapter 17 Microorganisms and Organic Pollutants ; in : « Environmental Microbiology» 3^{ème} ed., Ed. Elsevier Inc, p377-413.
- **MARGOLIS J. M. (2004).** Chapter 3 Elastomeric Materials and Processes ; in : « Handbook of Plastics Elastomers and Composites» 4^{ème} ed., Ed. The McGraw-Hill Companies.p189-228.
- **MC KEEN L. (2018).** The Effect of Sterilization Methods on Plastics and Elastomers. 4^{ème} ed. Ed. Elsevier Inc.
- **MCKEEN L. W. (2019).** The Effect of UV Light and Weather on Plastics and Elastomers. 4^{ème} ed. Ed. Elsevier Inc
- **MILLET H., VANGHELUWE P., BLOCK C., SEVENSTER A., GARCIA L. et ANTONOPOULOS R. (2019).** The Nature of Plastics and Their Societal Usage ; in : «Plastics and the Environment». Ed. the Royal Society of Chemistry, United Kingdom, 1-20.

Références bibliographiques

- **MOUNEYRAC C, LAGARDE F, CHATEL A, KHAN F.R, SYBERG K. et PALMQVIST A. (2017).** Chapter 9 The Role of Laboratory Experiments in the Validation of Field Data ; in : «Comprehensive Analytical Chemistry Volume 75 Characterization and Analysis of Microplastics» Ed. Elsevier B.V., p 241-273.
- **NIAOUNAKIS M. (2017).** Management of Marine Plastic Debris Prevention, Recycling, and Waste Management. Ed. Elsevier Inc.
- **OBERBECKMANN S., et LABRENZ M. (2019).** Marine Microbial Assemblages on Microplastics: Diversity, Adaptation, and Role in Degradation. Annual Review of Marine Science, 12(1), 2-24.
- **OJHA N., PRADHAN N., SINGH S., BARLA A., SHRIVASTAVA A., KHATUA P., RAI V. et BOSE S. (2017).** Evaluation of HDPE and LDPE Degradation by Fungus, Implemented by Statistical Optimization. Scientific Reports, 7(1), 1-13.
- **OKAMBA D. O. (2015).** Thermo-Oxydation des Polyamides. Diplôme de doctorat. Ecole nationale supérieure d'arts et métiers. Paris, France.
- **PAÇO A., DUARTE K., DA COSTA J. P., SANTOS P. S. M., PEREIRA, R., PEREIRA M. E., FREITAS A.C., DUARTE A.C. et ROCHA-SANTOS, T. A. P. (2017).** Biodegradation of polyethylene microplastics by the marine fungus *Zalerion maritimum*. Science of The Total Environment, 586, 10-15.
- **PARIS C. (2011).** Etude et Modélisation de la Polymérisation Dynamique de Composite à Matrice Thermodurcissable. Diplôme de Doctorat. Université de Toulouse. France.
- **PARK S. Y. et KIM C. G. (2019).** Biodegradation of Micro-Polyethylene Particles by Bacterial Colonization of a Mixed Microbial Consortium Isolated From a Landfill Site. Chemosphere, 222, 527-533.

Références bibliographiques

- **PATERSON H. (2019).** Plastic habits -an overview for the collection ‘Plastics and Sustainable Earth’. Sustainable Earth, 1-8.
- **PATRICK S.G. (2005).** Practical Guide to Polyvinyl Chloride. Ed. Rapra Technology Limited, Shawbury, United Kingdom.
- **PECORA M., PANNIER Y., LAFARIE-FRENOT M.-C., GIGLIOTTI M., ET GUIGON C. (2016).** Effect of Thermo-Oxidation on the Failure Properties of an Epoxy Resin. Polymer Testing, 52, 209-217.
- **PELMONT J. (2005).** Biodégradations et métabolismes : Les bactéries pour les technologies de l'environnement. Ed. EDP Sciences.
- **PETERS E. N. (2017).** 1Engineering Thermoplastics—Materials, Properties, Trends; in : «Applied Plastics Engineering Handbook» , 2^{ème} ed., Ed. Elsevier Inc, p3-26.
- **PLUMMER C. J. G. (2014).** Testing of Polymeric Materials. Comprehensive Materials Processing, 1, 35-70.
- **RAMONE A. (2015).** Evolutions Moléculaires au Cours de la Dégradation Biotique et Abiotique de Polymères Bio-Sourcés (PLA et PBS) et Fossiles à l'aide de la Viscoélasticité à l'État Fondu. Diplôme de Doctorat. Université Blaise Pascal, Clermont-Ferrand, France.
- **ROAGER L. et SONNENSCHNEIN E. C. (2019).** Bacterial Candidates for Colonization and Degradation of Marine Plastic Debris. Environmental science & technology, 53(20), 11636-11643.

Références bibliographiques

- **RUDOLPH N., KIESEL R. et AUMNATE C. (2017).** Understanding Plastics Recycling Economic, Ecological, and Technical Aspects of Plastic Waste Handling. Ed. Hanser.
- **RYANE P.G. (2015).** Chapter 1 A Brief History of Marine Litter Research ; in : « Marine Anthropogenic Litter » Ed. Springer. p1-25.
- **SANCHEZ C. (2019).** Fungal Potential for the Degradation of Petroleum-Based Polymers: An Overview of Macro- and Microplastics Biodegradation. Biotechnology Advances, 1-24.
- **SCHMIDT B. V. K. J. (2019).** Hydrophilic Polymers. Polymers, 11(4), 1-25.
- **SEARLE N. D. (2003).** Chapter 8 Environmental Effects on Polymeric Materials ; in : «Plastics and the Environment» Ed. wiley-interscience. p 313-358.
- **SELKE S. E. M. et CULTER J.D. (2016).** Plastics Packaging Properties, Processing, Applications, and Regulations. 3^{ème} ed, Ed. Hunser.
- **SELLAK R. (2013).** Elaboration et Caractérisation d'une Résine Thermodurcissable Conductrice. Diplôme de doctorat. Université du Maine. France.
- **SHAHNAWAZ M., SANGALE M. K. et ADE A. B. (2019).** Bioremediation Technology for Plastic Waste. Ed. Springer Nature Singapore Pte Ltd.
- **SHRIVASTAVA A. (2018).** Introduction to Plastics Engineering. Ed. Elsevier Inc.
- **SIVAN A. (2011).** New Perspectives in Plastic Biodegradation. Current opinion in biotechnology, 22(3), 422-426.

Références bibliographiques

- **SUBRAMANIAN M. N. (2016).** *Plastics Waste Management: Processing and Disposal.* Ed. Smithers Rapra Technology Ltd, United Kingdom.
- **SWIFT G. (2003).** Chapter 12 Biodegradable Water-Soluble Polymers ; in : «Plastics and the Environment» Ed. wiley-interscience. p491- 519.
- **SYRANIDOU E., KARKANORACHAKI K., AMOROTTI F, AVGEROPOULOS A., KOLVENBACH B, ZHOU N-Y., FAVA F, CORVINI P.F.-X., KALOGERAKIS N. (2019).** Biodegradation of Mixture of Plastic Films by Tailored Marine Consortia. *Journal of Hazardous Materials*, 375, 33-42.
- **THOMPSON R. C., SWAN S. H., MOORE C. J. et VOM SAAL F. S. (2009).** Our plastic age. *Philosophical transactions of the royal society B*, 364(1526), 1973-1976.
- **THOMPSON R.C. (2015).** Chapter 7 Microplastics in the Marine Environment: Sources, Consequences and Solutions ; in : « Marine Anthropogenic Litter » Ed. Springer. p185-200.
- **TIWARI N., SANTHIYA D. et SHARMA J. G. (2020).** Microbial Remediation of Micro-Nano Plastics: Current Knowledge and Future Trends. *Environmental Pollution*, 115044.
- **TOKIWA Y., CALABIA B. P., CHARLES U. UGWU et AIBA S. (2009).** Biodegradability of Plastics. *International Journal of Molecular Sciences*, 10, 3722-3742.
- **URBANEK A. K., RYMOWICZ W., et MIRONCZUK A. M. (2018).** Degradation of Plastics and Plastic-Degrading Bacteria in Cold Marine Habitats. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 102(18), 7669-7678.

Références bibliographiques

- **WANG J., TAN Z., PENG J., QIU Q., et LI M. (2016).** The Behaviors of Microplastics in the Marine Environment. *Marine Environmental Research*, 113, 7–17.
- **WILKES R. A. et ARISTILDE L. (2017).** Degradation and Metabolism of Synthetic Plastics and Associated Products by *Pseudomonas* sp. : Capabilities and Challenges. *Journal of Applied Microbiology*, 123(3), 582-593.
- **YANG Y., RU J., HUO Y. (2020).** Microbial Degradation and Valorization of Plastic Wastes. *Frontiers in Microbiology*, 11(442), 1-58.
- **YOGALAKSHMI K. N. et SINGH S. (2020).** Plastic Waste: Environmental Hazards, its Biodegradation, and Challenges ; in : « Bioremediation of Industrial Waste for Environmental Safety Volume I Industrial Waste and its Management », Ed. Springer, Singapore, p 99-133.
- **YOSHIDA S., HIRAGA K., TAKEHANA T., IKUO TANIGUCHI I., YAMAJI H, MAEDA Y., TOYOHARA K., MIYAMOTO K., KIMURA Y. et ODA K. (2016).** A Bacterium that Degrades and Assimilates Poly (ethylene terephthalate). *Science*, 351(6278), 1196–1199.
- **YOUSIF E. et HADDAD R. (2013).** Photodegradation and Photostabilization of Polymers, Especially Polystyrene. *SpringerPlus*, 2(1), 1-32.
- **ZETTLER E. R., MINCER T. J., et AMARAL-ZETTLER L. A. (2013).** Life in the “Plastisphere”: Microbial Communities on Plastic Marine Debris. *Environmental Science & Technology*, 47(13), 7137-7146.
- **ZHANG J., GAO D., LI Q., ZHAO Y., LI L., LIN H., BI Q. ET ZHAO, Y. (2019).** Biodegradation of Polyethylene Microplastic Particles by the Fungus *Aspergillus flavus* from the Guts of Wax Moth *Galleria mellonella*. *Science of The Total Environment*, 704, 1-29.

Références bibliographiques

- **ZINE A. (2006).** Fatigue Multiaxiale Des Elastomères : Vers Un Critère De Dimensionnement Unifié. Diplôme de Doctorat. Université des sciences et technologies de Lille, France.

Résumé

Le plastique est l'une des matières les plus produites dans le monde. Depuis sa découverte, il a permis d'améliorer le niveau de vie par son application dans plusieurs domaines et activités. De nos jours sa synthèse permanente et sa durabilité ont conduit à son accumulation massive dans l'environnement ; une pollution plastique a été engendrée, elle est au centre d'un débat mondial dans le but de son atténuation. De ces faits, plusieurs recherches ont été réalisées, et plusieurs options de fin de vie sont proposées dans le but de lutter contre cette pollution plastique ; citant le recyclage, l'enfouissement, l'incinération, la biodégradation ; cette dernière étant la plus prometteuse.

Cette présente étude met l'accent sur la technique de la biodégradation en se basant sur l'utilisation des microorganismes afin de remédier et d'éliminer les déchets plastiques par des espèces bactériennes et fongiques. La biodégradation microbienne est considérée comme une solution verte et saine sans engendrer d'autres pollutions. Les résultats de plusieurs recherches confirment la puissance de certaines espèces microbiennes à dégrader les plastiques jusqu'à la minéralisation complète.

Mots clés : biodégradation, microorganismes, microplastique, plastique, polymère

Abstract

Plastic is one of the most produced materials in the world. Since its discovery, it has helped improve living standards through its application in several fields and activities. Nowadays its permanent synthesis and durability have led to its massive accumulation in the environment; plastic pollution has been generated, it is at the center of a global debate with the aim of its mitigation. From these facts, several studies have been carried out, and several end-of-life options are proposed to fight against this plastic pollution; citing recycling, landfill, incineration, biodegradation; the latter being the most promising.

This present study focuses on the technique of biodegradation based on the use of microorganisms to remedy and eliminate plastic waste by bacterial and fungal species. Microbial biodegradation is considered a green and healthy solution without causing other pollution. The results of several studies confirm the power of certain microbial species to degrade plastics until complete mineralization.

Keywords: biodegradation, microorganisms, microplastic, plastic, polymers.

