



MINISTRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR
ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE
UNIVERSITE «Abbès LAGHROUR» - KHENCHELA
FACULTE DES SCIENCES DE LA NATURE ET DE VIE



DEPARTEMENT DE L'ECOLOGIE ET DE L'ENVIRONNEMENT

N° de série :.....

Mémoire de fin d'études

Pour l'obtention du diplôme de Master académique

Filière : écologie et environnement

Spécialité : protection des écosystèmes

Intitulé :

L'élaboration d'un sac biodégradable et étude comparative avec les autres types de sacs

Réalisé par : -HAFIANE Islem
- SEKROUF Soufiane

Dirigé par : BADIS ZAKARIA

Membres de jury :

OUANES Mayada	Président	M.A.A
BADIS Zakaria	Rapporteur	M.A.B
SEDRATI Abd ennour	Examineur	M.A.B

Présenté le /07/2019

Remerciements

Nous tenons tout d'abord à remercier les membres du jury pour leur présence, pour leur lecture attentive de ma thèse ainsi que pour les remarques qu'ils m'adresseront lors de cette soutenance afin d'améliorer mon travail.

Nous voudrions exprimer nos gratitude à notre encadreur qui nous accompagnés et nous soutenus tout au long de ce travail et la thèse que nous soumettons aujourd'hui à la discussion du jury s'intitule.

Dédicaces

A mes chers parents, pour tous leurs sacrifices, leur amour, leur tendresse, leur soutien et leurs prières tout au long de mes études,

A mes chères sœurs pour leurs encouragements permanents, et leur soutien moral,

A ma chère femme, ..., pour leur appui et leur encouragement,

A toute ma famille pour leur soutien tout au long de mon parcours universitaire,

Que ce travail soit l'accomplissement de vos vœux tant allégués, et le fruit de votre soutien infailible,

Merci d'être toujours là pour moi.

Soufiane SEKROUF

Dédicaces

*Au meilleur des pères A ma très chère maman..... Qu'ils
trouvent en moi la source de leur fierté;*

*A qui je dois tout A mes deux sœurs et mes frères.....A qui
je souhaite un avenir radieux plein de réussite;*

*A ma chère femme, Pour leur appui et leur
encouragement;*

A mes Amis et à tous ceux qui me sont chers

Islam HAFIANE

Sommaire

CHAPITRE N° I : TERMINOLOGIE DES BIOPLASTIQUES BIODÉGRADABLES, COMPOSTABLES ET BIOSOURCÉS

1. Les polymères : définitions, fabrication et marchés	Erreur ! Signet non défini.
1.2. Utilisation des polymères	Erreur ! Signet non défini.
1.4. Fabrication des polymères.....	Erreur ! Signet non défini.
1.4.1 Additifs utilisés	Erreur ! Signet non défini.
1.5. Les polymères biofragmentables d'origine pétrochimique.....	Erreur ! Signet non défini.
1.5.1. Les polymères dégradables	Erreur ! Signet non défini.
1.6. Biopolymères (bioplastiques).....	Erreur ! Signet non défini.
1.7. Utilisation des biopolymères	Erreur ! Signet non défini.
1.7.1. Emballages et alimentation	Erreur ! Signet non défini.
1.7.2. Domaine médical	Erreur ! Signet non défini.
1.7.3. Agriculture et horticulture	Erreur ! Signet non défini.
1.7.4. Autres applications.....	Erreur ! Signet non défini.
2. La biodégradabilité.....	Erreur ! Signet non défini.
2.1. Biodégradation	Erreur ! Signet non défini.
2.2. La chimie de la dégradation	Erreur ! Signet non défini.
2.2.1. Première étape : détérioration du biopolymère (biofragmentation).....	Erreur ! Signet non défini.
2.2.2. Seconde étape : bioassimilation, minéralisation.....	Erreur ! Signet non défini.
2.3. Paramètres influençant la biodégradation.....	Erreur ! Signet non défini.
2.3.1. La structure et les propriétés des polymères.....	Erreur ! Signet non défini.
Taille et forme.....	Erreur ! Signet non défini.
Structure et flexibilité.....	Erreur ! Signet non défini.
Cristallinité.....	Erreur ! Signet non défini.
Poids moléculaire	Erreur ! Signet non défini.
Composition copolymérique	Erreur ! Signet non défini.
2.3.2. Conditions d'exposition Eau et humidité	Erreur ! Signet non défini.
Acidité.....	Erreur ! Signet non défini.
Température	Erreur ! Signet non défini.
Conditions aérobie ou anaérobie	Erreur ! Signet non défini.
Paramètres microbiologiques	Erreur ! Signet non défini.
2.3.3. Compostabilité	Erreur ! Signet non défini.
2.3.4. Oxodégradation (biofragmentation)	Erreur ! Signet non défini.
2.3.5. Photodégradation.....	Erreur ! Signet non défini.
2.3.6. Hydrodégradation ou hydrolyse	Erreur ! Signet non défini.
CHAPITRE II : LES POLYMÈRES, BIOPOLYMÈRES ET LEURS IMPACTS SUR L'ENVIRONNEMENT	Erreur ! Signet non défini.
2.1 Impact esthétique	Erreur ! Signet non défini.
3.1. Les déchets marins	Erreur ! Signet non défini.
3.2. Les granules de résine plastique dans les environnements marins	Erreur ! Signet non défini.

3.3. Dégradation des polymères	Erreur ! Signet non défini.
3.4. Les microplastiques.....	Erreur ! Signet non défini.
3.5. Polymères dégradables.....	Erreur ! Signet non défini.
3.6. Demande biochimique en oxygène accrue	Erreur ! Signet non défini.
3.7. Ingestion et enchevêtrement par la faune marine	Erreur ! Signet non défini.
3.8. L'enchevêtrement par la pêche fantôme.....	Erreur ! Signet non défini.
3.9. Migration des additifs dans les milieux marins	Erreur ! Signet non défini.
3.10. Capacité chimique d'adsorption de polluants persistants	Erreur ! Signet non défini.
3.11. Espèces introduites voyageant sur les débris.....	Erreur ! Signet non défini.
3.12. Débris sur les fonds marins et impacts sur le biote benthique.....	Erreur ! Signet non défini.
3.13. Usines d'épuration des eaux usées	Erreur ! Signet non défini.
4. Pollution dans les sites de compostage.....	Erreur ! Signet non défini.
5. Impacts liés à la culture de biomasse sur des terres arables	Erreur ! Signet non défini.
5.1. Changements d'affectation des sols et émissions d'azote et de GES	Erreur ! Signet non défini.
5.2. Eutrophisation et acidification.....	Erreur ! Signet non défini.
5.3. Utilisation des organismes génétiquement modifiés (OGM).....	Erreur ! Signet non défini.
5.4. Utilisation de pesticides	Erreur ! Signet non défini.
CHAPITRE N° III : PARTIE EXPERIMENTALE	
1.1. Protocole.	Erreur ! Signet non défini.
1.2. Réactifs et matériel.....	Erreur ! Signet non défini.
Réactifs	Erreur ! Signet non défini.
Matériel.....	Erreur ! Signet non défini.
• Caractéristiques des réactifs.....	Erreur ! Signet non défini.
• Protocole	Erreur ! Signet non défini.
1.3. Structures moléculaires des différents matériaux étudiés.....	Erreur ! Signet non défini.
2. Expérience d'étirement / résistance à la traction	Erreur ! Signet non défini.
3. Expérience de dégradation / enfouissement	Erreur ! Signet non défini.
4. Expérience de combustion / dégagement de CO ₂	Erreur ! Signet non défini.
Conclusion	Erreur ! Signet non défini.
CONCLUSION GENERALE	Erreur ! Signet non défini.
RÉFÉRENCES	Erreur ! Signet non défini.

Liste des figures:

Figure 2. Comprendre le processus de raffinage : du pétrole brut jusqu'au produit final.....	4
Figure 3. Capacité de production mondiale des biopolymères pour diverses applications.....	9
Figure 4. Classification des polymères et biopolymères biodégradables.....	10
Figure 5. Schéma simplifié du processus de dégradation d'un plastique.....	15
Figure 6. Facteurs affectant la biodégradation des polymères.....	16
Figure 7. Les trois phases du compostage thermophile.....	20
Figure 8. Évolution de la quantité de débris de plastique amassés sur une longueur de 100 mètres de plages sud-africaines en 1984, 1989, 1994 et 2005.....	28
Figure 9. Récoltes fraîches de chou chinois.....	37
Figure N° 10. Structure chimique de l'amylopectine.....	44
Figure N° 11. Schéma explicatif.....	45
Figure N° 12. Format des échantillons.....	45
Figure N° 13. Photographie de l'expérience.....	46
Figure N° 14. Courbe d'étirement de sac en PEHD.....	47
Figure N° 15. Courbe d'étirement de sac en PEHD.....	48
Figure N° 16. Courbe d'étirement de sac en papier.....	49
Figure N° 17. Photographie de l'expérience d'enfouissement de trois types de sacs.....	50
Figure N° 18. Photographie et schéma de l'expérience de combustion.....	53

Liste des tableaux:

Tableau 1. Matières plastiques issues du pétrole, du gaz naturel et du charbon.....	5
Tableau 2. Caractéristiques des additifs utilisés dans les polymères.....	6
Tableau 3. Propriétés spécifiques des biopolymères et les applications attendues.....	12
Tableau 4. Améliorations durables des biopolymères comparativement aux polymères issus de la pétrochimie.....	24
Tableau 5. Risques environnementaux liés aux biopolymères.....	25
Tableau 6. Sources principales de déchets marins (traduction libre de : UNEP, 2009).....	27
Tableau 7. Études réalisées en laboratoire démontrant une ingestion de microplastiques dans le biote marin.....	30
Tableau 8. Données empiriques sur la toxicité aquatique.....	33
Tableau N° 9. Résultats de l'expérience de sac plastique en PEHD.....	46
Tableau N° 10. Résultats de l'expérience de sac plastique biodégradable.....	47
Tableau N° 11. Résultats de l'expérience de sac en papier.....	48
Tableau N° 12. Résultats récapitulatifs des expériences des différents types de sac.....	49
Tableau N° 12. Résultats récapitulatifs des expériences d'enfouissements.....	52

LISTE DES ACRONYMES, DES SYMBOLES ET DES SIGLES

ASTM	<i>American Society for Testing Materials</i>
ATP	Amidon thermoplastique
BPA	Bisphénol A
B-PET	Biopolyéthylène téréphtalate
Bt	Bacillus thuringiensis
C:N	Ratio carbone azote
CH ₄	Méthane
CO ₂	Dioxyde de carbone
DDE	Dichlorodiphényldichloroéthylène
DDT	Dichlorodiphényltrichloroéthane
EICV	Évaluation de l'impact du cycle de vie
GES	Gaz à effet de serre
GIEC	Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat
H ₂ O	Eau
ha ⁻¹ an ⁻¹	Hectare par année
HAP	Hydrocarbure aromatique polycyclique
HCB	Hexachlorobenzène
ICI	Industries, commerces et institutions
LET	Lieu d'enfouissement technique
N	Azote
Nr	Espèce azotée radicalaire
OGM	Organisme génétiquement modifié
PBDE	Polybromodiphényléther
PCB	Polychlorobiphényle
PCL	Polycaprolactone

PE	Polyéthylène
PET	Polyéthylène téréphtalate
PGA	Polyglycolide
PHA	Polyhydroxyalcanoate
PHA-G	Polyhydroxyalcanoate issu de grains
PHA-S	Polyhydroxyalcanoate issu de rafles de maïs
PHB	Polyhydroxybutyrate
PHBV	Polyhydroxybutyrate-cohydroxyvalérate
PHV	Polyhydroxyvalérate
PIP	Polymère issu de la pétrochimie
PIR	Proche infrarouge
PLA	Acide polylactide
PLA-NW	Acide polylactide fabriqué par NatureWorks LLC
PLGA	Poly lactides-coglycolides
POP	Polluant organique persistant
PP	Polypropylène
PS	Polystyrène
PTT	Poly(téréphtalate de triméthylène)
PVC	Polychlorure de vinyle
REP	Responsabilité élargie des producteurs

INTRODUCTION GENERALE

Depuis plus d'un siècle, nous produisons du plastique. En effet le premier plastique synthétisé et commercialisé a été réalisé en 1868 aux Etats-Unis par les frères Hyatt.

Tout au long de l'histoire, les hommes ont exploité les polymères tels que la soie, la laine ou la cellulose élaborés par la nature. Dans les années 50, avec les progrès de la chimie, les dérivés du pétrole ont donné naissance à un grand nombre de polymères synthétiques thermoplastiques, tels que le polystyrène, le polypropylène et le polyéthylène, employés de nos jours sous forme de plastique dans quasiment tous les domaines de la vie quotidienne (E.Schwach, juillet 2004).

Le Plastique est présent dans notre quotidien sous différents aspects et la plupart du temps, son importance est ignorée alors qu'il est présent dans la vie humaine. Ils ont envahi notre quotidien, difficile de leur échapper, et les consommateurs l'assimilent à un produit "jetable" après usage.

Ces plastiques représentent une véritable source de nuisance visuelle, d'encombrement des décharges et de pollution des sols et des milieux maritimes. Plusieurs solutions ont alors été mises en place pour réduire leur impact sur l'environnement. Par exemple, le recyclage de ces polymères dans le but de fabriquer de nouveaux matériaux ou encore en valorisant le produit par incinération afin de produire de l'énergie.

Cependant la première méthode se heurte aux problèmes de tri et de nettoyage des matières rejetées. La valorisation quant à elle se confronte à la nécessité du retraitement des fumées, en particulier pour les plastiques contenant des halogènes ou du soufre et la réduction des émissions de dioxyde de carbone issu de matières carbonées fossiles (F. Jbilou, P.Degraeve, I.Sebti, Aout 2011)

De nombreux travaux de recherche ont développé une alternative visant la minimisation des quantités de matières plastiques non dégradables et leur substitution par des polymères biodégradables à courte durée de vie, mais qui émet du méthane (CH₄) lors de leur enfouissement. Ce dernier est un gaz à effet de serre et son potentiel de réchauffement est vingt fois plus élevé que celui du dioxyde de carbone (CO₂).

La hausse des prix du pétrole, la demande croissante de produits responsables et écologiques, l'explosion démographique et la déplétion des matières premières non renouvelables créent une conjoncture propice pour les produits biosourcés et les biopolymères (de Jong et autres, 2012).

Cependant une nouvelle catégorie de matière plastique s'est récemment développée, les plastiques dits, oxo-biodégradables, ces derniers sont fabriqués à partir de polymères auxquels sont ajoutés des additifs oxydants minéraux favorisant leur dégradation en morceaux plus petits. Généralement utilisés pour des produits à courte durée d'utilisation (sacs de caisse, emballages...).

Cette révolution du plastique a entraîné entre autres des effets non négligeables sur l'environnement. Par exemple, l'utilisation importante et quasi automatique des sacs de caisse issus de la pétrochimie et non biodégradables, pose actuellement d'énormes

problèmes quant à leur traitement en fin de vie. En effet, on s'est peu à peu rendu compte qu'il fallait rapidement trouver des alternatives à ce développement durable.

De nouveaux plastiques plus respectueux de l'environnement sont en voie de développement.

Nous nous sommes donc penchés sur une des alternatives trouvées : le bioplastique, plus particulièrement sur les sacs de caisse en bioplastique.

Notre travail est composé de trois parties se divisant comme suit : La première partie de ce travail consiste en une mise au point bibliographique sur les polymères en général et à la biodégradation des polymères, tout en abordant les points suivants: la dégradation des polymères, polymères biodégradables, polymères oxo-biodégradables.

Dans la seconde partie nous nous sommes intéressés aux impacts environnementaux liés aux polymères et aux biopolymères dans différents milieux.

La troisième partie est expérimentale où nous montrerons que nous pouvons nous passer du pétrole pour élaborer des matières plastiques et si ces nouvelles matières plastiques biodégradables sont meilleures pour l'environnement.

Enfin dans une dernière partie qui sera notre conclusion, nous présenterons les alternatives des matières plastiques ainsi que le comportement que l'on doit adopter pour limiter la pollution de notre environnement.

CHAPITRE N° I : TERMINOLOGIE DES BIOPLASTIQUES BIODÉGRADABLES, COMPOSTABLES ET BIOSOURCÉS

1. Les polymères : définitions, fabrication et marchés

Les matériaux communément appelés plastiques sont des assemblages de polymères et d'additifs qui permettent différentes applications. La nomenclature classique des polymères inclut des matériaux naturels (issus de végétaux : bois, coton, jute, sisal, chanvre, liège, etc.; ou issus d'animaux; fourrure, soie, laine, etc.), semi-synthétiques (issus du bois : celluloïd, cellophane, viscose-rayonne, plastique cellulose; issus du lait : caséine; issus de la peau d'animaux : cuir, suite à un tannage; issus du latex, suite à la vulcanisation) et finalement, synthétiques (issus de la carbochimie, soit du charbon ou de la pétrochimie, soit du pétrole ou du gaz naturel) (Van der Vegt, 2005).

Dès 1600 av. J.-C., les peuples d'ancienne Mésopotamie savaient fabriquer, à partir de latex d'arbre à caoutchouc (*castilla elastica*) et du latex de gloires du matin, différents objets, dont des figurines et des balles (Hosler et autres, 1999). Seront également utilisées au cours des siècles qui suivront diverses matières plastiques naturelles telles que cornes, cires, résines. Le XIXe siècle verra le développement du caoutchouc vulcanisé, du fulmicoton et du celluloïd, avec l'apparition des thermoplastiques modernes (Andrady and Neal, 2009). Le premier polymère synthétique de grande utilisation est la Bakélite, inventée en 1909 par Baekeland, suivie par la fibre semi-synthétique rayonne (American Chemistry Council, 2013).

1.2. Utilisation des polymères

Les polymères se comparent avantageusement aux matériaux concurrents (métaux, fibres naturelles, minéraux). Ils sont rigides et résistants, permettent une bonne isolation électrique, sont inertes biologiquement, ne se corrodent pas, sont non toxiques (Andrady and Neal, 2009). Ces caractéristiques les rendent donc omniprésents dans pratiquement toutes les industries.

Près de 4 % du pétrole et du gaz produits sont utilisés comme matériau brut dans la production de polymères et la même proportion serait consommée comme source d'énergie dans le processus de fabrication (Andrady and Neal, 2009; Thompson et autres, 2009).

L'utilisation des polymères offre plusieurs avantages sociaux, en améliorant la qualité de vie et la santé des consommateurs, tels que :

- l'emballage alimentaire, permettant de réduire les pertes en conservant les aliments

en atmosphère contrôlée (Andrady and Neal, 2009);

- la mise en place d'infrastructures d'aqueduc, permettant ainsi l'accès à l'eau potable tout en éliminant les eaux usées (Andrady and Neal, 2009);
- la réduction des émissions de GES reliées au transport des marchandises qui sont allégées par l'emballage plastique (en remplacement du verre ou du métal), réduisant ainsi jusqu'à 20 % de la consommation d'essence par les véhicules de toutes sortes (Andrady and Neal, 2009).

1.4. Fabrication des polymères

Pour produire les polymères à partir de combustibles fossiles, le pétrole brut est d'abord distillé en raffinerie pour que ses différentes composantes d'hydrocarbures se séparent. Ces hydrocarbures sont des molécules d'hydrogène et de carbone. Les molécules qui servent de matières premières dans la fabrication du plastique forment un liquide appelé naphta. Avant d'en fabriquer des polymères, il faut briser les molécules qui le composent en le chauffant. La figure 2 résume ce processus de raffinage.

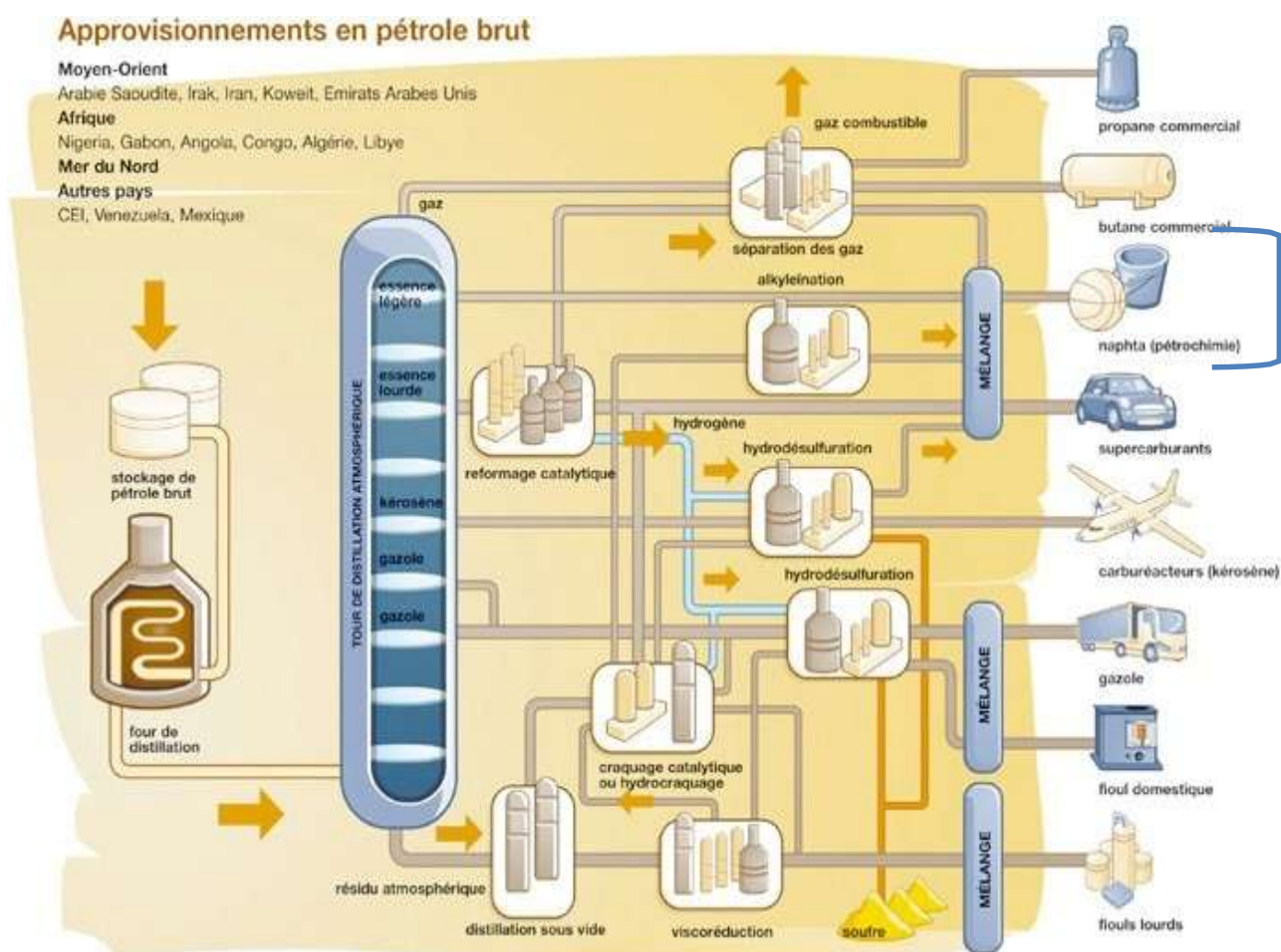


Figure 2. Comprendre le processus de raffinage : du pétrole brut jusqu'au produit final

Lors de ce processus, plusieurs produits intermédiaires tels que l'éthylène, le propylène ou l'acétylène sont extraits du pétrole, du gaz ou du charbon; ces intermédiaires seront utilisés pour la génération des monomères qui deviendront des produits finis visant la production des polymères.

Le tableau 1 permet de constater que les polymères courants proviennent de combustibles fossiles. Les principaux produits intermédiaires utilisés pour la fabrication de polymères (ainsi que des produits chimiques spécifiques à diverses industries) sont le méthanol, l'éthylène, le propylène, le butadiène, le benzène, le toluène et le xylène (de Jong et autres, 2012).

Tableau 1. Matières plastiques issues du pétrole, du gaz naturel et du charbon (Chomon, 2008, p.3)

Matières premières	Produits intermédiaires	Monomères	Matières plastiques
Pétrole Gaz naturel	Éthylène	Polymérisation Éthylbenzène – Styène Chlorure d'éthyle Dichloréthane – Chlorure de vinyle Tétrafluoréthylène Oxyde d'éthylène	Polyéthylène Polystyrène PVC PTFE Polyester
Pétrole Gaz naturel	Propylène	Polymérisation Chlorure allylique Phénol – Cyclohexanol Alcool iso Acrylonitrile	Polypropylène Polyester Polyamide 6 ABS – SAN
Charbon (coke) Gaz naturel	Acétylène (éthyle)	Acrylonitrile Chlorure de vinyle Dérivés vinyliques	Méthacrylate PVC Acétate de polyvinyle
Gaz naturel Pétrole	Butane Butylène (butène)	Butadiène	Caoutchouc Styrène Butadiène
Charbon (gaz de houille) Pétrole	Méthane	Méthanol : Formaldéhyde Acétate de vinyle	Phénol Formol Mélamine Formol Urée Formol Acétate de polyvinyle
Charbon (goudron) Pétrole	Benzène	Phénol Cyclohexane Acide maléique Éthylbenzène – Styène	Polycarbonate Polyamide 6 Polyester Polystyrène
Charbon (goudron) Pétrole	Xylène	Anhydride phtalique	Polyester
Charbon (goudron) Pétrole	Toluène	Diisocyanates	Polyuréthane

Les polymères ont des caractéristiques très distinctes les uns des autres, mais la plupart ont ces attributs en commun :

- Ils peuvent être très résistants aux produits chimiques;
- Ils peuvent être d'excellents isolants thermiques et électriques;

- Ils sont habituellement très légers en masse, avec des degrés variables de résistance;
- Ils peuvent être usinés de diverses façons, que ce soit pour des fibres minces ou des pièces complexes (American Chemistry Council, 2013).

Les polymères synthétiques les plus utilisés sont les thermoplastiques (tels que PE, PVC, PS, acrylonitrile styrène, acrylonitrile butadiène styrène, polyamide, polyoxyméthylène, polycarbonate, PET, polytétrafluoroéthylène, tétrafluoroéthylène perfluoropropylène, acétate de cellulose, polybutylène, etc.), puis les thermodurcissables (urée formaldéhyde, phénol formaldéhyde, mélamine formaldéhyde, résine d'époxy, polyuréthanes), les élastomères synthétiques (caoutchouc styrène butadiène, polybutadiène, isoprène, caoutchouc butyle, chloroprène, silicone, caoutchouc polyuréthane, etc.) et les plastiques composites (Van der Vegt, 2005).

1.4.1 Additifs utilisés

Les polymères sont rarement utilisés seuls; des additifs y sont ajoutés pour améliorer leurs performances et propriétés selon l'application à laquelle ils sont destinés, ou encore pour faciliter leur fabrication. Divers additifs qui y sont ajoutés sont décrits au tableau 2:

Tableau 2. Caractéristiques des additifs utilisés dans les polymères

Type d'additif	Caractéristique
Lubrifiant	Transport dans les machines de transformation
Antioxydant	Protection contre l'oxydation pendant la transformation
Accélérateur	Accélération des réactions entre les thermodurcissants et les caoutchoucs
Agent gonflant	Production de mousses
Composant inorganique (par exemple, du carbone ou de la silice)	Renforcement
Stabilisateur thermique	Manipulation sous chaleur
Plastifiant	Rendre souples et flexibles
Retardateur de flammes	Réduction de l'ignition et ralentissement de la propagation
Stabilisant UV	Prévention leur dégradation lorsqu'exposés au soleil
Antimicrobien	Prévention de bactéries
Additif esthétique	Colorant, matifiant, opacifiant et lustrant

Divers types d'additifs sont soupçonnés d'être problématiques pour la santé. Des études portant exclusivement sur ces additifs ont permis de mettre en lumière plusieurs problématiques de santé pour la faune, dont la propriété de perturbateurs endocriniens.

Citons en exemple les plastifiants, qui représentent jusqu'à 40 % du poids des plastiques flexibles, les polybromodiphényléthers (PBDE) qui retardent l'apparition de flammes ainsi

que les bisphénols A (BPA) pourraient être transférés du plastique vers l'humain par l'entremise de la manipulation par les enfants, par le contact avec les aliments emballés par les plastiques (Thompson et autres, 2009) ou par leur décomposition dans l'environnement.

1.5. Les polymères biofragmentables d'origine pétrochimique

Les polymères biofragmentables d'origine pétrochimiques sont constitués à partir de polymères qui ne sont pas biodégradables, tels que le PE, le PP, le PS, le PET et le PVC. Des additifs de dégradation sont ajoutés aux résines de polymères, lors de la fabrication des produits finaux, pour leur conférer la capacité à se fragmenter en fin de vie. Le taux d'additif est variable selon l'application et le type d'additif, mais est habituellement de moins de 5 % (SPI Bioplastics Council, 2013). Sous l'action des microorganismes, de l'air ou de la lumière, le polymère contenant ces additifs aura la propriété de se fragmenter en poussière. Il s'agit bien d'un processus de fragmentation plutôt que d'un processus de biodégradation.

Ces additifs sont basés sur des catalyseurs chimiques contenant des métaux tels que le cobalt, le manganèse, le fer ou des matières organiques qui peuvent permettre la fragmentation des polymères avec une oxydation chimique suite à : une irradiation aux ultraviolets, une exposition à la chaleur ou tout simplement une biodégradation de l'additif d'origine organique (SPI Bioplastics Council, 2013; European Bioplastics, 2009b).

L'industrie des biopolymères (SPI Bioplastics Council, 2013; European Bioplastics, 2009b) considère que l'utilisation de termes tels que dégradable, oxodégradable, oxobiodégradable, oxovert et dégradable en lieu d'enfouissement technique (LET), lesquels ne réfèrent pas à des spécifications, certifications ou standards établis permettant de reproduire et vérifier les affirmations, sont trompeurs. Aucune publication ou donnée évaluée par des pairs n'a encore été publiée permettant de démontrer que ces polymères oxodégradables se dégraderaient suffisamment pour être proclamés biodégradables (SPI Bioplastics Council, 2013; Narayan, 2009).

Cette terminologie suggère que les produits peuvent rapidement se dégrader et biodégrader sous diverses conditions; malheureusement, l'effet principal de l'oxydation est la fragmentation (la première phase de dégradation) en petites particules, lesquelles demeurent présentes dans l'environnement pour un temps indéterminé (SPI Bioplastics Council, 2013; European Bioplastics, 2009b). Le terme oxofragmentation serait plus approprié pour ce type de polymère (European Bioplastics, 2009b).

De plus, des plastiques hydrophobes issus de cette fragmentation pourraient migrer dans des eaux ou d'autres écosystèmes (Song et autres, 2009; Narayan, 2009). Ces fragments

demeureront dans l'environnement. Les plastiques oxobiodégradables ne sont pas une solution à la problématique de déchets, mais plutôt une conversion de contaminants visibles (les déchets de plastiques) vers des contaminants invisibles (les fragments de plastique), ce qui pourrait même encourager les comportements de déchets sauvages dans l'environnement (European Bioplastics, 2009b).

1.5.1. Les polymères dégradables

Certains polymères seraient vraisemblablement biodégradables dans l'environnement. Le poly(alcool vinylique) (PVA) est un polymère biodégradable utilisé dans l'emballage, la pharmacie, les textiles, les films, les adhésifs (Castelan, 2010).

Le polycaprolactone (PCL) et le poly(alkylene succinate) peuvent être biodégradés par des microorganismes de la nature. Le PCL est un polyester synthétisé issu du pétrole, résistant à l'eau, l'huile, les solvants et le chlore, dont la structure contient une fonction ester; la présence de l'oxygène rend le PCL dégradable par hydrolyse grâce à l'action d'enzymes abondants dans le sol (Stevens, 2003). Pour réduire son cout de production, de l'amidon lui est mélangé pour en faire des sacs à déchets à la fois rapidement fragmentable puis ses poussières sont biodégradables (Gross and Kalra, 2002). Il peut être extrudé en feuilles, bouteilles et différents articles moulés; ces qualités rendent le PCL plus qu'intéressant en tant que matériau biodégradable, bien que sa température de fusion soit de 60 °C. Le poly(ϵ -caprolactone) (PCL) est un polyester surtout utilisé comme additif avec d'autres matériaux, pour en augmenter la biodégradabilité, comme plastifiant ou pour réduire les couts. Il est utilisé dans le domaine médical ainsi que pour le paillage agricole, les sacs à déchets ou des pots pour plantes. Plusieurs variantes de ces polyesters biodégradables sont offertes sur le marché (Gross and Kalra, 2002).

Les attributs de biodégradabilités doivent être accompagnés de saines pratiques de gestion des matières résiduelles pour qu'un avantage environnemental soit ressenti. Dans le cas des biens durables qui ne requièrent pas la biodégradabilité (pour des raisons de performance, sécurité et durée de vie), le cycle de vie de ces matières plastiques devrait être allongé par des méthodes telles que la récupération suivie du recyclage ou d'une reprise d'énergie (Song et autres, 2009).

1.6. Biopolymères (bioplastiques)

Les biopolymères, tels que définis dans cet essai, sont des polymères issus exclusivement d'organismes vivants ou de polymères synthétisés à partir de ressources renouvelables. Comme reprise par l'Agence de l'Environnement et de la Maitrise de l'Énergie (ADEME) en

France, la définition de biopolymère fait référence aux polymères de la famille des bioproduits, le terme bio indiquant l'utilisation de ressources biologiques renouvelables et non la biotechnologie. Les bioproduits désignent des produits non alimentaires tirés de la biomasse (plantes, algues, cultures, arbres, organismes marins et déchets biologiques produits par les ménages, la production alimentaire et la production animale) (Bewa, 2009). En 2010, la production mondiale de biopolymères est approximativement d'un million de tonnes par année, soit moins de 0,4 % du marché des polymères; ce marché connaît une croissance de 30 % annuellement (Ravenstijn, 2010). La figure 3 illustre la capacité de production des biopolymères en 2012 selon leur utilisation finale.

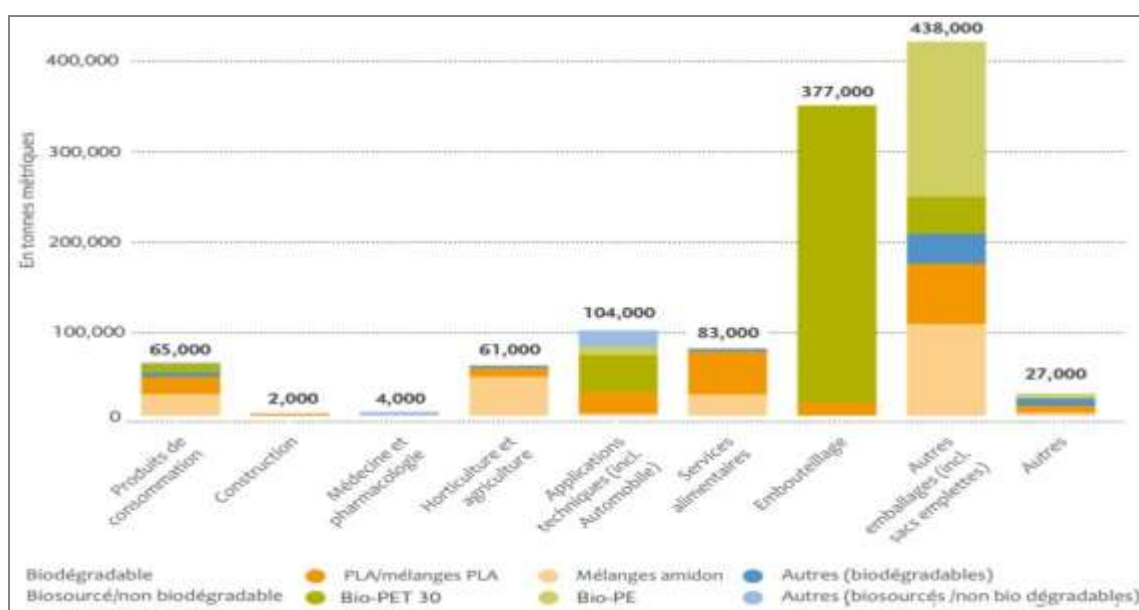


Figure 3. Capacité de production mondiale des biopolymères pour diverses applications (European Bioplastics et Institute for Bioplastics and Biocomposites, 2012).

D'un point de vue technique, pratiquement tous les matériaux industriels fabriqués de ressources fossiles pourraient être remplacés par leurs contreparties biosourcées (Raschka and Carus, 2012). Le cout de production des produits biosourcés dépasse malheureusement, dans plusieurs cas, celui des produits issus de la pétrochimie (de Jong et autres, 2012).

Un des principaux inconvénients des biopolymères est leur hydrophilie, leur rapide dégradation et, dans certains cas, leurs propriétés mécaniques non satisfaisantes dans des environnements humides (Yu et autres, 2006).

Les biopolymères, bien qu'ils soient issus de ressources renouvelables, demeurent dépendants de la pétrochimie, puisqu'ils proviennent souvent d'une culture agricole : les produits utilisés pour fertiliser les terres et les traitements phytosanitaires sont principalement issus de la pétrochimie, les équipements requis pour le labourage, les semis, l'irrigation ainsi

que les récoltes et finalement, la conversion de la biomasse en biopolymères représentent des étapes requérant du pétrole ou ses dérivés, sans compter le transport requis entre chaque étape.

Les biopolymères d'origine biologique peuvent être classés en trois groupes (Yu et autres, 2006; Bewa, 2006) :

1. Les polymères naturels, qui sont divisibles en deux familles : polysaccharides (amidon, cellulose) et protéines (animales ou plantes);
2. Les polymères synthétisés par des bactéries (fermentation), tels que le polyhydroxyalcanoate (PHA) et le polyhydroxybutyrate (PHB);
3. Les polymères synthétiques issus de biotechnologie de monomères naturels, tels que l'acide polylactique (PLA).

Cette classification des biopolymères est illustrée à la figure 4.

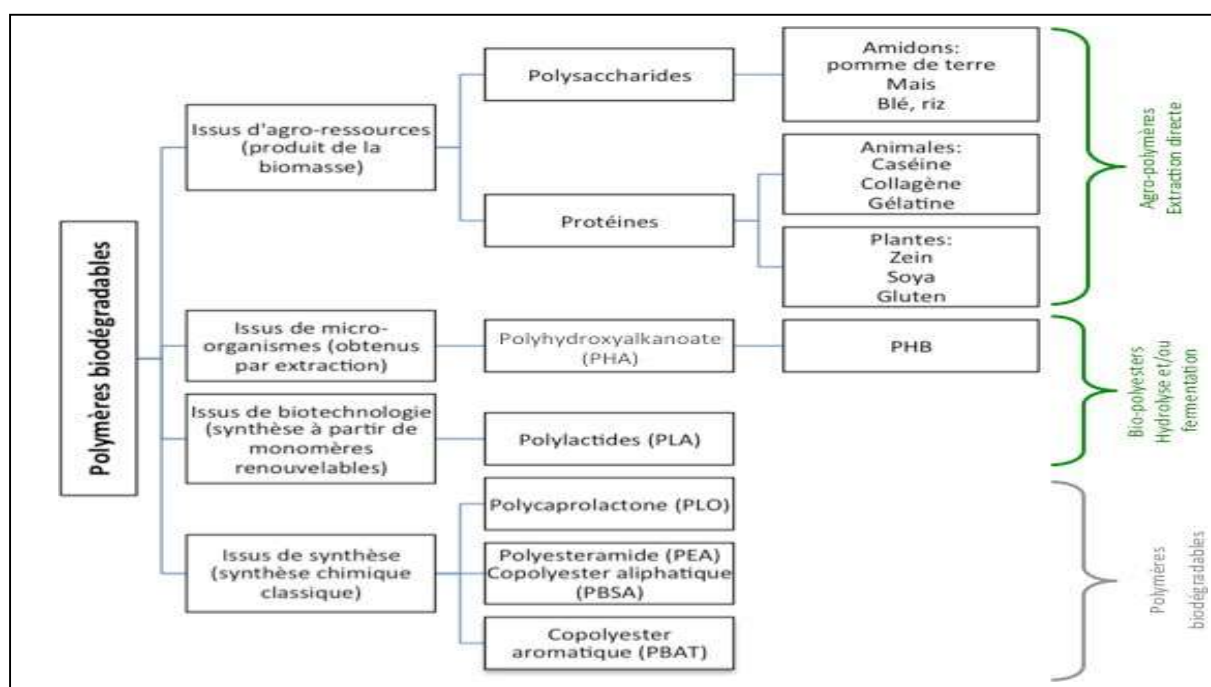


Figure 4. Classification des polymères et biopolymères biodégradables (adapté de Jarroux, 2010, p.2; Avérous, 2004, p.235).

1.7. Utilisation des biopolymères

L'utilisation des biopolymères est freinée par la concurrence des polymères réguliers, peu coûteux et connus par leurs utilisateurs (Gross and Kalra, 2002). Les infrastructures permettant leur valorisation doivent également être développées et requièrent d'importants investissements; sans leur compostage ou leur recyclage, les biopolymères sont voués aux lieux d'enfouissement techniques (LET) (Gross and Kalra, 2002).

De nouveaux biopolymères doivent être développés pour pallier leurs faiblesses, dont

leur non- durabilité, leur manque de force et leur prix élevé (van Beilen et Poirier, 2008). Lorsque ces biopolymères auront atteint une masse critique en réponse à une amélioration de leur performance et des couts de production, que le prix des produits pétrochimiques continuera de croitre et que les consommateurs auront acquis une meilleure connaissance quant à leurs qualités environnementales, leur cout sera plus abordable (Song et autres, 2009).

Trois grands créneaux d'applications sont identifiés par rapport aux propriétés des biopolymères : la médecine, l'agriculture et les emballages (Rabetafika et autres, 2006).

Les biopolymères sont utilisés dans des applications de courte durée, où leur biodégradabilité représente un avantage (European Bioplastics, 2012), entre autres dans des emballages alimentaires, les sacs jetables, les films de paillage agricoles, les couches jetables et même les tees de golf (Song et autres, 2009; Rabetafika et autres, 2006). Ils sont également utilisés dans des applications plus durables, telles que les textiles, les biens de consommation, les pièces automobiles et les matériaux de construction lorsque l'emphase est mise sur l'utilisation de ressources renouvelables; les propriétés de biodégradabilité sont supprimées ou contrôlées lors de leur conception (Song et autres, 2009).

1.7.1. Emballages et alimentation

Le taux de valorisation des plastiques au Québec n'est que de 16 % (Recyc-Québec, 2012) et de 22 % en Europe (PlasticsEurope, 2012). Étant donné le faible taux de valorisation et recyclage des matériaux d'emballage à travers le monde (Mojo, 2007; Kale et autres, 2007; Avérous, 2004), les biopolymères biodégradables présentent plusieurs avantages s'ils ne sont pas enfouis. Comme l'illustre la figure 4, de tous les biopolymères fabriqués en 2011, 77 % étaient destinés aux services alimentaires, à l'embouteillage et à d'autres fins d'emballage. Ils sont plus spécifiquement utilisés dans les sacs à déchets et emballage, les sacs pour résidus verts et matières putrescibles, divers produits pour le service de préparation alimentaire et la restauration (tels que couverts à usage unique compostables, emballage alimentaire, pellicules plastiques, papier laminé, contenants) (Luckachan et Pillai, 2011; Gross and Kalra, 2002).

Trois types de biopolymères, soit le PLA, les polymères à base d'amidon ainsi que les polymères à base de cellulose, vivent actuellement un développement industriel pour la fabrication des emballages (Rabetafika et autres, 2006). Certaines de ces applications sont citées dans le tableau 3.

Tableau 3. Propriétés spécifiques des biopolymères et les applications attendues (Compilation, d'après : *Rabetafika et Al*, 2006, pp.191 et 193)

Propriétés spécifiques des biopolymères et les applications attendues		
Biopolymères	Propriétés particulières	Applications ciblées
Polymères à base d'amidon	Antistatique, anticondensation, toucher naturel	Emballages et sacs, pellicules alimentaires, produits d'hygiène, sacs de pommes de terre, couverts jetables, plateaux de légumes, filets
Polymères à base de cellulose	Transparence, antistatique	Emballages pellicule alimentaires, pellicules diverses
Polymères à base de protéines	Comestible, grande diversité chimique des acides aminés, perméabilité sélective aux gaz	Galénique, emballages alimentaires
Polymères à base d'huile	Siccativité	Peinture, vernis
Polymères de synthèse à base d'acide lactique	Anticondensation, brillance, antibactérien	Raviers et pots, bouteilles d'eau et de lait, gobelets jetables, fenêtres transparentes d'emballage, emballages divers, textiles
Polyesters bactériens (polyhydroalcanoates)	Propriétés piézoélectriques, antioxydantes, insolubilité dans l'eau	Emballage cosmétique, pellicules, raviers et couverts jetables, médical, matériau ostéosynthétique, emballage rigide
Caoutchouc	Élastomère	Vulcanisation

1.7.2. Domaine médical

Les premières applications des biopolymères sont médicales; leur cout élevé de départ se justifie dans ces applications à haute valeur ajoutée (Rabetafika et autres, 2006). Les applications médicales sont nombreuses, plusieurs biopolymères étant biocompatibles en plus d'être biodégradables. Elles sont utilisées pour l'encapsulation de médicaments à libération contrôlée, les fils de suture, les vêtements et accessoires médicaux, la peau artificielle, les vis et ligaments artificiels (Luckachan et Pillai, 2011; Castelan, 2010). Plusieurs types de biopolymères sont actuellement employés dans le domaine médical, dont le PLA, le PGA, les PHA et la cellulose (Luckachan et Pillai, 2011; Rabetafika et autres, 2006).

1.7.3. Agriculture et horticulture

Il existe plusieurs applications agricoles pour les bioplastiques, parmi lesquelles se retrouvent les films de paillage au sol, les pots et les ficelles, la libération contrôlée de pesticides et nutriments, le conditionnement de sols, la protection de semences, les plateaux à semences, les sacs d'engrais, les cordes pour les cultures marines ainsi que les pellicules

destinées à la protection de plants (Luckachan et Pillai, 2011; Jarroux, 2010; Castelan, 2010).

En agriculture marine, les biopolymères sont employés pour confectionner les cordes et les filets de pêche. Ils sont également utilisés comme supports pour les cultures marines (Rabetafika et autres, 2006).

Les films de paillage agricoles permettent de favoriser la croissance des plantes, en réduisant l'évaporation de l'eau, en réduisant les mauvaises herbes et en augmentant la température du sol. Les frais liés à l'enlèvement de ces films représentent des coûts supplémentaires à la production; leur biodégradabilité en humus permet donc de réduire les coûts tout en optimisant la production agricole (Jarroux, 2010; Rabetafika et autres, 2006). Des gains économiques et environnementaux évidents sont obtenus.

La libération contrôlée de produits chimiques, dans l'agriculture, est avantageuse pour l'environnement. En utilisant des biopolymères, il est possible de contrôler la quantité de produits émis, la période d'émission, leur emplacement et donc leur efficacité. Ils permettent d'utiliser moins de produits et de limiter les déversements dans l'environnement (infiltration, volatilisation, dégradation) (Jarroux, 2010). Les polymères couramment utilisés en agriculture sont l'amidon, la chitine, l'acide alginique, la cellulose et la lignine (Luckachan et Pillai, 2011; Jarroux, 2010).

1.7.4. Autres applications

Les biopolymères sont sporadiquement utilisés pour des applications plus spécifiques, tels que dans l'industrie automobile, l'électronique ou encore la construction, mais également pour des biens de consommation de courte durée comme les couches-culottes et les produits d'hygiène féminine (Luckachan et Pillai, 2011; Rabetafika et autres, 2006). Des fibres destinées à l'ameublement et aux vêtements sont également développées (Luckachan et Pillai, 2011).

2. La biodégradabilité

Les polymères issus de la pétrochimie, tels que le polyéthylène (PE) et le polypropylène (PP), persistent dans l'environnement de nombreuses années après leur mise au rebut. Les polymères sont également souvent souillés par des aliments ou d'autres substances les rendant peu ou pas recyclables (Gross and Kalra, 2002). Plusieurs biopolymères, pour leur part, peuvent se dégrader dans un environnement favorable grâce à l'entremise de bactéries, champignons et algues.

La propriété de biodégradabilité est une fonctionnalité qui touche l'étape de fin de vie des

produits. La biodégradabilité peut être avantageuse pour certaines applications, notamment lorsqu'il est préférable d'un point de vue technique, économique et environnemental de laisser le matériau dans le sol (par exemple, les films de paillage agricoles) (Castelan, 2010).

2.1. Biodégradation

La biodégradation peut être décrite comme un phénomène de dégradation, de décomposition de matières organiques par une perte des propriétés mécaniques et une modification chimique (photodégradation, oxydation, hydrolyse, thermodégradation) ainsi que par l'action des microorganismes (bactéries, enzymes, champignons) qui permettra au matériau dégradé d'être converti en dioxyde de carbone (CO₂), en eau (H₂O) ou en méthane (CH₄) et éventuellement en biomasse et résidus (Luckachan et Pillai, 2011; Castelan, 2010; Jarroux, 2010; Song et autres, 2009; Krzan et autres, 2006; Jayasekara et autres, 2005; Gross and Kalra, 2002).

L'action de biodégradation peut être mesurée par des tests standardisés au cours d'une période déterminée, et ce, dans des conditions simulant l'environnement final dans lequel le polymère sera disposé, selon le standard ASTM D6813 (Song et autres, 2009). La norme ASTM D 6400-99 définit le plastique biodégradable comme étant un plastique dont le résultat de biodégradation sera issu de l'action de microorganismes présents dans la nature comme les bactéries, les champignons et les algues (Luckachan et Pillai, 2011).

2.2. La chimie de la dégradation

La biodégradation des polymères se fait en deux étapes, soit la détérioration du polymère (biofragmentation) puis la bioassimilation (minéralisation) (Krzan et autres, 2006). Le mécanisme de biodégradation est illustré à la figure 5.

2.2.1. Première étape : détérioration du biopolymère (biofragmentation)

Cette étape correspond soit à une détérioration physicochimique du produit (mécanique, chimique ou thermique, telle que stress, lumière ou chaleur) ou à une biofragmentation du produit par des êtres vivants (vers de terre, bactéries, champignons, insectes). Le résultat de cette biofragmentation, soit le morcèlement, permet d'augmenter la surface qui sera en contact avec les microorganismes lors de la seconde étape (Luckachan et Pillai, 2011; Castelan, 2010; Krzan et autres, 2006).

2.2.2. Seconde étape : bioassimilation, minéralisation

La bioassimilation, soit la digestion du matériau par les microorganismes et les enzymes, permet de transformer le polymère en métabolites qui sont assimilés par les microorganismes et enzymes, pour finalement être minéralisés. Le processus de minéralisation, nécessaire pour que soit complet le processus de biodégradation, résultera en molécules simples comme le CO₂, le CH₄, l'H₂O et une nouvelle biomasse (Luckachan et Pillai, 2011; Castelan, 2010; Krzan et autres, 2006). Les tests de biodégradation utilisent la quantification des émissions produites pour confirmer le taux de dégradation, prouvant que le matériel entre dans un cycle du carbone et ne s'est pas tout simplement détérioré en particules microscopiques persistant dans l'environnement (Krzan et autres, 2006).

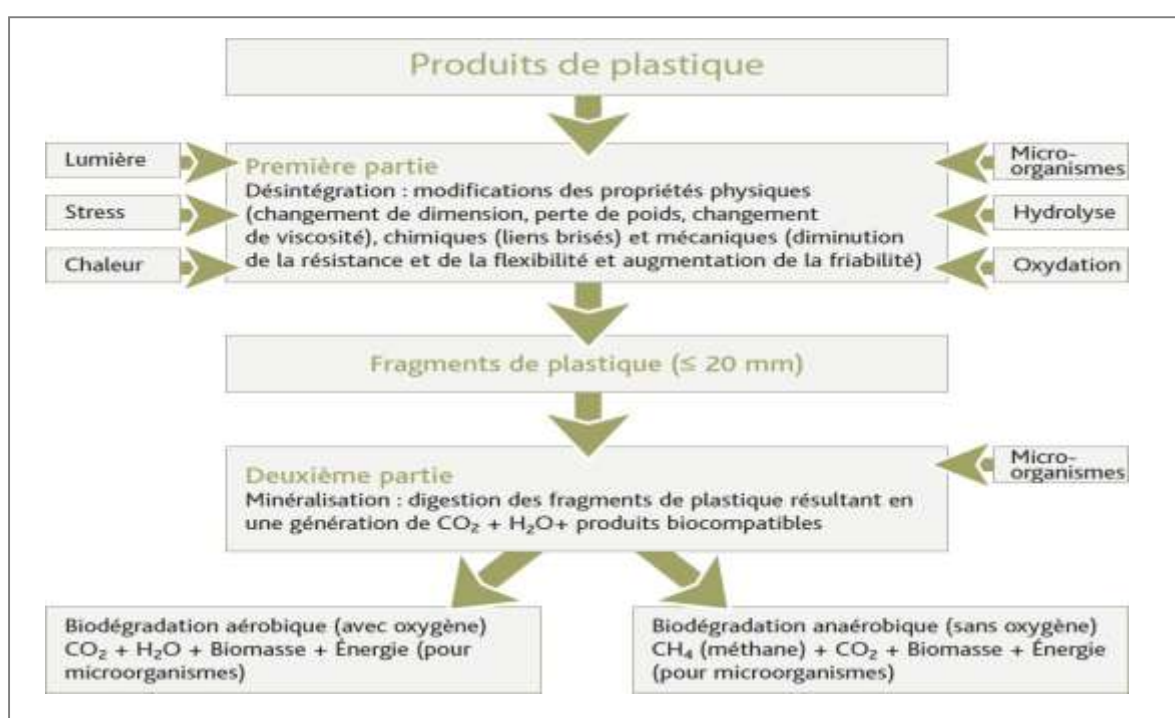


Figure 5. Schéma simplifié du processus de dégradation d'un plastique (tiré de: Taillefer, 2007, p.8)

2.3. Paramètres influençant la biodégradation

La biodégradation est influencée par un certain nombre de facteurs, lesquels sont dépendants du milieu (les paramètres physicochimiques et microbiologiques dans lesquels se retrouve le polymère) ainsi que des propriétés des polymères (Stevens, 2003). La figure 6 résume les différents éléments pouvant affecter la biodégradation.

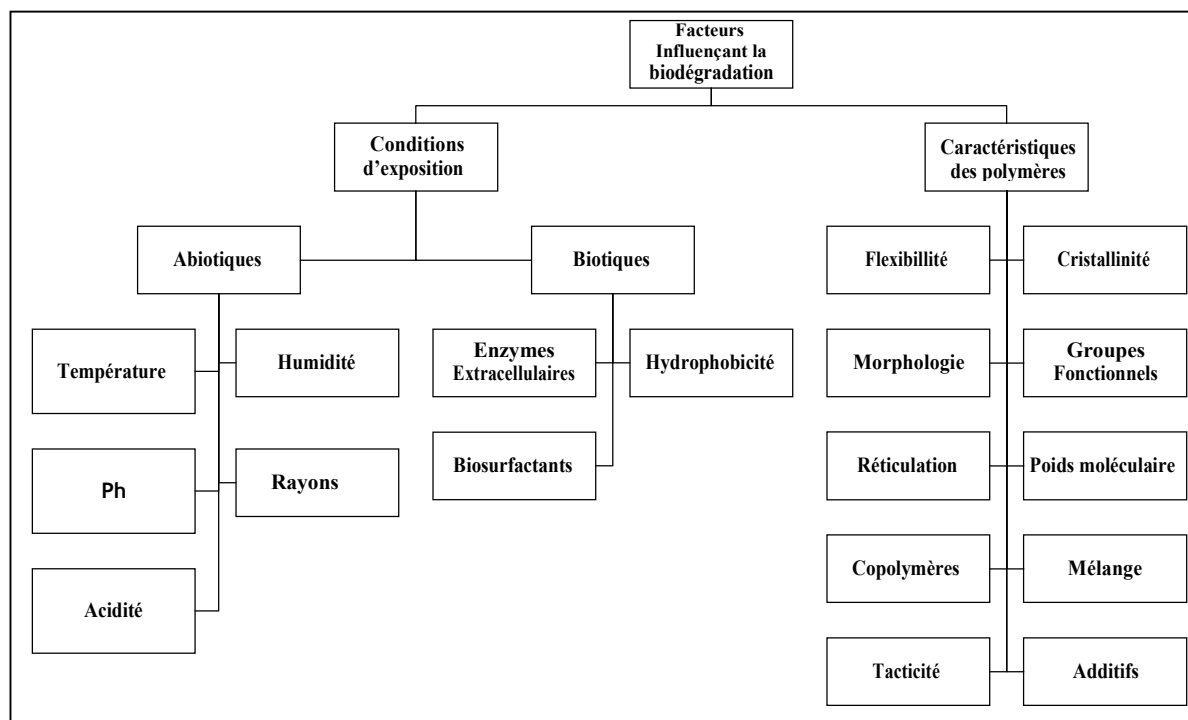


Figure 6. Facteurs affectant la biodégradation des polymères (Compilation et traduction libre, d'après : Kijchavengkul and Auras, 2008, p.799; Kale et autres, 2007).

2.3.1. La structure et les propriétés des polymères

La structure chimique des biopolymères leur confère leur dégradabilité ou leur stabilité dans l'environnement (Castelan, 2010; Kijchavengkul and Auras, 2008). Pour qu'un polymère puisse être biodégradable, une partie de sa chaîne (voir la section 1.3 Les polymères) doit être similaire à des substances présentes dans l'environnement, permettant ainsi aux microorganismes de briser la chaîne avec des enzymes existants pour les utiliser comme source d'énergie (Kijchavengkul and Auras, 2008). Par exemple, des microorganismes brisent l'amidon pour en utiliser le glucose qui sera brisé en deux molécules d'acide pyruvique (CH₃-CO-COOH), puis fermenté en acide lactique ou converti en CO₂ pour générer de l'énergie (Kijchavengkul and Auras, 2008).

Les polymères issus de la famille des polyoléfines (PP, HDPE, LDPE, LLDPE) et des vinyles, contenant des chaînes de carbone, sont très stables et résistants à la dégradation. En comparaison, les polyesters biodégradables (PLA, PHA) ont des liens estériques les rendant dégradables chimiquement grâce à l'eau (hydrolyse) (Kijchavengkul and Auras, 2008).

Les conditions de transformation (pressions, températures) et les additifs incorporés (plastifiants, lubrifiants, matières colorantes, protecteurs UV) créeront des matériaux aux caractéristiques différentes, modifiant également le processus de biodégradation (Castelan, 2010).

Taille et forme

La taille et la forme du polymère ont un rôle dans la biodégradation; des polymères de plus grandes surfaces se dégraderont plus rapidement si une plus grande proportion du polymère est en contact avec l'humidité et les microorganismes, permettant l'hydrolyse et la dégradation enzymatique (Kale et autres, 2007).

Structure et flexibilité

La flexibilité d'un polymère indique combien d'énergie est requise pour faire pivoter des molécules autour d'un lien et combien il est aisé de déplacer des atomes plus près ou plus loin des autres. Si une chaîne est plus flexible, plus de sites seront accessibles pour que le processus d'hydrolyse prenne place et que les enzymes s'y installent (Kale et autres, 2007).

Cristallinité

Les réactions d'hydrolyse sont possibles grâce à l'infiltration d'eau dans le polymère, ceci dans des régions amorphes, qui sont plus flexibles alors que les régions cristallines sont hydrofuges (Castelan, 2010; Kale et autres, 2007).

Poids moléculaire

En général, les polymères sont à l'abri des attaques microbiennes si leur poids moléculaire est élevé (la masse du PLA \geq 20 000 Dalton), puisque les molécules sont trop grandes pour permettre l'entrée des microorganismes. Les microorganismes peuvent dégrader les parties de faible poids moléculaire, qui sont ensuite métabolisées. Les biopolymères naturels, tels que l'amidon et la cellulose, sont attaqués directement par les enzymes produits par les microorganismes qui dépolymérisent directement la structure. D'autres polymères biodégradables seront dégradés par hydrolyse ou photodégradation avant de pouvoir être dégradés par microorganismes (Chandra and Rustgi, 1998).

Composition copolymérique

Finalement, s'il s'agit d'un copolymère, sa dégradation sera dépendante des différents monomères qui le composent. En général, en augmentant l'irrégularité des chaînes, la cristallinité sera réduite et la biodégradabilité est accrue, à moins d'ajouter des structures qui permettent la rigidité à la chaîne (Kale et autres, 2007).

2.3.2. Conditions d'exposition Eau et humidité

L'eau et l'humidité peuvent affecter la biodégradation de deux façons. Premièrement, l'eau est requise pour la croissance et la reproduction des microorganismes; lorsqu'il y a de l'humidité, il devrait y avoir de l'activité microbienne et les polymères devraient se dégrader plus rapidement. Deuxièmement, l'hydrolyse joue un rôle important dans la dégradation de

certaines polymères et l'hydrolyse devrait augmenter dans des environnements humides, permettant d'augmenter le nombre de sites disponibles pour les microorganismes (Kale et autres, 2007).

Acidité

Pour les polymères hydrodégradables, la réaction peut être modifiée par le pH. Par exemple, le taux d'hydrodégradation du PLA est plus lent à un pH de 5,0 et plus rapide dans des solutions plus alcalines ou plus acides (Auras et autres, 2004). À leur tour, les produits de dégradation tels que l'acide lactique issu du PLA, peuvent modifier le pH de l'environnement. Des changements dans le pH peuvent changer non seulement le degré d'hydrodégradation, mais également la croissance de microorganismes (Kale et autres, 2007).

Température

La température est un facteur notoire dans le contrôle de la biodégradation, puisque le taux de réaction de l'hydrolyse et l'activité microbienne s'accroissent lorsque la température augmente. Si les températures sont trop élevées, l'activité microbienne diminue ou s'arrête. Les microorganismes peuvent croître et se reproduire de façon optimale à différentes températures (Kale et autres, 2007).

Conditions aérobie ou anaérobie

Lors de la biodégradation aérobie, les microorganismes utilisent l'oxygène et consomment le carbone du biopolymère comme source alimentaire; il en résulte du CO₂ et de l'eau, ce qui correspond à une oxydation biologique enzymatique. Cette réaction domine si un haut taux d'oxygène (au moins 6 %) est présent. Si le taux d'oxygène est moindre, les microorganismes aérobies modifient leur taux de métabolisation, ce qui implique une réduction du taux de biodégradation. En condition anaérobie, des microorganismes consomment du carbone du polymère et évacuent du CH₄ et du CO₂. Chaque type de microorganisme peut consommer du carbone de biopolymères à différentes vitesses; la biodégradation en condition aérobie peut différer totalement que celle de conditions anaérobies (Kale et autres, 2007).

Paramètres microbiologiques

La densité de la population (concentration) microbiologique, le conditionnement antérieur (adaptation et acclimatation), la distribution dans l'espace, la diversité microbienne et des métabolismes auront un grand impact sur la biodégradation (Castelan, 2010). Par exemple, les enzymes adoptent des sites de formes variées et ont donc des affinités plus grandes de biodégradation pour certains polymères. Les moisissures *Aspergillus Niger* et

Aspergillus Flavus produisent des enzymes qui dégradent des polyesters spécifiques (issus de monomères diacides ayant de 6 à 12 atomes de carbone) plus rapidement que ceux issus d'autres monomères (Chandra and Rustgi, 1998). Divers microorganismes consomment donc des polymères spécifiques à des vitesses différentes (Kale et autres, 2007).

D'autres paramètres physicochimiques du milieu de dégradation ont un impact, dont le milieu (enfoui dans la terre, surface du sol, eau douce, mer, composteur), la teneur en agents nutritifs (azote, phosphore), les conditions de mélange et de turbulence et la salinité (Castelan, 2010).

2.3.3. Compostabilité

Le compostage est un processus naturel par lequel les matières organiques se décomposent en une substance foncée riche en éléments nutritifs appelée humus, un amendement pour le sol. La décomposition se fait principalement par des microorganismes (mésophiles et thermophiles), dont les bactéries, moisissures et actinomycètes (Kijchavengkul and Auras, 2008).

Ce processus requiert du carbone, de l'azote, de l'eau et de l'oxygène. Les microorganismes utilisent le carbone comme source d'énergie et l'azote pour construire leurs structures cellulaires. Pour la reproduction des microorganismes thermophiles, un ratio de 30:1 carbone azote (C:N) est idéal et permet d'accélérer le processus de compostage (Trautmann and Krasny, 1997).

Le compostage se déroule sur trois phases : la première, mésophile, qui dure quelques jours, puis une phase active de compostage pendant laquelle la température s'accroît et demeure élevée (s'il y a de l'oxygène), entraînant une activité microbiologique intense. Lors de la dernière étape, celle de maturation (ou étape mésophile), la température décroît, mais le compostage des matériaux se poursuit à une vitesse ralentie (Kijchavengkul and Auras, 2008; Trautmann and Krasny, 1997). La figure 7 illustre la progression de la température pendant le processus de compostage.

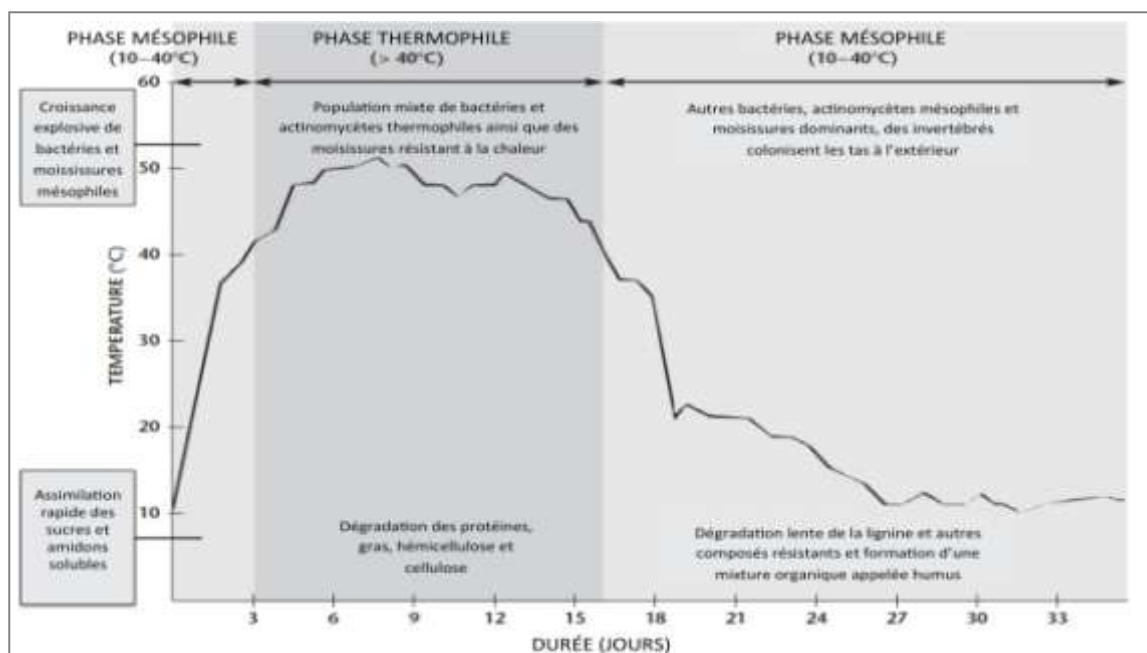


Figure 7. Les trois phases du compostage thermophile (traduction libre de : Trautmann and Krasny, 1997, p. 2).

Le ratio C:N décroît graduellement de 30:1 à 15:1 vers le compost mature; lorsque les microorganismes consomment la biomasse, deux tiers du carbone sont soutirés et réémis en CO₂ dans l'atmosphère alors que l'azote sera recyclé en nouveaux microorganismes (Trautmann et Krasny, 1997). Lors de carences d'oxygène, le processus de décomposition devient anaérobie; le résultat deviendra du biogaz principalement composé de CH₄, de sulfure d'hydrogène ainsi que du digestat, un amendement de sol similaire au compost (Kale et autres, 2007; Trautmann and Krasny, 1997). Le biogaz peut être utilisé pour produire de la chaleur, de l'électricité et du CO₂ (Kale et autres, 2007).

Le compost peut être produit à grande échelle, dans des équipements industriels, ou à petite échelle dans des installations résidentielles (Kale et autres, 2007).

Le compostage domestique implique des températures plus faibles que le compostage industriel, la température de la pile de compost étant souvent inférieure pour passer à la phase thermophile; la durée du processus de décomposition pourrait aller jusqu'à six mois (Kijchavengkul and Auras, 2008).

Un biopolymère est compostable s'il se dégrade à la suite de processus biologiques ayant lieu lors du compostage; il en résultera du CO₂, de l'eau, des composés inorganiques et de la biomasse, dans un délai compatible avec ceux d'autres matériaux compostables (les déchets verts) et il ne laissera pas de résidus toxiques ou visibles à l'œil nu (Luckachan et Pillai, 2011; Castelan, 2010; Song et autres, 2009).

2.3.4. Oxodégradation (biofragmentation)

Un processus souvent associé avec d'autres types de dégradation et qui implique la réaction du polymère avec l'oxygène (Krzan et autres, 2006). La section 1.5 explique plus en détail le concept d'oxodégradation.

2.3.5. Photodégradation

Un polymère dont la dégradation initiale se fait par l'entremise de la lumière (UV), même si la dégradation subséquente s'effectue par des microorganismes ou une réaction chimique, est nommé photodégradable (Jayasekara et autres, 2005). Ce type de dégradation est habituellement induit par l'ajout d'additifs photosensibles qui relâchent des radicaux libres sous l'exposition aux rayons UV du soleil (Krzan et autres, 2006).

2.3.6. Hydrodégradation ou hydrolyse

C'est un processus de dégradation qui requiert des groupes hydrolysables qui absorbent l'humidité de leur environnement et mènent vers une coupure de la chaîne polymérique (Krzan et autres, 2006). L'hydrolyse crée des scissions dans les chaînes polymériques, ce qui cause rapidement des réductions de poids moléculaire; cette réaction accélère la biodégradation puisque les molécules de petite taille sont plus susceptibles d'être touchées par des réactions enzymatiques (Kijchavengkul and Auras, 2008).

CHAPITRE II : LES POLYMÈRES, BIOPOLYMÈRES ET LEURS IMPACTS SUR L'ENVIRONNEMENT

L'ubiquité des plastiques dans la vie quotidienne a un impact important sur l'environnement : sa présence contribue aux 746 kilos de matières résiduelles générées par Québécois et enfouies chaque année (Recyc-Québec, 2012), matières responsables d'une génération de GES supplémentaires suite à leur transport vers un lieu d'enfouissement. L'enfouissement et le recyclage ne tiennent pas compte d'un troisième lieu ultime pour ces résidus, l'environnement urbain et naturel. Ainsi, lorsque des contenants appropriés pour les matières résiduelles ne sont pas à la portée du consommateur, ils sont disposés aisément dans la nature. Ces polymères, choisis pour leur durabilité, perdurent dans l'environnement selon leurs caractéristiques ainsi que l'environnement dans lequel ils sont abandonnés.

Les impacts les plus reconnus sur l'environnement sont reliés à l'enchevêtrement, l'ingestion, la suffocation et un affaiblissement général des animaux; ces impacts sont reliés à la perception du public d'événements d'échouage.

Selon Moore (2008), un total de 267 espèces d'organismes marins, au niveau planétaire, est affecté par des débris de plastique, un nombre qui augmentera au fur et à mesure que seront évaluées des espèces de plus petite taille. Il a été démontré que les polymères se fragmentent dans l'environnement et sont ingérés par la faune (Barnes et autres, 2009). Les tortues de mer, 26 espèces de cétacés et presque la moitié de toutes les espèces d'oiseaux de mer ingèreraient ou s'enchevêtreraient dans des déchets de plastique (Moore, 2008). Selon une revue faite par Todd et autres (2010), les mammifères marins, les tortues, les oiseaux de mer et les crustacés seraient particulièrement affectés par les déchets plastiques marins.

Les problématiques moins reconnues sont les risques encourus par les transports marins, les pêcheries et autres activités maritimes. Les espèces envahissantes, transportées par des débris de plastique flottant ou coulant au fond malgré leur flottabilité, représentent également une problématique importante reliée à la pollution des polymères dans les océans; ces espèces pourraient mettre en péril des espèces endémiques dans les environnements côtiers.

Les aspects techniques, économiques et sociaux (par exemple, l'impact de la production des produits biosourcés sur les prix des denrées alimentaires), bien qu'importants, ne seront pas étudiés bien qu'ils fassent partie inhérente des impacts qu'ont les biopolymères sur la société.

1. Avantages et inconvénients reliés à l'utilisation des polymères fragmentables

L'utilisation de biopolymères permet de réintroduire les polymères dans le cycle du carbone; les ressources fossiles sont également renouvelables, mais à raison d'un cycle de millions d'années. Le taux de consommation des ressources fossiles étant plus rapide que leur renouvellement, le cycle du carbone est déséquilibré dans notre consommation fossile. En comparaison, les biopolymères, fabriqués à partir de maïs et d'amidon, peuvent être reconvertis en biomasse presque aussi rapidement (Kijchavengkul and Auras, 2008).

L'impact visuel des déchets sauvages risque peu d'être réduit avec l'utilisation de biopolymères, puisque les déchets sauvages qui se retrouvent dans les arbres ou sur le béton ne sont pas exposés à un niveau suffisant d'organismes microbiologiques pour s'y décomposer. Cette problématique risque même de s'accroître si les consommateurs croient que les biopolymères (ou polymères biofragmentables) vont disparaître rapidement dans l'environnement (Environment Australia, 2002).

Les émissions de GES de l'industrie pétrochimique peuvent être réduites; selon plusieurs analyses de cycle de vie, les technologies visant la production de biopolymères consommeraient moins d'énergie, permettant de réduire les émissions de GES qui y sont associées en comparaison aux équivalents issus de la pétrochimie. Les technologies de fabrication des polymères ainsi que des biopolymères devraient s'optimiser; les nouvelles méthodes d'exploitation pétrochimique (sables bitumineux, exploration en haute mer, exploration arctique) auront toutefois un défi de taille à relever pour atteindre la même efficacité que les biopolymères (de Jong et autres, 2012).

En contrepartie, les biopolymères émettent des biogaz lorsqu'ils sont enfouis et peuvent contribuer aux émissions de GES. Le biogaz récupéré pour la cogénération d'énergie et de chaleur représente une source d'énergie renouvelable, puisque son contenu en carbone provient d'une absorption dans l'atmosphère. Lorsque ces biogaz ne sont pas récupérés, une émission supplémentaire de CH₄ et de CO₂ en résulte (Environment Australia, 2002).

Bien que les biopolymères biodégradables soient conçus dans un esprit de compostage en fin de vie, leur utilisation permettrait l'augmentation théorique de la capacité des sites d'enfouissement, en se décomposant dans une période relativement courte et en libérant d'autres matériaux tels que les aliments pour la dégradation (Environment Australia, 2002). Leur utilisation dans l'industrie alimentaire permet, pour sa part, de faciliter la valorisation par différentes méthodes de recyclage (dont le compostage ou la biométhanisation) sans avoir à investir dans des activités coûteuses de tri des matières, pour lesquelles peu d'industriels sont enclins à investir; pour un compost (ou un digestat) de qualité, un tri doit tout de même être effectué afin de ne conserver que les matières

réellement putrescibles. Au Québec, l'enfouissement de matières putrescibles doit cesser d'ici 2020. L'utilisation de matériel biodégradable représente donc une mesure incitative supplémentaire pour faciliter et améliorer la gestion des matières putrescibles, le produit final pouvant être utilisé comme substrat.

2. Problématiques environnementales reliées aux biopolymères

La biodégradabilité des biopolymères est avantageuse dans l'optique où des installations sont disponibles pour composter ces matériaux. S'ils doivent être transportés dans un site de compostage distant, la quantité de ressources fossiles requises pour leur transport et les émissions de GES associées pourraient annuler le bénéfice relié à leur utilisation.

Les biopolymères présentent plusieurs perfectionnements quant à leur production, les rendant plus durables en comparaison aux polymères issus de la pétrochimie, dont les améliorations exposées dans le tableau 4.

Tableau 4. Améliorations durables des biopolymères comparativement aux polymères issus de la pétrochimie (traduction libre de : Alvarez-Chavez et autres, 2012, p.50)

Biopolymère	Amélioration durable
PHA	Fortement dégradabile
PLA	Production requiert de 30 à 50 % moins d'énergie fossile et génère de 50 à 70 % moins de CO ₂ . Utilisation comparable de l'eau avec les meilleurs PIP, recyclable, compostable à une température supérieure à 60 °C.
Amidon thermoplastique	Production requiert 68 % moins d'énergie que son homologue PIP. Émissions de CO ₂ plus faibles que les PIP. Biodégradable et compostable.
Bio-uréthane	Production requiert 23 % moins d'énergie et 36 % moins de GES comparativement aux PIP.
Cellulose et lignine	La dégradation biologique de la lignine est un peu plus faible que celle de la cellulose. Compostable.
Poly(triméthylène-téréphtalate)	Sa production requiert de 26 à 50 % moins d'énergie et émet 44 % moins de GES que son homologue PIP. Aucune utilisation d'additifs chimiques. Biodégradable. Potentiellement recyclable.
Zéine de maïs et protéine de soya	Biodégradable et compostable

Légende : PIP : Polymère issu de la pétrochimie

Il n'en demeure pas moins que des problématiques environnementales importantes sont également reliées à leur fabrication, telles que décrites dans le tableau 5.

Tableau 5. Risques environnementaux reliés aux biopolymères (Alvarez-Chavez et autres, 2012, p.50)

	Bioplastique							
	PHA	PLA	ATP	Bio uréthane	Cellulose et lignine	PTT (poly (triméthylène-téréphtalate))	Zéine de maïs et protéine de soya	Nano-biocomposites (cellulose et lignine)
Impact environnemental								
Matières premières issues de méthodes agricoles industrielles, incluant les OGM	√	√	√			√	√	
les données sur la consommation énergétique sont controversées	√							
Utilisation de 1- octanol (écotoxique) et étain organique (accumulation dans les organismes vivants)		√						
Besoins en énergie et en eau élevés pour la fabrication					√			√
Moins de 5 % issus de matières renouvelables lors de la fermentation du glucose						√		
Potentiel de toxicité des nanoparticules inconnu								√

2.1 Impact esthétique

La problématique principale associée aux plastiques, aux yeux des médias et du public, est l'impact visuel des plastiques abandonnés qui se concentrent sur les côtes et les plages. Les utilisateurs des plages et les touristes ont une perception négative de ces débris; des préoccupations financières sont rattachées au nombre de visiteurs qui pourraient quitter ces lieux suite à cette perception (Gregory, 2009).

3. Les effets des polymères sur l'environnement aquatique

La conception et la mise en marché de polymères hydrophobes, mais fragmentables, sans garantir qu'une population microbienne pourra assimiler les fragments dans leur lieu ultime d'élimination dans un court laps de temps pourraient être plus nuisibles à l'environnement que s'ils n'étaient pas conçus pour se dégrader (Song et autres, 2009; Narayan, 2009), puisque ces fragments adsorbent les polluants présents dans l'eau environnante. Ces fragments et poussières de polymères peuvent dériver dans des milieux marins ou aquatiques, en affecter les organismes vivants et se bioaccumuler (European Bioplastics, 2009b).

Il serait possible de voir les rejets de débris dans l'environnement s'accroître en référence à la croyance que le plastique biodégradable disparaît une fois rejeté dans l'environnement. Si les polymères oxofragmentables sont disposés hors des LET et se retrouvent dans l'environnement, leur fragmentation pourrait commencer grâce aux additifs incorporés, permettant une dispersion des particules. La biodégradation des plastiques oxodégradables n'ayant pas été démontrée, il y a de fortes chances que ces polymères et leurs additifs s'accumulent dans l'environnement (European Bioplastics, 2009b).

Selon Andrady et Neal (2009), de 0,2 à 0,3 % de la production annuelle de plastique rejoindrait les océans; cette pollution serait issue du tourisme, des refoulements d'égouts, de sites d'enfouissement à proximité des côtes, de dépôts illégaux de déchets et de déversements industriels accidentels. La durabilité des polymères entraîne une importante problématique de contamination des océans.

3.1. Les déchets marins

Les déchets marins sont la source de plusieurs impacts négatifs sur les plans de l'environnement, l'économie, la sécurité, la santé et la culture. Ces déchets se décomposent très lentement, menant à une accumulation graduelle et significative dans les milieux marins et côtiers (UNEP, 2009). Le nombre de conséquences nuisibles identifiées que pourraient avoir les débris de plastique a augmenté; en plus des impacts directs sur la faune et la flore, ces débris peuvent transporter des polluants organiques persistants (POP) (Mato et autres, 2001) et des espèces exotiques à de nouveaux emplacements (Barnes, 2002).

Les sources principales d'émission de déchets qui seront ultimement retrouvés dans les eaux marines sont présentées dans le tableau 6. Les déchets terrestres, incluant les déchets sur les plages, contribueraient à 80 % des débris de plastique alors qu'environ 18 % des débris marins plastiques seraient attribuables à l'industrie de la pêche (Andrady, 2011).

Tableau 6. Sources principales de déchets marins (traduction libre de : UNEP, 2009)

Déchets marins issus des milieux marins	Déchets marins issus de la terre
Déchets de vaisseaux	Actions individuelles
Navires marchands (équipement, cargo, etc.) Vaisseaux publics (bateaux de croisière, transbordeurs) Navires militaires et de recherche Les bateaux de plaisance	Ordures rejetées en général Lieux d'enfouissements sanitaires situés sur les berges Tourisme côtier Évènements (ballons, etc.)
Activités de pêche	Installations et construction
Navires de pêche Équipement de pêche abandonné, perdu ou rejeté (filets, cordes, bâtons lumineux) Installations d'aquaculture	Déversements de granules ou de produits reliés à la production de plastiques Sites de construction et démolition Activités portuaires (plages, quais, ports et berges) Chantiers de déconstruction navale Activités agricoles
Autres structures	Municipalités
Cours d'eau utilisés légalement et illégalement comme dépotoirs Les plateformes pétrolières et de forage Les usines, leurs déchets et eaux rejetées	Transport riverain de déchets vers les lieux d'enfouissement et autres sites Eaux usées non traitées
Transport de déchets	Transport de déchets
Évènements naturels (tsunamis, orages, courants forts)	Surverses et déversements d'eaux usées municipales ou d'eaux de pluie non traitée Évènements reliés à des orages naturels (mistral, tornades, ouragans)

3.2. Les granules de résine plastique dans les environnements marins

On retrouve des granules de résine plastique dans les environnements marins; ces granules sont habituellement cylindriques et d'un diamètre de quelques millimètres. Elles sont utilisées comme matière première dans l'usinage de matières plastiques en les fondant et remoulant. Les granules de résine peuvent être relâchées dans l'environnement pendant la fabrication de produits ainsi que pendant leur transport. Les granules sont ensuite entraînées par les eaux de ruissèlement, les eaux de surface ou les rivières pour finalement se retrouver dans les océans. Elles peuvent également se retrouver dans les océans lors de déversements accidentels lors de leur livraison (Mato et autres, 2001).

3.3. Dégradation des polymères

L'augmentation de la consommation des polymères s'est traduite par une augmentation des déchets laissés dans la nature. Comme la plupart des débris de plastique flottent, ils peuvent se disperser aisément. Les polymères se dégradent plus lentement dans l'eau que dans le sol, principalement à cause de leur exposition réduite aux rayons UV ainsi qu'aux faibles températures

des milieux marins (Andrady, 2003). Pour ce qui est des biopolymères, certains à base d'amidon mettent de 20 à 30 semaines à se dégrader dans des eaux marines, comparativement à une dégradation en 20 à 30 jours dans un environnement de compostage (Environment Australia, 2002).

Les plastiques de masse moléculaire élevée se dégradent très lentement, puisque les espèces microbiennes qui peuvent les métaboliser sont rares dans la nature, ce qui s'avère particulièrement exact dans les environnements marins (à l'exception des biopolymères tels que la cellulose et la chitine) (Andrady, 2011).

Les objets de plastique épais, quant à eux, persistent pendant des décennies même lorsqu'ils sont exposés aux rayons du soleil; ils sont plus persistants lorsqu'ils sont à l'abri des rayons UV sous l'eau ou dans des sédiments (Ryan et autres, 2009). Moore (2008) estime qu'ils prendraient des centaines d'années pour se dégrader. La figure 8 illustre le nombre de bouteilles et de bouchons de plastique trouvés sur 100 mètres de plages sud-africaines entre 1984 et 2005. En 20 années, le nombre de bouteilles y est passé d'un peu plus de dix à près d'une quarantaine de bouteilles.

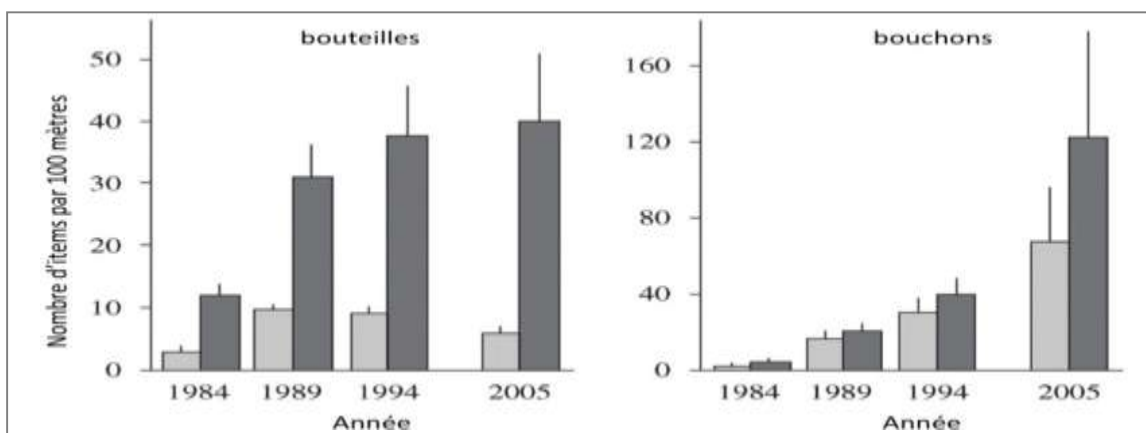


Figure 8. Évolution de la quantité de débris de plastique amassés sur une longueur de 100 mètres de plages sud-africaines en 1984, 1989, 1994 et 2005. (tiré de : Ryan et autres, 2009, p. 2001).

Selon une évaluation réalisée par Algalita Marine Research Foundation, le plancton serait cinq fois plus abondant en nombres que le plastique dans l'océan, alors que la masse de plastique serait six fois plus élevée que celle du plancton; cette même recherche a établi que plus de 300 000 morceaux de plastiques se retrouvaient sur un kilomètre carré d'océan (Moore et autres, 2001).

3.4. Les microplastiques

Les microplastiques, soit des débris de plastique plus fins que 1 mm, s'accumulent dans les habitats marins. Leur ingestion serait une voie potentielle pour le transfert de polluants, de monomères et d'additifs vers les organismes, sans en connaître les conséquences pour leur santé. Browne et autres (2011) ont analysé les microplastiques sur les côtes et démontré que tous les 18 sites qu'ils ont analysés sur six continents, des pôles à l'équateur, étaient contaminés par des

microplastiques (avec plus de matériaux dans les zones plus densément peuplées).

Une source importante des microplastiques semblerait être issue des égouts qui seraient contaminés par les fibres de lavage de vêtement. L'étude de Browne et autres (2011) a démontré que le lavage d'un vêtement en fibres synthétiques peut produire plus de 1 900 fibres par lavage. Ces résultats suggèrent qu'une grande proportion de fibres microplastiques retrouvées dans les environnements marins serait issue des eaux usées, suite au lavage de vêtements. Comme la population ne cesse de croître et qu'elle utilise plus de textiles synthétiques, la contamination d'habitats et d'organismes par des microplastiques risque de s'amplifier.

D'autres sources de microplastiques sont les microparticules de plastiques insérées dans les savons, exfoliants, gels douche et autres produits de soins personnels pour leur conférer des propriétés exfoliantes ainsi que des textures variées. La fragmentation constante des plus grands morceaux de plastiques et l'utilisation de ces microparticules augmenteraient le volume de microplastiques dans les océans, résultant dans une réduction de la taille moyenne des déchets de plastique dans les océans au fil du temps (Barnes et autres, 2009).

Les microplastiques pourraient également représenter un stress physique sur les océans, en modifiant les propriétés physiques des sédiments, en modifiant les cycles biogéochimiques et en réduisant la pénétration de la lumière dans la zone euphotique (dix premiers mètres de la colonne d'eau) (Arthur and Baker, 2010).

La surface relativement élevée des microplastiques ainsi que leur composition semblent permettre aux plastifiants d'être relâchés et aux polluants organiques présents dans l'eau de s'y joindre. L'ingestion de microplastiques pourrait introduire des toxines à la base de la chaîne alimentaire, à partir de laquelle il y a potentiel de bioaccumulation (Teuten et autres, 2009).

Nombre d'études réalisées en laboratoire, dont certaines sont citées dans le tableau 7, démontrent que les organismes marins (incluant le zooplancton, les invertébrés et des larves d'échinodermes) ingèrent les microplastiques; comme ils sont de très petite taille et omniprésents dans les écosystèmes pélagiques et benthiques, ils ont le potentiel d'être ingérés par un grand éventail de biotes marins (Thompson et autres, 2009).

3.5. Polymères dégradables

Les polymères dégradables le sont dans des conditions spécifiques, certains polymères dégradables pourraient ne pas se dégrader rapidement dans les intestins d'espèces marines et des blessures pourraient résulter de leur ingestion; aucune étude portant sur la dégradation de ces polymères en milieu marin n'a été faite et les autorisations des comités d'éthique pour de telles études ont peu de chances d'être obtenues (Environment Australia, 2002).

Tableau 7. Études réalisées en laboratoire démontrant une ingestion de microplastiques dans le biote marin (traduction libre de : Cole et autres, 2011, p.2594)

Études réalisées en laboratoire démontrant une ingestion de microplastiques dans le biote marin			
Organismes	Microplastiques (µm)	Technique d'identification	Publication
Copépodes (<i>Acartia tonsa</i>)	7 à 70	Microscopie	Wilson (1973)
Larves d'échinodermes	10 à 20	Observation vidéo	Hart (1991)
Larves de rochophore (<i>Galeolaria caespitosa</i>)	3 à 10	Microscopie	Bolton et Havenhand (1998)
Pétoncles géants (<i>Placopecten magellanicus</i>)	16 à 18	Détection de particules 51Cr	Brillant et Macdonald (2002)
Amphipodes (<i>Orchestia gammarellus</i>), arénicoles (<i>Arenicola marina</i>) et balanes communes (<i>Semibalanus balanoides</i>)	20 à 2000	Dissection et examen des déjections de vers	Thompson et autres (2004)
Moules (<i>Mytilus edulis</i>)	2 à 16	Dissection et fluorescence par microscopie	Browne et autres (2008)
Concombres de mer	Divers	Analyse d'excréments	Graham et Thompson (2009)

3.6. Demande biochimique en oxygène accrue

La pollution par de hauts niveaux de nutriments dans l'eau, déterminée par la demande biochimique en oxygène (DBO) et la demande chimique en oxygène, mène vers une prolifération d'algues et une dégradation des écosystèmes aquatiques; la dégradation de polymères à base d'amidon pourrait entraîner une augmentation de la DBO si ceux-ci se retrouvent dans les cours d'eau (Environment Australia, 2002).

3.7. Ingestion et enchevêtrement par la faune marine

Les débris marins, composés à 80 % de plastique, blessent, mutilent ou tuent les animaux marins de deux façons : l'enchevêtrement et l'ingestion. La plupart des enchevêtrements impliquent de l'équipement de pêche rejeté ou perdu (filets, lignes monofilaments, cordes, courroies d'emballage pour les caisses d'appât et autres matériels de source maritime). Pour certaines espèces, dont les phoques, l'enchevêtrement est particulièrement problématique pour les jeunes, attirés instinctivement par le jeu ou la curiosité pour ces débris. Lorsqu'enchevêtrés, ces animaux sont incapables de se libérer rapidement et peuvent d'épuiser et se noyer, ou mourir des plaies infectées, de faim ou de la prédation rendue facile à la suite de leur mobilité réduite. De plus, une fois que l'animal décède, le débris marin se libère et redevient apte à enchevêtrer un nouvel animal.

(Marine Mammal Commission, 2001)

L'ingestion implique habituellement de petits items, particulièrement les granules de plastique, les sacs de plastique et des bâches de plastique, qui peuvent blesser ou tuer les animaux en perçant ou en bloquant le tract digestif. Ils pourraient également souffrir du transfert, vers leurs tissus, de produits chimiques adsorbés sur la surface des débris. Les tortues de mer et les oiseaux de mer, qui confondent les débris marins pour des proies naturelles, semblent être particulièrement susceptibles à ces impacts. En général, les blessures graves et la mort sont plus probables lors de l'enchevêtrement. (Marine Mammal Commission, 2001)

La Marine Mammal Commission (2001) a répertorié des événements d'ingestion et d'enchevêtrement pour au moins 267 espèces marines, dont 43 % des mammifères marins (49 sur 115 espèces), au moins 44 % des oiseaux marins et toutes les espèces mondiales de tortue, sauf une.

3.8. L'enchevêtrement par la pêche fantôme

La pêche fantôme est le terme utilisé pour décrire la capture d'organismes marins par de l'équipement de pêche ou des parties de cet équipement abandonné, perdu ou rejeté en mer. Un filet maillant abandonné en mer peut poursuivre sa pêche, entraînant des mortalités pour les poissons ou organismes emmêlés. Presque tous les équipements de pêche utilisés (à l'exception de la pêche de subsistance) sont faits de fibres synthétiques résistant à la dégradation (UNEP, 2009).

Ces équipements abandonnés contribuent à la problématique des polymères polluants les milieux marins, puisqu'ils représentent des impacts similaires à ceux causés par les débris marins :

- Mise en péril de la navigation pour les humains et les navires;
- Pêche fantôme, particulièrement lorsque l'équipement poursuit sa capture sans bénéfice économique, mais plutôt avec pertes;
- Enchevêtrement d'espèces non visées par la pêche, dont les tortues marines, mammifères marins et oiseaux de mer, lesquels pourraient être des espèces protégées;
- Échouement des équipements perdus, abandonnés ou rejetés sur les plages, nuisant à leur utilisation ainsi qu'au tourisme;
- Accumulation d'organismes salissants (microbes et formes supérieures d'espèces végétales ou animales) sur les équipements, permettant leur introduction dans de nouveaux milieux lors de leur transport (UNEP, 2009).

3.9. Migration des additifs dans les milieux marins

Même si les plastiques sont typiquement considérés comme étant biochimiquement inertes

(Teuten et autres, 2009), des additifs sont utilisés pour modifier leurs propriétés (agent matifiant, pigments, plastifiants) ou prolonger leur durée de vie en les rendant résistants à la chaleur (par exemple, les PBDE), à l'oxydation (par exemple, les nonylphénols) et à la dégradation microbienne (par exemple, le triclosan) (Thompson et autres, 2009) qui peuvent migrer vers les eaux de surfaces et souterraines par ruissèlement et lixiviat (Environment Australia, 2002). Ces additifs représentent donc une préoccupation environnementale puisque leur durée de vie est prolongée et qu'ils introduisent des produits chimiques potentiellement dangereux au biote (Barnes et autres, 2009; Environment Australia, 2002).

Par la grande surface que représentent les microplastiques par rapport à leur volume, le biote marin pourrait être exposé directement aux additifs qui migrent une fois qu'ils sont ingérés. Ces additifs et monomères peuvent perturber des processus biologiques importants, se soldant potentiellement en perturbation endocrinienne; cette perturbation peut à son tour avoir un impact sur la mobilité, la reproduction et le développement, ainsi que la cancérogenèse (Barnes et autres, 2009).

Tableau 8. Données empiriques sur la toxicité aquatique (tirée: Environnement Canada, 2008)

Organisme d'essai	Type d'essai	Paramètre	Valeur (mg/l)	Références
Algue d'eau douce marine	tox. chronique (96 heures)	CE50 [1]	2,7, 3,1[2] 1,0, 1,8[3]	Alexander et autres, 1988.
Daphnie	tox. aigüe (48 heures)	CE50 CL50 [4] CL50	10 7,75 12,8	Alexander et autres, 1988. Brennan et autres, 2006. Hirano et autres, 2004.
	tox. chronique (7 jrs)	CI25 [5] CSEO[6] CMEO [7]	3,92 0,94 1,88	Tatarazako et autres, 2002.
	tox. chronique (21 jrs)	CSEO concentration seuil [8]	≥ 1,0 1,3	Brennan et autres, 2006. Mu et autres, 2005.
Poisson d'eau douce marin	tox. aigüe (96 heures)	CL50	4,6	Alexander et autres, 1988. Bayer AG, 1999a. Bayer AG, 1999b. Sohoni et autres, 2001. Lahnsteiner et autres, 2005. Alexander et autres, 1988.
	tox. chronique (14 jrs)	CSEO	3,2	
	tox. chronique (28 jrs)	CMEO	10,15	
	tox. chronique (164 jrs)	CSEO	3,64	
	tox. chronique (103 jrs)	CMEO	11,0	
	tox. chronique (103 jrs)	CSEO	0,001 - 0,16	
	tox. aigüe (96 heures)	CMEO	0,16 - 0,64 < 0,00175	
Mysidacée	tox. aigüe (96 heures)	CL50	1,1	Alexander et autres, 1988. Hirano et autres, 2004.
		CL50	1,03	
Amphipode	tox. aigüe (14 jours)	CSEO	0,1	Johnson et autres, 2005.
		CMEO	1,0	

[1] Concentration efficace médiane.

[2] Valeurs du paramètre d'après le nombre de cellules (2,7 mg/l) ou le volume total des cellules (3,1 mg/l).

[3] Valeurs du paramètre d'après le nombre de cellules (1,0 mg/l) ou la teneur en chlorophylle *a* (1,8 mg/l).

[4] Concentration létale médiane.

[5] Concentration inhibitrice pour un pourcentage donné d'un effet. Estimation ponctuelle de la concentration d'une substance d'essai causant une réduction de 25 % d'une mesure biologique quantitative comme la vitesse de croissance.

[6] Concentration sans effet observé, soit la concentration la plus élevée ne causant pas d'effet statistiquement significatif par rapport au groupe témoin dans un essai de toxicité. Dans l'étude en question, les résultats obtenus à la concentration d'essai la plus élevée n'étaient pas statistiquement significatifs. Comme la CSEO pourrait être plus élevée, il est indiqué qu'elle est égale ou supérieure à la plus forte concentration d'essai.

[7] Concentration minimale avec effet observé, soit la concentration la plus faible causant un effet statistiquement significatif par rapport au groupe témoin dans un essai de toxicité.

[8] Concentration la plus faible juste suffisante pour causer un effet observable dans un essai de toxicité.

3.10. Capacité chimique d'adsorption de polluants persistants

Mato et autres (2001) ont détecté des polluants toxiques tels que les polychlorobiphényle (PCB), le dichlorodiphényldichloroéthylène (DDE) et le nonylphénol en grande concentration dans des granules dégradées de PP amassées sur quatre côtes japonaises, en quantités plus élevées que celles détectées dans le milieu marin. Ces résultats indiquent que les résidus de plastique peuvent agir comme moyen de transport pour les produits chimiques toxiques dans les milieux marins et pourraient représenter une source de toxines pour les organismes marins les ingérant. Les plastiques agissent comme des éponges en adsorbant et concentrant les contaminants hydrophobes (Mato et autres, 2001). Les particules de plastique peuvent accumuler différents polluants organiques persistants (POP) dont le dichlorodiphényltrichloroéthane (DDT), l'hexachlorobenzène (HCB), les PCB et les HAP (Arthur and Baker, 2010).

L'hydrophobie des POP facilite leur concentration de plusieurs ordres de grandeur dans les microplastiques en comparaison au niveau ambiant dans l'eau de mer. Ces plastiques contaminés, lorsqu'ingérés par des espèces marines, présentent une route possible par laquelle les POP peuvent s'insérer dans la chaîne alimentaire marine (Andrady, 2011) et pourraient représenter un chemin de bioaccumulation des produits chimiques adsorbés ou déjà présents dans les polymères (Teuten et autres, 2009). La biodisponibilité de ces POP pour le biote demeure inconnue (Moore, 2008).

Peu de données sont disponibles sur le transfert de ces produits toxiques. Une corrélation positive et significative a été faite entre les PBC et les quantités de plastiques ingérés par des puffins majeurs (*Puffinus gravis*), un grand oiseau migrateur, suggérant que ce chemin existerait (Ryan, 1989). Pour démontrer le transfert de produits du plastique vers les oiseaux marins, Tanaka et autres (2013) ont comparé les profils de PBDE dans le gras abdominal de puffins à bec grêle avec celui des plastiques présents dans le système digestif des puffins. Des débris de plastique, à raison de 0,04 à 0,59 g par oiseau, ont été retrouvés dans tous les puffins. Les résultats suggèrent que le BDE209 détecté dans ces puffins serait relié à l'ingestion de polymères et non pas à l'ingestion de leurs proies habituelles. Ainsi, le transfert de produits chimiques issus de polymères vers des tissus biologiques serait possible. Des congénères de PBDE présents dans les plastiques ingérés seraient présents dans les gras abdominaux, mais absents des poissons qu'ils consomment.

3.11. Espèces introduites voyageant sur les débris

Les déchets humains doublent les possibilités, pour le biote, de voyager hors de son territoire. Les pôles sont protégés des espèces envahissantes grâce au froid, mais pourraient être menacés par le réchauffement qui s'accroît à ces latitudes (Barnes, 2002).

Plusieurs espèces animales, dont les bryozoaires, balanes, vers polychètes, hydroïdes et mollusques utilisent les débris marins comme résidence mobile, les plus nombreuses étant les espèces dont la répartition est cosmopolite. La dispersion d'espèces dont les larves planctoniques vivent plus longtemps n'est apparemment pas surprenante, mais d'autres animaux colonisateurs dont le stade larvaire est couvé ou de courte durée profiteraient des débris marins pour se disperser. En comparaison au transport maritime, les débris marins anthropiques ont une plus longue durée de vie, sont plus répandus et voyagent plus lentement, des facteurs qui pourraient favoriser la survie d'espèces colonisatrices (Barnes, 2002).

Selon Barnes (2002), les débris anthropiques ont doublé la propagation de la faune dans les régions subtropicales et l'ont plus que triplé à haute latitude ($> 5^\circ$), augmentant le potentiel d'espèces envahissantes.

Des items de plastique pélagiques sont fréquemment colonisés par divers épibiontes (organismes vivant sur des hôtes); l'annexe 01 présente différentes colonisations permises par des débris de plastique retrouvés sur les côtes de la Nouvelle-Zélande. Des débris anthropiques colonisés ont été retrouvés à des latitudes de plus de 6° , tout comme des espèces exotiques (la balane *Elminius modestus*) ont été retrouvées sur des débris nordiques de plastique (Barnes and Milner, 2005). L'étendue mondiale et les niveaux de colonisation des débris marins représentent une opportunité de dispersion inégalée auparavant pour des organismes marins (Barnes, 2002).

Ces colonisations représentent des défis particuliers :

- L'océan austral a le plus grand taux d'endémisme chez plusieurs taxons. La perte d'espèces dans des secteurs de grand endémisme est le moins désirable;
- L'océan austral est possiblement le seul milieu marin qui n'a pas d'espèce introduite.

La région atlantique de l'Antarctique (la péninsule de l'Antarctique) est la région se réchauffant le plus rapidement (Gregory, 2009; Barnes and Milner, 2005).

3.12. Débris sur les fonds marins et impacts sur le biote benthique

Le biote vivant sur des substrats (durs ou mous) pourrait être endommagé par l'effet recouvrant de morceaux ou feuilles de plastique, en induisant possiblement l'anoxie (manque d'oxygène) ou l'hypoxie (diminution de la quantité disponible d'oxygène). Ces débris pourraient compromettre le fonctionnement des écosystèmes et altérer les formes de vie du fond marin (Goldberg, 1997).

3.13. Usines d'épuration des eaux usées

Les eaux usées représentent un environnement idéal pour la dégradation des bioplastiques, celles-ci étant riches en microorganismes ainsi qu'en azote et phosphore. Un polymère qui satisfait aux critères de compostabilité se dégradera encore plus rapidement dans un égout. Un polymère doit se dégrader rapidement (hydrosoluble) s'il doit être disposé dans un système d'épuration des eaux usées (Environment Australia, 2002).

Certains produits sanitaires à base de biopolymères (serviettes hygiéniques, sacs de colostomie, autres produits absorbants) pourraient être utilisés (Environment Australia, 2002). Cependant, le temps de transport entre le drain et l'usine est habituellement restreint (quelques heures), ce qui serait insuffisant pour la biodégradation de la plupart des biopolymères; il en résulterait d'importants blocages des grillages de stations d'épuration. L'évaluation de la biodégradabilité de tels biopolymères pourrait se faire en laboratoire grâce à des boues activées (Environment Australia, 2002).

4. Pollution dans les sites de compostage

Les polymères (ou particules de polymères) dans le compost pourraient représenter une problématique de contamination, il est donc important d'avoir un système permettant de départager le compost fini des résidus de polymères. Cette problématique n'est pas aussi sérieuse que celle des océans, puisqu'elle est localisée et ne contaminera pas les végétaux issus du compost. Le tamisage est également une solution qui peut être utilisée pour retirer les particules de plastique résiduelles. Les fragments de plastique présents dans le compost représentent une pollution visuelle plutôt qu'une réelle menace, à moins de lixivier vers des cours d'eau et s'ajouter à la pollution marine.

Kale et autres (2007) font état de différentes analyses de cas reliées à la contamination du compost par le plastique et autres corps étrangers. Des échantillons de compost municipal ayant fait l'objet de tamisage (dans des grillages de 1 à 4 mm) et séchages répétés étaient toujours contaminés par des polymères (à raison de 1,9 % du compost séché en moyenne). Pour des échantillons tamisés avec des grillages de 4 mm à 25 mm, la contamination variait de 3,5 à 6,6 % du poids du compost séché.

Klauss et Bidlingmaier (2004) ont procédé au compostage de biopolymères avec des déchets organiques dans un centre de compostage industriel. Aucun impact négatif n'a pu être détecté sur les installations de compostage ni sur le processus de compostage. Le plus grand impact a été sur le tri manuel; lorsque de grandes quantités d'impuretés conventionnelles se retrouvaient dans les matières compostables, les trieurs avaient de la difficulté à distinguer les sacs

compostables des sacs de plastique traditionnels et retiraient les deux types de sacs des matières compostables (Klauss and Bidlingmaier, 2004).

Le compost produit lors de ce test a été utilisé comme engrais sur des parcelles de chou chinois. Quatre parcelles identiques ont permis la comparaison d'un sol sans engrais, un sol avec engrais minéral, un sol amendé de compost avec biopolymères (1 %) et un sol amendé de compost régulier. Le rendement agricole n'a pas été affecté par le compost avec biopolymères, tel qu'on peut le constater à la figure 09.

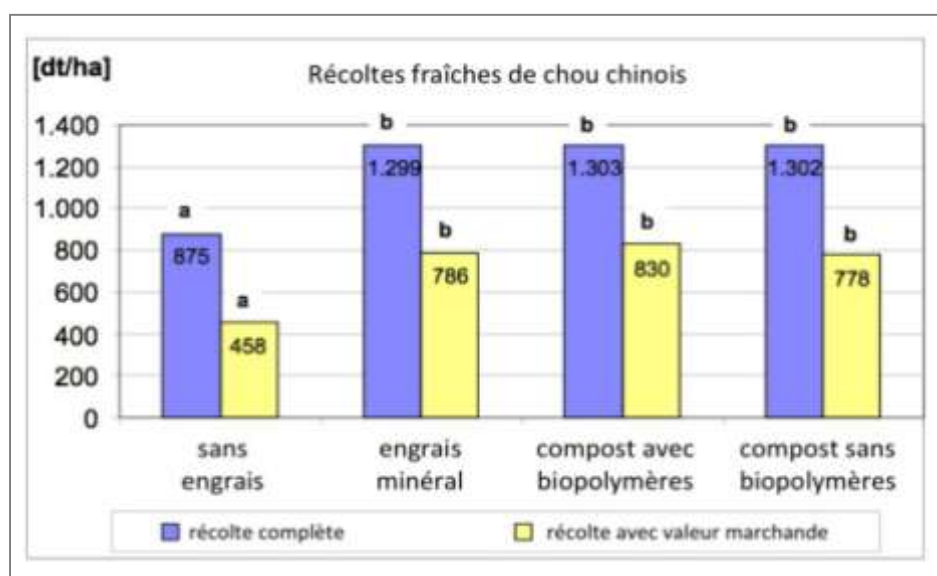


Figure 09. Récoltes fraîches de chou chinois (traduit de : Klauss et Al, 2004, p.50).

5. Impacts reliés à la culture de biomasse sur des terres arables

La culture de biomasses sur les terres arables est souvent citée comme étant neutre en carbone. Comme le carbone est émis pendant une combustion de ressources fossiles, les opérations d'agriculture demeurent responsables de bon nombre d'émissions. Le changement d'affectation des sols, l'utilisation d'OGM et de pesticides et l'utilisation de divers engrais ont également un impact considérable sur l'environnement.

5.1. Changements d'affectation des sols et émissions d'azote et de GES

Les données relatant des effets des biopolymères sur la gestion des terres arables sont peu présentes dans la littérature. Plusieurs biopolymères et biocarburants étant issus des mêmes cultures agricoles, les impacts dérivés de ces cultures et recensés par la littérature seront donc les références utilisées pour juger de ces impacts.

Les matériaux bruts issus des végétaux sont neutres pour le climat. Pour statuer sur l'impact qu'ont les biopolymères sur le climat et l'environnement, il faut prendre en compte toute la chaîne de production, de la culture des plants jusqu'à l'élimination du produit fini.

L'utilisation de biopolymères permet de réduire l'utilisation de ressources fossiles comme

matériau brut; la production agricole de biopolymères pourrait toutefois avoir des effets néfastes pour l'environnement, tels que l'érosion du sol, l'eutrophisation des eaux de surface et souterraine ainsi que la fragmentation d'habitats (Piemonte and Gironi, 2011).

Gallagher et autres (2008) estiment que de 144 à 334 millions d'hectares de terres agricoles supplémentaires seront nécessaires afin de répondre aux besoins mondiaux d'alimentation d'ici 2020. La culture de biomasse visant la production de bioproduits et de bioénergie s'additionne à ces hectares.

De 40 à 50 % de la surface de la Terre sont consacrés à l'agriculture. L'agriculture aurait contribué à environ 10 à 12 % des émissions mondiales de GES en 2005 (incluant les GES dus à l'élevage du bétail). De toutes les émissions de GES anthropiques, l'agriculture serait le principal émetteur de protoxyde d'azote (N₂O) avec 60 % des émissions et le principal émetteur de CH₄ pour 50 % des émissions. Le N₂O est produit par la transformation de l'azote (N) dans les sols et les résidus animaux et est donc associé aux intrants d'azote comme engrais en agriculture. Le CH₄, quant à lui, est principalement relié à la décomposition anaérobie due aux ruminants et à la production de riz. Mondialement, les émissions de N₂O se sont accrues de près de 17 % entre 1990 et 2005 (Smith et autres, 2007).

5.2. Eutrophisation et acidification

Les matériaux biosourcés auraient un impact sur l'eutrophisation des cours d'eau lorsqu'ils sont issus de la production agricole industrielle, principalement en raison du lessivage de nitrates et phosphates à la suite de l'application d'engrais azotés ainsi que des émissions ammoniacales lors de l'application de fumier (Weiss et autres, 2012). Une multiplication importante d'algues s'en suit; elles consomment l'oxygène de l'eau, rendant le milieu inhabitable pour les poissons et autres organismes supérieurs (Galloway et autres, 2003). Advenant la décomposition de biopolymères dans les cours d'eau, ils y représenteront une source supplémentaire de débris organiques.

5.3. Utilisation des organismes génétiquement modifiés (OGM)

Les OGM représentent une problématique en elle-même. La multiplication de leur utilisation à des fins non alimentaires n'est pas sans conséquence. Les OGM ne sont pas testés de façon entièrement indépendante et il est impossible de savoir s'ils ont une performance telle que celle publicisée; les entreprises d'agrotechnologie se sont donné un droit de veto sur le travail de recherche indépendant. Une entente limitative accompagne les achats de semences OGM, permettant de protéger la propriété intellectuelle du fabricant. Ces ententes interdisent explicitement l'utilisation, le don ou la revente de leurs semences à des fins de recherche

indépendante. Sous la menace de poursuites, les chercheurs ne peuvent pas explorer les différentes conditions sous lesquelles ces semences performant ou non et ne peuvent pas déterminer s'il existe des effets non désirables sur l'environnement. Une entente (Academic Research Licenses) est conclue en 2009 entre les semenciers membres de la American Seed Trade Association et une centaine d'universités étatsuniennes à vocation agricole pour permettre la recherche sur des sujets spécifiés dans l'entente (rendement, efficacité, analyse de la gestion et de la résistance des ravageurs, interaction de traits introduits avec l'environnement) (Stutz, 2010) (Annexe 02).

5.4. Utilisation de pesticides

L'utilisation de pesticides s'est accrue de 144 kilos pendant les treize premières années d'utilisation commerciale de cultures transgéniques, comparativement à la quantité de pesticides qui aurait été utilisée en l'absence de semences tolérances aux herbicides ou de semences Bt. L'adoption rapide de semences tolérantes aux herbicides, plus particulièrement résistantes au glyphosate, par les agriculteurs, s'est traduite par une augmentation excessive de l'utilisation de l'herbicide glyphosate; de mauvaises herbes sont, en contrepartie, devenues résistantes au glyphosate. Cette résistance s'est accompagnée d'applications supplémentaires d'herbicides multiples (dont le paraquat et le 2,4-D) et pousse les agriculteurs à miser davantage sur le labourage des sols, lequel est contre indiqué pour réduire les émissions de GES. L'une de ces mauvaises herbes, l'amarante à racine rouge (*Amaranthus palmeri*) s'est propagée et représente maintenant une menace pour la culture du coton. (Annexe 03).

CHAPITRE N° III : PARTIE EXPERIMENTALE

Introduction

Dans un contexte de forte mobilisation pour le tri sélective et contre la pollution des déchets ménagers, le sujet des emballages plastiques est très facilement abordé. Ceux-ci sont indispensables à notre vie quotidienne et on ne peut alors plus imaginer vivre sans les utiliser.

Les premiers sacs plastiques sont apparus au XX^{ème} siècle, précédés par l'invention des sacs en papier. Ils constituaient alors une grande invention motrice dans un contexte de forte industrialisation. Les matières plastiques se définissent comme « *des matériaux organiques de synthèse fondés sur l'emploi des macromolécules* ». Leurs avantages ne sont alors pas contestés : pratiques, légers, résistants... Mais on ne se doute pas de leurs conséquences futures.

En 1990, une équipe de chercheurs de l'industrie italienne Ferruzzi Ricerca Technologia met au point un matériau plastique à base de matières agricoles qui disparaît totalement en quelques mois. Ils commencent donc à réaliser un film à base d'amidon de céréale qui produit un effet très plastique. Le sac plastique biodégradable est né et cette industrie est devenue leader sur le marché mondial des sacs biodégradables. Il ne faut alors pas les confondre avec d'autres types de sacs qui ne sont pas biodégradables, mais simplement dégradables, ce qui ne constitue pas une réelle différence en soi et en pratique.

Il convient alors de se demander quel matériau est le plus intéressant au point de vue physique, écologique et énergétique (quantité d'énergie produite lors de l'incinération).

Pour répondre à cette problématique, nous définirons dans un premier temps les structures moléculaires des trois matériaux étudiés, puis nous expliquerons ensuite chacune de nos trois expériences et analyserons successivement les résultats.

1. Élaboration d'un sac biodégradable : matériel et méthode

1.1. Protocole.

- **Durée** : 40 minutes
- **Consignes méthodologiques et de sécurité**
 - Lunettes et gants obligatoires pour chacun car manipulation (chauffage) d'acide chlorhydrique et de NaOH.
 - Toujours verser l'acide dans l'eau et non le contraire pour éviter les projections.

1.2. Réactifs et matériel

Réactifs

- 2,5 g amidon de maïs
- Eau distillée
- 2 ml glycérol (solution **50%** vol dans de l'eau distillée)
- Colorant alimentaire liquide (quelques gouttes)
- 3 ml d'acide chlorhydrique $C = 0.1 \text{ mol.L}^{-1}$.
- 3 ml d'hydroxyde de sodium $C = 1 \text{ mol.L}^{-1}$.

Matériel

- 1 bécher de 250 ml
- 1 bécher de 100 ml
- 1 balance
- 1 erlenmeyer de 100ml par groupe
- Une plaque de verre de 15 x 15 cm par groupe
- éprouvette graduée de 10 ml gradués
- Pipettes en plastique graduées
- 1 baguette en verre par groupe
- Gants et lunettes de protection pour tout le monde
- 1 plaque chauffante/agitateur magnétique par groupe + 1 thermomètre (110°C)

- **Caractéristiques des réactifs.**

	Formule brute	Masse molaire (en g.mol^{-1})	Densité	Phrase de risque et de sécurité
Amidon	$(\text{C}_6\text{H}_{10}\text{O}_5)_n$			
Glycérol	$\text{C}_3\text{H}_8\text{O}_3$	92,1	1,26	R 36 S 26-36
Acide chlorhydrique	HCl	36,5	1,19	R 34-37 S 2-26
Hydroxyde de sodium	NaOH	40,0	2,13	R 35 S 2-26- 37 / 39

- **Protocole**

- Remplir à 1/3 environ le bécher d'eau distillée, le mettre chauffer (jusqu'à ébullition) sur la plaque chauffante. Il servira de bain marie.
- Peser (directement dans l'erlenmeyer de 100 ml) 2.5 g d'amidon de maïs.
- Ajouter dans l'erlenmeyer 2 ml de glycérol.

Le glycérol permet d'augmenter le volume libre entre deux chaînes de polymères pour en diminuer les interactions et ainsi favoriser le mouvement de l'une par rapport à l'autre. On passe

donc d'un matériau rigide à un plastique. Le film fabriqué sera ainsi plus résistant à la tension et à la flexion. De plus, l'ajout de glycérol rend le film plastique transparent,

- Ajouter quelques gouttes de colorant alimentaire (couleur au choix).
- Ajouter enfin 20 ml d'eau distillée et 3 ml d'acide chlorhydrique.

L'acide chlorhydrique sert à favoriser la déstructuration du grain d'amidon en favorisant la séparation amylose / amylopectine et le passage de l'amylose en solution

- Mélanger à l'aide de la baguette en verre.
- Mettre l'agitateur magnétique dans la solution et la faire chauffer en agitant au bain marie. Surveiller la température avec le thermomètre. Quand la température est de 100°C, continuer le chauffage et l'agitation encore pendant 15 minutes.

Le chauffage sert à déstructurer le grain d'amidon

- Ajouter de 1 à 3 ml d'hydroxyde de sodium de concentration $C = 0.1 \text{ mol.L}^{-1}$ suivant la viscosité obtenue après le chauffage.
- Sans se brûler (maniques !), verser le mélange sur la plaque de verre, bien étaler avec la baguette en verre et laisser sécher à l'étude à 90-100°C pendant 1h (ou pendant 1 semaine).
- Retirer la plaque de l'étuve lorsque les bords sont secs mais que le centre est encore gélatineux.
- Séparer le film plastique coloré de la plaque de verre avec les doigts. Laisser sécher à l'air libre sur la table.

Remarque : sans étuve, les étapes 9, 10 et 11 sont court-circuitées :

1.3. Structures moléculaires des différents matériaux étudiés

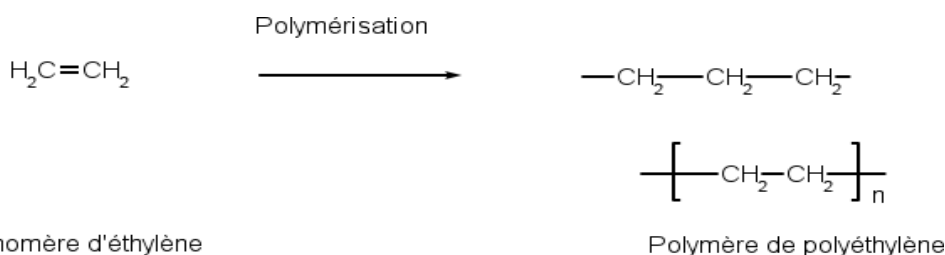
1°) Les sacs plastiques en PEHD

Le sigle PEHD signifie Polyéthylène Haute Densité, et désigne les sacs les plus courants à la vente, ou sacs « sortie de caisse ». Ceux-ci, comme toute matière plastique sont formés de polymères, molécules de grande taille constituées par un assemblage de motifs élémentaires. Ce polymère constitutif du sac en PEHD est issu du pétrole raffiné et est composé de monomères d'éthylène.

Le Polyéthylène ou polyéthène est un des polymères les plus simples et les moins chers. C'est un plastique inerte.

Sa formule chimique est : $-(CH_2 - CH_2)_n -$ avec n environ égal à 18 000.

Son nom vient du fait qu'il est le polymère obtenu par la polymérisation des monomères d'éthylène ($CH_2 = CH_2$):



Ces polymères de PEHD sont en état semi-cristallin : les molécules sont alignées parallèlement les unes aux autres. Plus une matière est cristalline, plus le nombre de liaisons intermoléculaires (liaisons hydrogène) est élevé et plus la résistance du plastique à la traction est importante.

De plus, pour la plupart des sacs plastiques, des additifs sont ajoutés dans le but d'améliorer encore leurs caractéristiques. On trouve en effet des stabilisants et antioxydants pour éviter la dégradation de la matière plastique lors de la transformation ; des pigments pour donner une couleur particulière ou un motif publicitaire ; des agents anti-UV limitant les réactions de dégradation à la lumière, ainsi que des retardateurs de flamme améliorant la résistance de la matière au feu...

2°) Les sacs en amidon de maïs biodégradables

Les sacs en amidon de maïs sont conçus à 88% à partir de l'amidon extrait des matières premières agricoles, et à 12% (moyenne variable) avec des additifs biodégradables d'origine pétrolière pour leur assurer une certaine rigidité. On négligera ces additifs puisqu'ils sont totalement biodégradables et présents en très petite quantité. On trouve également des sacs plastiques en amidon de pomme de terre ou de betterave, ce qui ne change pas la structure moléculaire de ces derniers.

L'amidon est un polysaccharide de formule chimique $-(\text{C}_6\text{H}_{10}\text{O}_5)_n-$, avec n compris entre 4000 et 5000. Il est composé de molécules de glucose. Il est composé de deux fractions polysaccharidiques :

- l'amylose (constitue environ 25% de l'amidon), molécule formée d'environ 600 à 1000 molécules de glucose en chaînes linéaires. L'amylose est synthétisée par l'amidon synthase insoluble.
- l'amylopectine (constitue environ 75% de l'amidon), molécule ramifiée tous les 25 résidus glucoses environ. La chaîne totale peut faire entre 10 000 et 100 000 résidus glucoses. L'amylopectine est synthétisée par l'amidon synthase soluble :

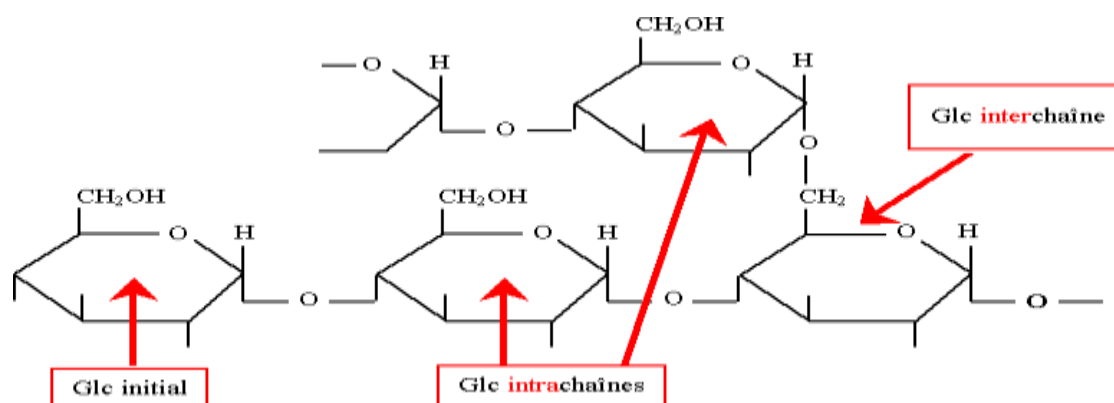


Figure N° 10. Structure chimique de l'amylopectine.

3°) Les sacs en papier

Le papier est issu de la cellulose végétale, c'est donc une molécule extraite des végétaux, et plus spécifiquement de l'écorce des arbres.

Sa formule chimique est : $(C_6H_{10}O_5)_n$ avec n compris entre 200 et 14 000.

La cellulose est un glucide, polymère du glucose (ou polysaccharide de glucose), et le principal constituant des végétaux et en particulier de la paroi de leurs cellules.

Ainsi, sa masse moléculaire est comprise entre $32\,400\text{ g}\cdot\text{mol}^{-1}$ et $2\,268\,000\text{ g}\cdot\text{mol}^{-1}$.

La cellulose est constituée en 2 principales parties : la cellobiose et l'anhydroglucopyranose. Au contact de l'eau, la cellobiose se dissout à 20%, et l'anhydroglucopyranose, un composé anhydre du glucose, se dissout totalement. L'extrémité réductrice sert à lier les monomères.

2. Expérience d'étirement / résistance à la traction

Matériel nécessaire :

- ✓ 1 potence
- ✓ pinces
- ✓ Des masses marquées de 5, 20, 50, 100, 200g
- ✓ 1 échantillon de sac plastique en PEHD
- ✓ 1 échantillon de sac plastique biodégradable
- ✓ 1 échantillon de sac en papier

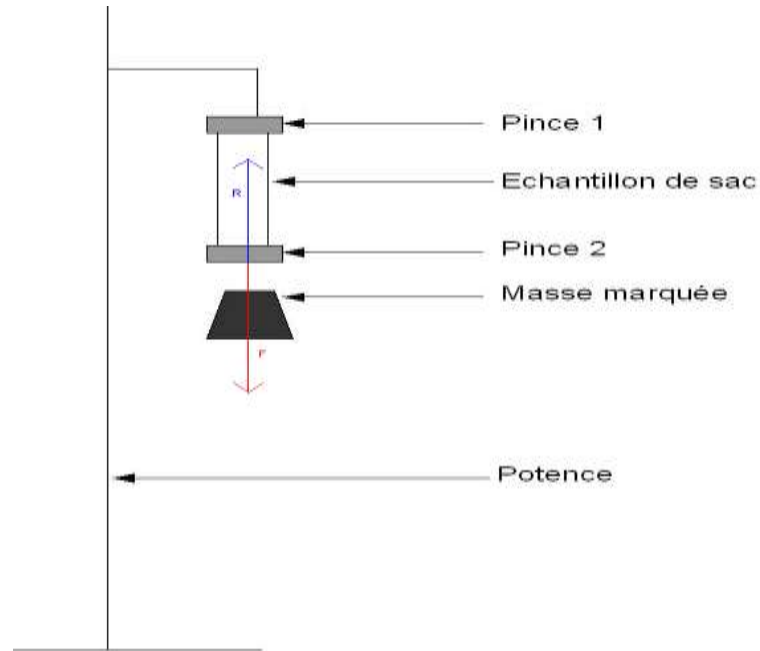


Figure N° 11. Schéma explicatif

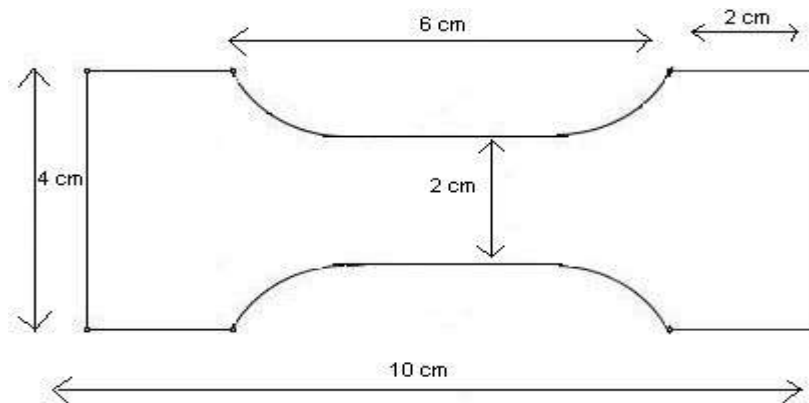


Figure N° 12. Format des échantillons

Nous avons utilisé ce format, car il permet d'empêcher une cassure au niveau des points d'étirement. Ainsi le plastique s'étire en son milieu, l'expérience n'est pas faussée. De plus on minimise les erreurs expérimentales avec les arrondis ainsi l'échantillon ne casse pas à cause d'une découpe mal réalisée. De plus, les trois échantillons sont de même épaisseur, soit 17 microns. On peut ainsi calculer la largeur S des échantillons au point d'étirement:

$$S = 17,0 \cdot 10^{-6} \times 2,0 \cdot 10^{-2}$$

$$S = 3,4 \cdot 10^{-7} \text{ m}^2$$

$$S = 3,4 \cdot 10^{-1} \text{ mm}^2$$



Figure N° 13. Photographie de l'expérience

1°) Observation de l'étirement de l'échantillon de sac plastique en PEHD

Tableau N° 09. Résultats de l'expérience de sac plastique en PEHD.

Échantillon de sac plastique en PEHD			
masses marquées appliquées (en grammes)	force de tension F exercée par la masse marquée sur l'échantillon (en Newton)	F/S N.mm-2	étirement E (en cm)
20	0,20	0,6	0,0
50	0,50	1,5	0,0
100	1,00	2,9	0,0
200	2,00	5,9	0,1
300	3,00	8,8	0,3
400	4,00	11,8	0,5
500	5,00	14,7	1,0
600	6,00	17,6	1,5
700	7,00	20,6	2,0
800	8,00	23,5	2,5
900	9,00	26,5	4,0
1000	10,00	29,4	7,0
1055	10,55	31,0	cassure
On ajoute une goutte d'eau au centre le l'échantillon		Aucune réaction	

Observations

On observe grâce à la courbe que la force de résistance R de l'échantillon compense celle exercée par les masses marquées F lorsque F est comprise entre 0 et 2 N : l'étirement est quasiment nul. L'échantillon oppose une importante résistance à la force d'étirement lorsque celle-ci est comprise entre 2 et 4 N : l'échantillon s'étire de 0,5 cm. De 4 à 8N, l'échantillon s'étire lentement et progressivement de 0,5 à 2,5 cm. A partir de 8 N, la force F devient très importante, et la résistance exercée par l'échantillon n'est plus suffisante : celui-ci s'étire très fortement jusqu'à 7 cm et se casse net lorsque F=10,55 N.

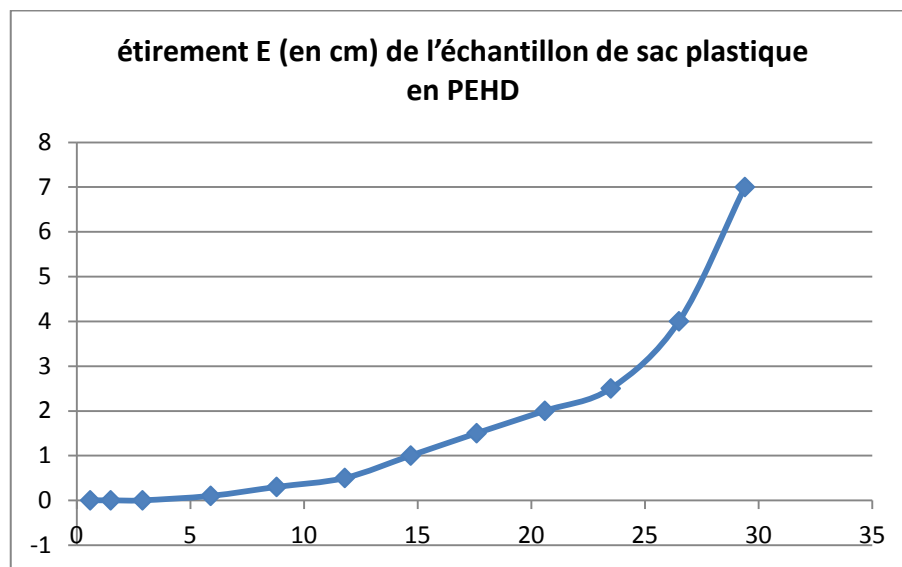


Figure N° 14. Courbe d'étirement de sac en PEHD

L'eau n'est pas un facteur modifiant l'étirement de l'échantillon : le plastique en PEHD est imperméable.

2°) Observation de l'étirement de l'échantillon de sac plastique biodégradable

Tableau N° 10. Résultats de l'expérience de sac plastique biodégradable

Échantillon de sac plastique biodégradable				
masses appliquées (en grammes)	marquées	force de tension F exercée par la masse marquée sur l'échantillon (en Newton)	F/S N.mm-2	enétirement E (en cm)
20		0,20	0,6	0,1
50		0,50	1,5	0,3
100		1,00	2,9	0,5
200		2,00	5,9	1,2
300		3,00	8,8	1,7
400		4,00	11,8	2,3
500		5,00	14,7	2,8
600		6,00	17,6	3,3
700		7,00	20,6	4,2
800		8,00	23,5	5,0
875		8,75	25,7	cassure
On ajoute une goutte d'eau au centre le l'échantillon			Aucune réaction	

Observations

On remarque que l'échantillon de sac en amidon de maïs biodégradable subit un étirement progressif car son étirement commence dès le moment où l'on accroche la première masse marquée. Cet étirement se poursuit jusqu'à une valeur maximale E de 5 cm où F est égale à 8,75 Newtons, puis le sac plastique casse à la moindre masse supplémentaire. En observant la courbe, on remarque que l'étirement et la force F exercée divisée par la largeur S sont proportionnels.

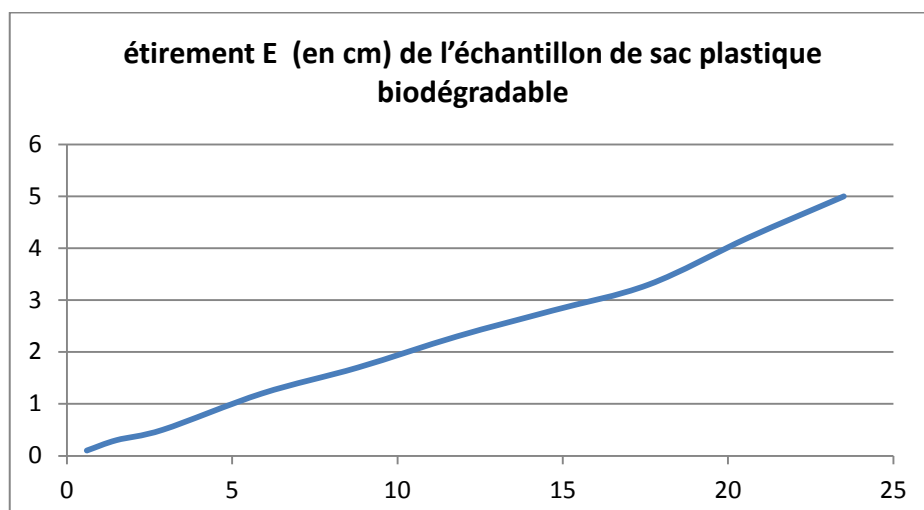


Figure N° 15. Courbe d'étirement de sac biodégradable

L'eau n'est pas un facteur modifiant l'étirement de l'échantillon : le plastique biodégradable est imperméable.

3°) Observation de l'étirement de l'échantillon de sac en papier

Tableau N° 11. Résultats de l'expérience de sac en papier

Échantillon de sac en papier			
masses marquées appliquées (en grammes)	force de tension F exercée par la masse marquée sur l'échantillon (en Newton)	F/S en N.mm-2	étirement E (en cm)
20	0,20	0,6	0,0
50	0,50	1,5	0,0
100	1,00	2,9	0,0
200	2,00	5,9	0,0
300	3,00	8,8	0,0
400	4,00	11,8	0,0
500	5,00	14,7	0,0
600	6,00	17,6	0,0
700	7,00	20,6	0,0
800	8,00	23,5	0,0
900	9,00	26,5	0,0
1000	10,00	29,4	0,0
1055	10,55	31,0	0,0
On ajoute une goutte d'eau au centre le l'échantillon		Cassure	

Observations

On remarque que l'échantillon de sac en papier résiste fortement à l'étirement exercé par les masses marquées. En effet, son étirement est nul, même lorsque la force exercée vaut 10,55N, force à laquelle l'échantillon de sac en PEHD se casse.

En revanche, l'ajout d'une goutte d'eau au centre de l'échantillon provoque une cassure immédiate : le papier n'est pas imperméable.

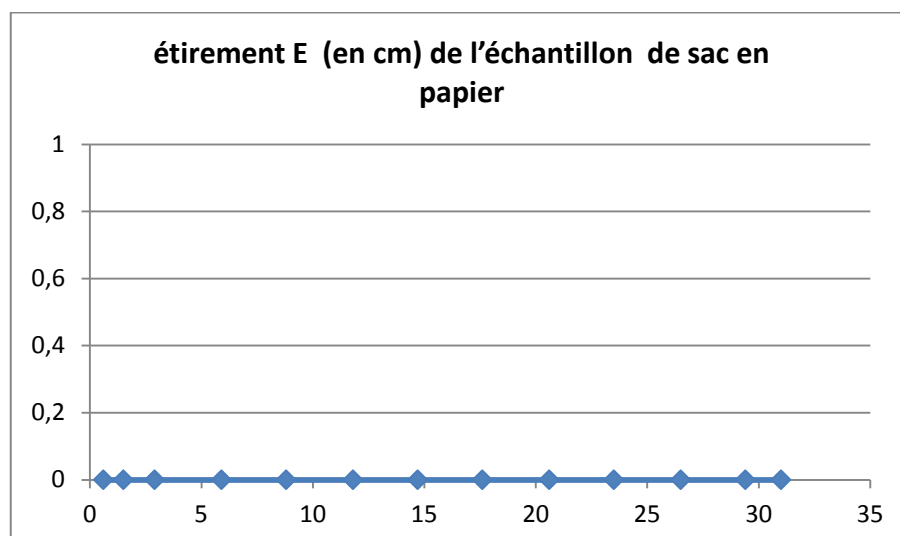


Figure N° 16. Courbe d'étirement de sac en papier

4°) Analyse des résultats :

Tableau N° 12. Résultats récapitulatifs des expériences des différents types de sac.

force de tension F exercée par la masse marquée sur l'échantillon (en Newton)	F/S N.mm-2	étirement E (en cm) de l'échantillon de sac plastique en PEHD	étirement E (en cm) de l'échantillon de sac plastique biodégradable	étirement E (en cm) de l'échantillon de sac en papier
0,20	0,6	0,00	0,10	0,00
0,50	1,5	0,00	0,30	0,00
1,00	2,9	0,00	0,50	0,00
2,00	5,9	0,10	1,20	0,00
3,00	8,8	0,30	1,70	0,00
4,00	11,8	0,50	2,30	0,00
5,00	14,7	1,00	2,80	0,00
6,00	17,6	1,50	3,30	0,00
7,00	20,6	2,00	4,20	0,00
8,00	23,5	2,50	5,00	0,00
9,00	26,5	4,00	cassure	0,00
10,00	29,4	7,00		0,00
10,55	31,0	cassure		0,00
On ajoute une goutte d'eau au centre de l'échantillon soumis à une tension de 5N		Pas de réaction	Pas de réaction	cassure

Au fur et à mesure de l'allongement de l'échantillon de sac plastique en PEHD, les chaînes de macromolécules en phase amorphe qui le composent sont étirées et alignées. Au point d'élongation maximale, toutes les molécules sont alignées et le polymère devient encore plus cristallin. Il oppose alors une forte résistance avant de casser net. Il en est de même pour l'échantillon de sac plastique biodégradable. Les sacs plastiques en PEHD sont plus résistants que les sacs biodégradables, car leur état est plus cristallin.

Le sac en papier quant à lui ne se déforme pas. Ceci est dû à sa composition : il est composé à 100% de cellulose. Or les brins de cellulose ne se déforment pas lorsqu'ils sont normalement

assemblés, mais au contact de l'eau, les composés du papier se dissolvent instantanément. En effet les 2 parties constitutives de la cellulose étant solubles dans l'eau, ceci explique la destruction du polymère au contact de l'eau.

Au niveau de la résistance à la traction, le sac en PEHD est donc le matériau la plus intéressant : il est imperméable et résiste à une traction plus importante que le sac biodégradable.

3. Expérience de dégradation / enfouissement

Pour montrer de manière concrète la dégradation des trois types de sacs étudiés, nous avons imaginé et réalisé une expérience permettant de comparer les dégradations progressives de ces sacs.

Matériel nécessaire : - 3 grands cristallisoirs

- 1 sac plastique en PEHD incolore et sans motif de masse $m = 14g$
- 1 sac plastique biodégradable incolore et sans motif de masse $m = 14g$
- 1 sac en papier incolore et sans motif de masse $m = 14g$
- échantillon d'humus pouvant remplir chacun des 3 cristallisoirs

–Schéma explicatif :

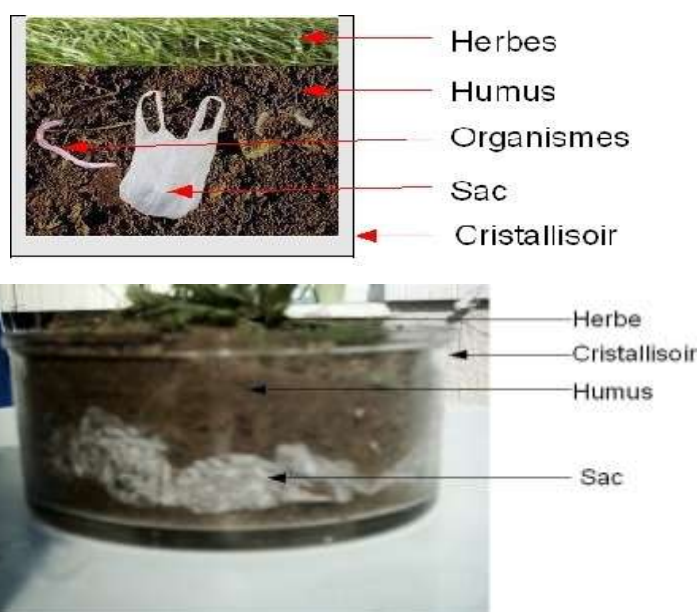


Figure N° 17. Photographie de l'expérience d'enfouissement de trois types de sacs.

- L'humus placé dans chacun des trois cristallisoirs est de même origine, les masses d'humus présentes dans chaque cristallisoir sont équivalentes afin de minimiser les erreurs expérimentales même si le risque est minime.
- Ces trois sacs ont une masse de 14g et ne comportent aucun motif qui pourrait influencer les résultats.

1°) Observation de la dégradation du sac plastique en PEHD

Après un mois et demi d'expérience, le sac plastique en PEHD présente toujours le même aspect que lors de son enfouissement. Il est resté très résistant et n'a pas été détérioré.

L'humus est plutôt humide en raison de l'humidité ambiante et les herbes présentes à l'origine se sont progressivement décomposées. En effet les racines n'ont pas pu se développer dans l'environnement du cristalliseur de plus, l'obscurité et les périodes de temps sec ont empêché leur développement.

Après trois mois d'expérience, le sac et l'humus présentent les caractéristiques expliquées ci-dessus; les herbes ont disparu.

A la fin de l'expérience, après 4 mois et demi d'expérience, le sac est toujours intact; l'humus est sec en raison de l'absence de précipitations.

Le sac n'a donc pas du tout été dégradé durant quatre mois et demi d'enfouissement.

2°) Observation de la dégradation du sac plastique biodégradable

Après 1 mois et demi d'expérience, l'humus ainsi que les herbes présentent les mêmes caractéristiques que pour le sac en PEHD.

L'état de ce sac plastique est différent de celui en PEHD: il est devenu poreux, il se casse et se fissure au moindre contact. Il est beaucoup plus fin et son apparence se rapproche de celle du papier.

Après 2 mois d'expérience, l'humus présente les mêmes caractéristiques que l'expérience avec le sac en PEHD ; les herbes ont également disparu. Le sac biodégradable est quasi-inexistant, on observe en effet quelques résidus semblables à de fines « miettes » de papier.

A la fin de l'expérience, le sac a totalement disparu, les résidus auparavant observables ne sont plus visibles. L'humus est sec en raison de l'absence de précipitations.

Le sac a donc été totalement dégradé après quatre mois et demi d'enfouissement.

3°) Observation de la dégradation du sac en papier

Après 1 mois et demi d'expérience, l'humus ainsi que les herbes présentent les mêmes caractéristiques que pour le sac en PEHD.

Le sac en papier est devenu poreux et fin en raison de l'humidité (il est perméable). Après 2 mois d'expérience, l'humus présente les mêmes caractéristiques que l'expérience avec les autres sacs ; les herbes ont également disparu. Le sac en papier est toujours présent même s'il est encore très fin.

A la fin de l'expérience, le sac a partiellement disparu, seuls quelques résidus de papier sont encore visibles. L'humus est sec en raison de l'absence de précipitations.

Le sac a donc été partiellement dégradé après quatre mois et demi d'enfouissement.

4°) Analyse des résultats

Tableau N°13. Résultats récapitulatifs des expériences d'enfouissement.

Durée de l'enfouissement	Etat du sac en PEHD	Etat du sac biodégradable	Etat du sac en papier
1 mois et demi	Intact	Poreux	Poreux et Fin
3 mois	Intact	Partiellement dégradé	Poreux et Fin
4 mois et demi	Intact	Totalement dégradé	Partiellement dégradé

Dans le cas de notre expérience, les bactéries sont présentes en grande quantité et on considère cette quantité équivalente dans les trois cristallisoirs. Le sac plastique biodégradable a mis quatre mois et demi pour se dégrader complètement et le sac en papier a été partiellement dégradé. Parallèlement, on sait d'après des estimations scientifiques qu'un sac plastique en PEHD devrait mettre environ quatre siècles à se dégrader. On peut alors se demander pourquoi le sac plastique en PEHD ne se dégrade pas à la même vitesse que le sac biodégradable.

Le sac en papier, constitué de molécules de cellulose, est sensible à l'humidité : sa dégradation est donc due à l'humidité constante de l'humus dans le cristallisoir pendant toute la durée de l'expérience et à la présence d'agents dégradants qui contribuent à l'accélération du processus.

Les sacs biodégradables constitués de macromolécules d'amidon se dégradent très facilement. Cette dégradation est due à l'hydrolyse de ces molécules, permise par les agents dégradants (ici eau et bactéries) du milieu de dégradation (ici un environnement sous-terrain). Les macromolécules d'amidon de formule $C_6H_{10}O_5$ sont suffisamment courtes pour être hydrolysées par ces agents. Ceux-ci parviennent en effet à « casser » les liaisons faibles grâce à des réactions enzymatiques complexes, et dégradent ainsi le sac.

En revanche, dans les chaînes moléculaires constituant les sacs plastiques en PEHD résultant de la polymérisation des monomères de CH_2 , il n'existe pas de liaisons faibles. De ce fait, les agents dégradants ne peuvent pas agir sur la molécule, ce qui explique la conservation de l'état physique du sac.

La dégradation, ou hydrolyse des molécules constitutives de la matière plastique, est donc due aux attaques du milieu de dégradation (eau, bactéries, lumière...). Celle-ci dépend de la présence de liaisons hydrogène ; une telle différence de dégradation s'explique par la structure moléculaire des matières plastiques.

En ce qui concerne la dégradation, le matériau le plus intéressant est donc le sac plastique biodégradable : c'est celui qui se dégrade le plus rapidement lors de l'enfouissement; on peut donc l'intégrer sans risque à un compost.

4. Expérience de combustion / dégagement de CO₂

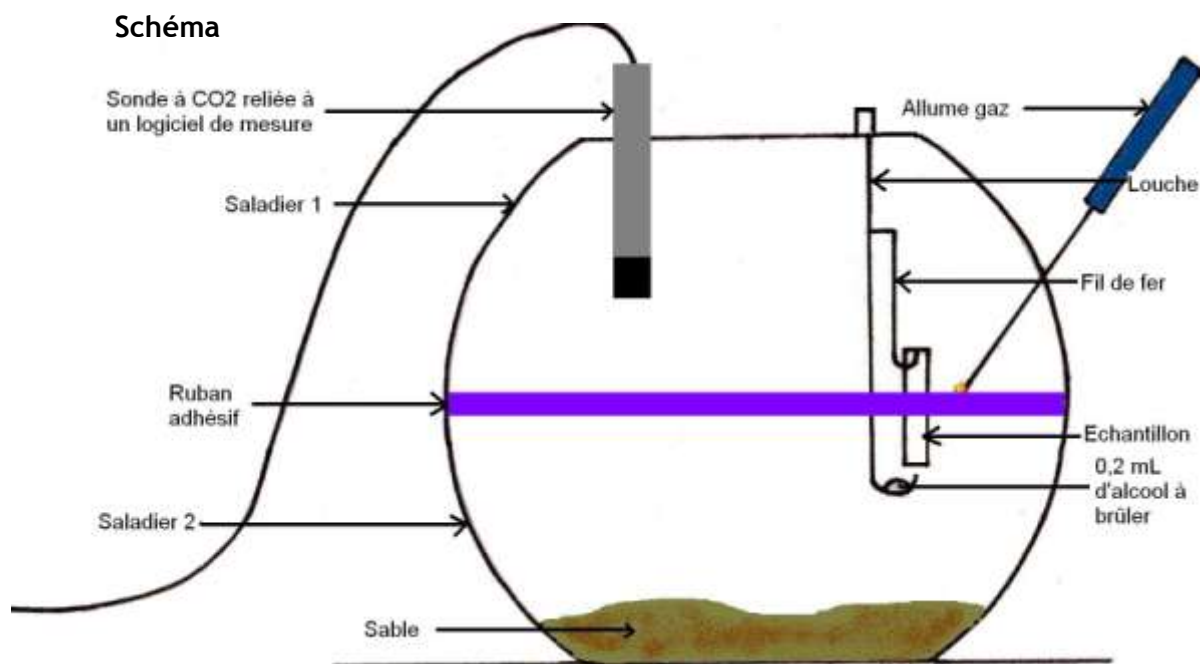
Nous avons soumis les trois matériaux étudiés à un test de combustion afin de définir lequel des trois émet le plus de CO₂ lors de sa combustion. En effet, les plastiques (bio ou pas) et les papiers sont intégrés aux déchets ménagers, et incinérés dans des déchetteries. Or, plus il y a de CO₂ libéré lors de l'incinération, plus il y a d'énergie libérée. En déterminant à l'aide d'échantillons le matériau dégageant le plus de CO₂, on détermine celui qui permet de produire le plus d'énergie.

nécessaire : - 2 grands saladiers (volume = 6,5 L)

- 1 sonde à dioxyde de carbone reliée à un logiciel de mesure
- 1 « louche » de 20 cm de long
- du fil de fer
- du sable
- 1 allume-gaz à long bec
- de l'alcool à brûler
- 10 échantillons de 18,000 cm² de chaque matériau, soit 1,000% de la surface totale d'un sac
- du ruban adhésif
- 1 pipette jaugée de 1mL



Figure N° 18. Photographie et schéma de l'expérience de combustion.



A l'aide de la pipette jaugée, on place 0,2 mL d'alcool dans la « louche » ; cet alcool joue le rôle d'un bec Bunsen, et va permettre la combustion totale des échantillons.

Les saladiers sont hermétiquement fermés grâce au ruban adhésif.

Nous avons effectué 10 mesures du taux de CO₂ présent dans le milieu expérimental pour chaque matériau afin d'obtenir des valeurs les plus proches possibles de la réalité. La durée de chaque acquisition est de 2 min 30 s, et on enflamme l'alcool au temps $t=10s$.

1°) Observation de la combustion de l'échantillon de sac plastique en PEHD

Courbe moyenne des dix expériences

Observations :

A $t=10s$, on enflamme l'échantillon de sac plastique en PEHD. L'échantillon s'enflamme très rapidement et on observe une flamme très importante ; des gouttes enflammées retombent dans la « louche ». D'après le graphique, le taux de CO₂ dégagé est constant à partir de $t=1min$ environ : le maximum de CO₂ dégagé est atteint et vaut 1.117%.

2°) Observation de la combustion de l'échantillon de sac plastique biodégradable

Observations

A $t=10s$, on enflamme l'échantillon de sac plastique biodégradable. L'échantillon se consume très rapidement sans produire une importante flamme. D'après le graphique, le taux de CO₂ dégagé est constant à partir de $t=1min 10s$ environ : le maximum de CO₂ dégagé est atteint et vaut 1.163%.

Max : 1.163%

3°) Observation de la combustion de l'échantillon de sac en papier

Observations

A $t=10s$, on enflamme l'échantillon de sac en papier. L'échantillon se consume très lentement. D'après le graphique, le taux de CO_2 dégagé est constant à partir de $t=40s$ environ : le maximum de CO_2 dégagé est atteint et vaut 1.025%.

4°) Analyse des résultats

On observe donc que l'échantillon de plastique biodégradable dégage le plus de CO_2 , suivi de l'échantillon de PEHD, et du papier. Comme on a réalisé la combustion de seulement 1% de chacun des sacs, on peut élargir les résultats au sac entier. On en conclut donc que le sac biodégradable est le matériau le plus intéressant au niveau de la production d'énergie. De plus, le CO_2 dégagé lors de sa combustion n'a aucun impact sur l'environnement car le carbone dégagé est celui capté par les plantes dont il est issu : le bilan carbone est nul. En revanche, le carbone dégagé par le PEHD issu du pétrole, provient du carbone stocké il y a des millions d'années sous forme d'hydrocarbures, et présente un danger environnemental important puisqu'il constitue un apport supplémentaire de ce gaz dans l'atmosphère. De plus, on trouve la plupart du temps de nombreux additifs dans les sacs en PEHD tels que des antioxydants, des retardateurs de flamme, etc... très toxiques lors de leur combustion.

Au point de vue énergétique, et même environnemental, le sac plastique biodégradable est le matériau le plus intéressant.

Conclusion

D'après l'expérience d'étirement réalisée, le matériau le plus intéressant est le plastique en PEHD: le plus résistant à la traction et imperméable. En ce qui concerne l'expérience d'enfouissement, le sac plastique biodégradable est incontestablement le matériau le plus intéressant : il se dégrade en environ 4 mois quand la dégradation des deux autres matériaux est plus longue. De même, pour l'expérience de combustion, ce matériau est celui qui dégage le plus de CO_2 : il produit donc plus d'énergie que les deux autres matériaux lors de son incinération ; et le CO_2 dégagé n'est pas dangereux pour l'environnement (à l'inverse du CO_2 produit par le PEHD) car le bilan carbone du sac plastique biodégradable est nul.

Au point de vue écologique et énergétique, le sac plastique biodégradable est le matériau le plus intéressant ; et, même si sa résistance à la traction est un peu moins importante que les deux autres matériaux, ces sacs sont aussi pratiques que les autres considérant la masse des produits (souvent très légers) transportés dans ces sacs. De plus, ces sacs peuvent être incinérés sans danger, et être incorporés à un compost. On peut également remarquer que les sacs

biodégradables sont plus agréables au toucher, et font moins de « bruit » lorsqu'on les froisse.

La nécessité des sacs plastiques est aujourd'hui tout à fait incontestable. Invention révolutionnaire, elle a su répondre à un réel besoin de la part des usagers. Mais les désavantages environnementaux des sacs plastiques en PEHD et des sacs en papiers ont progressivement été mis en évidence.

Les sacs plastiques biodégradables, ne présentant pas d'inconvénients écologiques, contrairement aux sacs plastiques en PEHD, et capables de répondre aux mêmes besoins, constituent un important progrès en matière de respect de l'environnement ; solution tout à fait réalisable à la condition d'une prise de conscience générale. En France, un amendement a d'ailleurs été voté à l'unanimité le 11 octobre 2005, interdisant la vente ou la distribution de sacs plastiques non- biodégradables à partir du 1^{er} Janvier 2010 ; amendement qui s'inscrit dans une volonté actuelle grandissante de respect de l'environnement et de développement durable. On voit alors la nécessité d'adapter ces solutions rapidement en France, mais aussi de les concrétiser à l'échelle mondiale (Lachance, 2011).

Le marché des plastiques biosourcés est en évolution. La demande prévue pour 2018 sera dix fois supérieure à la demande de 2008 (*ibid.*).

En effet, les plastiques biosourcés représentent en 2010 au moins 90 % de la capacité de production. Le PE biosourcé, les thermoplastiques à base d'amidon (TPS), le PLA et le PHA constituent les principaux bioplastiques. Ensemble, leur part de marché représente 71 % en 2010 (Thielen, 2012). Les autres plastiques biosourcés occupent une place moins importante sur le marché en 2010, représentant environ 26 % pour l'ensemble (*ibid.*). Il est à noter également que la croissance des plastiques biodégradables était deux fois supérieure à la croissance des plastiques non biodégradables en 2008, mais la tendance se renverse en 2013, avec une croissance des plastiques non biodégradables supérieure (Lachance, 2011).

CONCLUSION GENERALE

Les sacs plastiques pétrochimiques polluant trop l'environnement ont été en partie remplacés par des bioplastiques biodégradables qui se dégradent eux, sous l'action des microorganismes. Mais la fabrication de ces plastiques reste couteuse et freine donc leur production.

Mais ces solutions ne suffisent pas à protéger notre environnement. En effet même si ces plastiques sont biodégradables, ce n'est pas une raison pour les jeter dans la nature, il vaut mieux les réutiliser ou les composter.

Beaucoup de gens pensent qu'en étant biodégradable on peut jeter un sac dans la nature.

Pour protéger notre environnement il faut changer ces comportements influencés par la consommation de masse et ne plus considéré le plastique comme jetable mais comme réutilisable.

Par ailleurs d'autres alternatives sont possibles, comme par exemple les sacs cabas réutilisables et les sacs en papier.

Les biopolymères et les bioplastiques sont les produits essentiels d'une industrie durable des matières plastiques. Ils diminuent la dépendance à l'égard des combustibles fossiles, des sources d'énergie non renouvelables, et sont facilement biodégradables. Ce double avantage permet de limiter grandement les répercussions environnementales liées à la fabrication et à l'utilisation des plastiques. En outre, des caractéristiques comme la biodégradabilité rendent plus acceptable l'usage prolongé de ces produits par la société. À long terme, le recours aux biopolymères et aux bioplastiques signifiera probablement que les plastiques demeurent abordables même à mesure que les réserves de combustibles fossiles diminuent.

Au jour d'aujourd'hui, un sac en plastique biodégradable a un coût de production équivalent à 9 centimes d'euro contre 5 centimes d'euro pour un sac standard. Mais le prix du bioplastique tendra à baisser grâce à son industrialisation à grande échelle.

Par ailleurs, le bioplastique a deux avantages environnementaux: la réduction d'émission de gaz carbonique donc ils contribuent à limiter l'effet de serre.

Les émissions de CO₂ sont réduites de 30% à 75% par rapport à celles enregistrées avec les plastiques d'origine pétrochimiques.

Avantage Économique pour les agriculteurs : production rurale active et débouchés offerts avec une possibilité d'investissement Maintien des emplois de la plasturgie, ceux qui servaient à fabriquer du plastique pétrochimiques sont remplacés par des nouveaux, servant à produire des bioplastiques.

L'utilisation de biomasse renouvelable atténue le réchauffement du climat: le CO₂ produit par dégradation provient du CO₂ absorbé par les plantes dans l'atmosphère lors de leur croissance. Il est converti, grâce à la photosynthèse, par les plantes cultivées ultérieurement pour remplacer le produit biodégradé.

Son principal inconvénient est son coût, puisqu'il est au moins 10 fois plus cher que son homologue d'origine pétrolière.

De plus, il ne peut être réellement pertinent que si la filière du compostage des déchets est développée. Or, actuellement, celle-ci souffre des faveurs accordées à la filière de l'incinération. Si nous souhaitons remplacer le plastique pétrochimique par les bioplastiques, cela implique une quantité gigantesque des cultures de céréales comme le maïs ainsi cela provoquera un assèchement et un appauvrissement des sols ce qui engendrera une pollution de la nappe phréatique.

Les sacs plastiques pétrochimiques polluant trop l'environnement ont été en partie remplacés par des bioplastiques biodégradables qui se dégradent eux, sous l'action des microorganismes. Mais la fabrication de ces plastiques reste coûteuse et freine donc leur production.

Mais ces solutions ne suffisent pas à protéger notre environnement. En effet même si ces plastiques sont biodégradables, ce n'est pas une raison pour les jeter dans la nature, il vaut mieux les réutiliser ou les composter.

Beaucoup de gens pensent qu'en étant biodégradable on peut jeter un sac dans la nature.

Pour protéger notre environnement il faut changer ces comportements influencés par la consommation de masse et ne plus considéré le plastique comme jetable mais comme réutilisable.

Par ailleurs d'autres alternatives sont possibles, comme par exemple les sacs cabas réutilisables et les sacs en papier.

Finalement, cet essai a permis de dresser un portrait de l'impact de tous types de polymères sur l'environnement et des différents enjeux et défis à relever afin de réduire notre empreinte écologique lors de leur consommation.

RÉFÉRENCES

4R Sustainability (2011). *Demingling the mix: An assessment of commercially available automated sorting technology* (Rapport interne préparé pour le American Chemistry Council). Portland, 25 p.

Ad hoc recherche (2006). *Comportements et attitudes face aux contenants consignés de boissons gazeuses* (rapport interne d'Ad hoc Recherche pour Boissons Gazeuses Environnement). Saint-Laurent, Boissons Gazeuses Environnement, 13 p.

Algalita Marine Research Foundation, 5 Gyres Institute and Pangaea Exploration (2012). 2012 Expedition to study plastic marine pollution in the Japanese tsunami debris field. Communication orale. Rapport de recherche interne, Californie.

Alvarez-Chavez, C.R., Edwards, S., Moure-Eraso, R. and Geiser, K. (2012). Sustainability of bio-based plastics: general comparative analysis and recommendations for improvement. *Journal of Cleaner Production*, vol. 23, n° 1, p. 47-56.

American Chemistry Council (2013). History of polymers and plastics for teachers. In American Chemistry Council. *Education and resources - hands on plastics - introduction*. <http://plastics.americanchemistry.com/Education-Resources/Hands-on-Plastics/Introduction-to-Plastics-Science-Teaching-Resources/History-of-Polymers-Plastics-for-Teachers.html#top>.

Andrady, A.L. (2003). *Plastics and the environment*. Hoboken, N.J, Wiley-Interscience, 762 p.
Andrady, A.L. (2011). Microplastics in the marine environment. *Marine pollution bulletin*, vol. 62, n° 8, p. 1596-1605.

Andrady, A.L. and Neal, M.A. (2009). Applications and societal benefits of plastics. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences*, vol. 364, n° 1526, p. 1977-1984.

Antoniou, M., Robinson, C. and Fagan, J. (2012). *GMO myths and truths: An evidence-based examination of the claims made for the safety and efficacy of genetically modified crops* (Rapport interne). Londres, Earth Open Source, 123 p.

Arthur, C. and Baker, J. (2010). Proceedings of the Second Research Workshop on Microplastic Debris. In Anonyme, (p. 1-56), Tacoma, 5-6 novembre 2010.

ASTM International (2013). Committee D20.96 on Environmentally Degradable Plastics and Biobased Products. In ASTM International. <http://www.astm.org/COMMIT/SUBCOMMIT/D2096.htm>.

Auras, R., Harte, B. and Selke, S. (2004). An overview of polylactides as packaging materials. *Macromolecular bioscience*, vol. 4, n° 9, p. 835-864.

Avérous, L. (2004). Biodegradable Multiphase Systems Based on Plasticized Starch: A Review. *Journal of Macromolecular Science, Part C: Polymer Reviews*, vol. 44, n° 3, p. 231-274.

Barnes, D.K.A. and Milner, P. (2005). Drifting plastic and its consequences for sessile organism dispersal in the Atlantic Ocean. *Marine Biology*, vol. 146, n° 4, p. 815-825.

Barnes, D.K., Galgani, F., Thompson, R.C. and Barlaz, M. (2009). Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical transactions of the Royal Society of*

London. Series B, Biological sciences, vol. 364, n° 1526, p. 1985-1998.

Barnes, D.K.A. (2002). Biodiversity: invasions by marine life on plastic debris. *Nature*, vol. 416, n° 6883, p. 808-809.

Bellarby, J., Foerid, B., Hastings, A. and Smith, P. (2008). *Cool Farming: Climate Impacts of Agriculture and Mitigation Potential* (Rapport de recherche). The Netherlands, Greenpeace International, 44 p.

Benbrook, C. (2009). *Impacts of genetically engineered crops on pesticide use in the United States: The first thirteen years* (Rapport interne). Washington, The Organic Center, 15 p.

Bewa, H. (2006). *Matériaux polymères biodégradables et applications (Note de Synthèse II)* (Synthèse sur les produits biodégradables). France, ADEME Éditions, 16 p.

Bewa, H. (2009). *Étude d'une méthodologie simplifiée pour la réalisation des ACV des bioproduits* (Cadre méthodologique pour l'évaluation environnementale des bioproduits). France, ADEME Éditions, 32 p.

Boerger, C.M., Lattin, G.L., Moore, S.L. and Moore, C.J. (2010). Plastic ingestion by planktivorous fishes in the North Pacific Central Gyre. *Marine pollution bulletin*, vol. 60, n° 12, p. 2275.

Bohlmann, G.M. (2004). Biodegradable packaging life-cycle assessment. *Environmental Progress*, vol. 23, n° 4, p. 342-346.

Boissons Gazeuses Environnement (2012). Statistiques de récupération. In Boissons Gazeuses Environnement. Consignation. <http://www.consignation.ca/fr/etat-actuel-de-la-consigne/statistiques-de-recuperation>.

Browne, M.A., Crump, P., Niven, S.J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T. and Thompson, R. (2011). Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. *Environmental science & technology*, vol. 45, n° 21, p. 9175.

Castelan, G. (2010). Polymères biodégradables. In Anonyme, *Bioprocédés dans les domaines de la santé, de l'alimentaire et de la chimie* (p. 1-25). France, Éditions Techniques de l'ingénieur.

Chandra, R. and Rustgi, R. (1998). Biodegradable polymers. *Progress in Polymer Science*, vol. 23, n° 7, p. 1273-1335.

Cheeke, T.E., Pace, B.A., Rosenstiel, T.N. and Cruzan, M.B. (2011). The influence of fertilizer level and spore density on arbuscular mycorrhizal colonization of transgenic Bt 11 maize (*Zea mays*) in experimental microcosms. *FEMS microbiology ecology*, vol. 75, n° 2, p. 304-312.

Chomon, P. (2008). Emballages plastiques : polymères utilisés. In Techniques de l'ingénieur (réd.), *Conceptions d'emballages* (p. 1-23). Paris, Techniques de l'ingénieur.

Colborn, T. and Soto, A.M. (1993). Developmental Effects of Endocrine-Disrupting Chemicals in Wildlife and Humans. *Environmental health perspectives*, vol. 101, n° 5, p. 378-384.

Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C. and Galloway, T.S. (2011). Microplastics as contaminants in

the marine environment: a review. *Marine pollution bulletin*, vol. 62, n° 12, p. 2588.

Comité européen de normalisation (2000). *Emballage - Exigences relatives aux emballages valorisables par compostage et biodégradation - Programme d'essai et critères d'évaluation de l'acceptation finale des emballages*. Comité européen de normalisation édition, Bruxelles, 21 p. (NF EN 13432:2000-11).

De Jong, E., Higson, A., Walsh, P. and Wellisch, M. (2012). *Bio-based chemicals: Value added products from biorefineries* (Rapport de recherche sur les bioénergies). Utrecht, International Energy Agency Bioenergy (Task 42 biorefinery), 34 p.

Detzel, A., Kauertz, B. and Derreza-Greeven, C. (2013). *Study of the Environmental Impacts of Packagings Made of Biodegradable Plastics* Dessau-Roßlau, Federal Environment Agency (Germany), 130p.

Domingo, J.L. (2007). Toxicity studies of genetically modified plants: a review of the published literature. *Critical reviews in food science and nutrition*, vol. 47, n° 8, p. 721-733.

Domingo, J.L. et Giné Bordonaba, J. (2011). A literature review on the safety assessment of genetically modified plants. *Environment international*, vol. 37, n° 4, p. 734-742.

Dornburg, V., Lewandowski, I. and Patel, M. (2003). Comparing the Land Requirements, Energy Savings, and Greenhouse Gas Emissions Reduction of Biobased Polymers and Bioenergy. *Journal of Industrial Ecology*, vol. 7, n° 3-4, p. 93-116.

ÉcoBilan et Price Waterhouse Coopers (2008). *Analyses du cycle de vie des matériaux : contribution à la mise en place de bonnes pratiques méthodologiques* (Contribution méthodologique à la pratique des analyses de cycle de vie pour Procelpac et Sacs Papier de France). Paris, 6 p.

ENSSER (2013). Statement: No scientific consensus on GMO safety. In ENSSER. *European Network of Scientists for Social and Environmental Responsibility*. <http://www.ensser.org/increasing-public-information/no-scientific-consensus-on-gmo-safety/>.

Environment Australia (2002). *Biodegradable plastics – developments and environmental impacts* (Rapport sur les caractéristiques et problématiques reliées aux polymères biodégradables en collaboration avec ExcelPlas Australia). Melbourne, 60 p.

Essel, R. (2012). Meta-analysis of life cycle assessments for bio-based polymers (PLA & PHA) (Meta-Analyse von Ökobilanzen für bio-basierte Polymere in der Produktion von Proganic). In Nova-Institut GmbH, *5th International Congress on Bio-based Plastics and Composites & Industrial Biotechnology* (p. 42), 14-15 mars 2012. Cologne, nova-Institut GmbH.

European Bioplastics (2009a). *Industrial composting* (Fiche d'information sur le compostage industriel, à l'intention de l'industrie des biopolymères). Berlin, 14 p.

European Bioplastics (2009b). *Oxo-Biodegradable plastics* (Position officielle du regroupement quant à l'utilisation du terme oxo-biodégradable). Berlin, 7 p.

European Bioplastics (2012). *Accountability is key - Environmental communications guide for bioplastics* (Guide des bonnes pratiques en communication pour les biopolymères). Berlin, 32 p.

European Bioplastics and Institute for Bioplastics and Biocomposites (2012). Labelling, logos and charts. *In European Bioplastics*. <http://en.european-bioplastics.org/press/press-pictures/labelling-logos-charts/>.

European Commission - Joint Research Centre – Institute for Environment and Sustainability (2010). *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance* Luxembourg, Publications Office of the European Union, 398 p.

European Commission - Joint Research Centre – Institute for Environment and Sustainability (2011). *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context* First edition édition, Luxembourg, Publications Office of the European Union, 72p.

European Commission - Joint Research Centre (2013). LCA resources directory: list of tools. *In European Commission - DG Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability. LCA tools, services, data and studies*. <http://lca.jrc.ec.europa.eu/lcainfohub/toolList.vm>.

E.Schwach, « Etude de systèmes multiphasés à base d'amidon de blé plastifié relations structures propriétés approche de la comptabilisation », Thèse de doctorat, Université de Reims-Champagne Ardenne, (juillet 2004).

F. Jbilou, P. Degraeve, I. Sebti, « Synthèse sur les différentes méthodes d'évaluation de la biodégradabilité des polymères à base de ressources renouvelables », Université Claude Bernard Lyon1 Laboratoire de Recherche en Génie Industriel Alimentaire.

Fargione, J., Hill, J., Tilman, D., Polasky, S. and Hawthorne, P. (2008). Land Clearing and the Biofuel Carbon Debt. *Science*, vol. 319, n° 5867, p. 1235-1238.

Fernandez-Cornejo, J. (2012). Adoption of Genetically Engineered Crops in the U.S. *In USDA Economic Research Service*. <http://www.ers.usda.gov/data-products/adoption-of-genetically-engineered-crops-in-the-us/recent-trends-in-ge-adoption.aspx#.UVCDlhnbyBR>.

Gallagher, E., Berry, A. and Archer, G. (2008). *The Gallagher review of the indirect effects of biofuel production*. East Sussex (Royaume-Uni), Renewable Fuels Agency, 92 p.

Galloway, J.N., Aber, J.D., Erisman, J.W. and Seitzinger, S.P. (2003). The nitrogen cascade. *Bioscience*, vol. 53, n° 4, p. 341.

GIEC (2011). *Résumé à l'intention des décideurs. In : Rapport spécial du GIEC sur les sources d'énergie renouvelable et l'atténuation des effets des changements climatiques* Cambridge et New-York, Cambridge University Press, 242 p.

Gironi, F. and Piemonte, V. (2011a). Bioplastics and Petroleum-based Plastics: Strengths and Weaknesses. *Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects*, vol. 33, n° 21, p. 1949-1959.

Gironi, F. and Piemonte, V. (2011b). Life cycle assessment of polylactic acid and polyethylene terephthalate bottles for drinking water. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, vol. 30, n° 3, p. 459-468.

Goldberg, E.D. (1997). Plasticizing the Seafloor: An Overview. *Environmental technology*, vol. 18, n° 2, p. 195-201.

Gouvernement du Canada (2011). Profil industriel de l'industrie canadienne des produits en matière de plastique. In Gouvernement du Canada. *Industrie Canada*. <http://www.ic.gc.ca/eic/site/plastics-plastiques.nsf/fra/pl01383.html>.

Gray, T.J. and Gangolli, S.D. (1986). Aspects of the testicular toxicity of phthalate esters. *Environmental health perspectives*, vol. 65, p. 229-235.

Gray, T.J.B., Rowland, I.R., Foster, P.M.D. and Gangolli, S.D. (1982). Species differences in the testicular toxicity of phthalate esters. *Toxicology letters*, vol. 11, n° 1, p. 141-147.

Gregory, M.R. (2009). Environmental Implications of Plastic Debris in Marine Settings—Entanglement, Ingestion, Smothering, Hangers-On, Hitch-Hiking and Alien Invasions. *Philosophical Transactions: Biological Sciences*, vol. 364, n° 1526, p. 2013-2025.

Groot, W.J. and Borén, T. (2010). Life cycle assessment of the manufacture of lactide and PLA biopolymers from sugarcane in Thailand. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 15, n° 9, p. 970-984.

Gross, R.A. and Kalra, B. (2002). Biodegradable Polymers for the Environment. *Science*, vol. 297, n° 5582, p. 803-807.

Guinée, J.B. (2002). Handbook on life cycle assessment: *operational guide to the ISO standards*. Dordrecht, Kluwer Academic Publishers, 692 p. 7.

Guo, M. and Murphy, R.J. (2012a). Is There a Generic Environmental Advantage for Starch-PVOH Biopolymers Over Petrochemical Polymers? *Journal of Polymers and the Environment*, vol. 20, n° 4, p. 976.

Guo, M. and Murphy, R.J. (2012b). LCA data quality: sensitivity and uncertainty analysis. *The Science of the total environment*, vol. 435-436, p. 230-243.

Halley, P.J. and Dorgan, J.R. (2011). Next-generation biopolymers: Advanced functionality and improved sustainability. *MRS Bulletin*, vol. 36, n° 9, p. 687-691.

Hermann, B.G., Blok, K. and Patel, M.K. (2010). Twisting biomaterials around your little finger: environmental impacts of bio-based wrappings. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 15, n° 4, p. 346-358.

Hopewell, J., Dvorak, R. and Kosior, E. (2009). Plastics recycling: challenges and opportunities. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 364, n° 1526, p. 2115-2126.

Hosler, D., Burkett, S.L. and Tarkanian, M.J. (1999). Prehistoric Polymers: Rubber Processing in Ancient Mesoamerica. *Science*, vol. 284, n° 5422, p. 1988-1991.

Huppés, G. and van Oers, L. (2011). *Background review of existing weighting approaches in Life Cycle Impact Assessment (LCIA)* (Développement d'une pondération pour les catégories d'impacts utilisés dans les analyses de cycle de vie). Luxembourg, Publications Office of the European

Union, 96 p.

International Standard Organisation (2006). *Environmental management — Life cycle assessment*

—*Principles and framework*. Genève, ISO, (Norme internationale ISO 14040, confirmée en 2006).

Jarroux, N. (2010). Les biopolymères : différentes familles, propriétés et applications. In Anonyme, *Bioprocédés dans les domaines de la santé, de l'agroalimentaire et de la chimie* (p. 25). Paris, Éditions Techniques de l'ingénieur.

Jayasekara, R., Harding, I., Bowater, I. and Lonergan, G. (2005). Biodegradability of a Selected Range of Polymers and Polymer Blends and Standard Methods for Assessment of Biodegradation. *Journal of Polymers and the Environment*, vol. 13, n° 3, p. 231-251.

Johnson, R.M., Mwaikambo, L.Y., Tucker, N. and Rapra Technology Limited (2003). *Biopolymers*.

Shrewsbury, U.K, Rapra Technology Ltd, 14, no. 3.

Jolliet, O., Margni, M., Charles, R., Humbert, S., Payet, J., Rebitzer, G. and Rosenbaum, R. (2003). IMPACT 2002+: A new life cycle impact assessment methodology. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 8, n° 6, p. 324-330.

Kale, G., Kijchavengkul, T., Auras, R., Rubino, M., Selke, S.E. and Singh, S.P. (2007). Compostability of bioplastic packaging materials: an overview. *Macromolecular bioscience*, vol. 7, n° 3, p. 255-277.

Kijchavengkul, T. and Auras, R. (2008). Compostability of polymers. *Polymer International*, vol. 57, n° 6, p. 793-804.

Kim, S. and Dale, B.E. (2005). Life Cycle Assessment Study of Biopolymers (Polyhydroxyalkanoates)

- Derived from No-Tilled Corn (11 pp). *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 10, n° 3, p. 200-210.

Kim, S. and Dale, B.E. (2008). Energy and greenhouse gas profiles of polyhydroxybutyrates derived from corn grain: a life cycle perspective. *Environmental science & technology*, vol. 42, n° 20, p. 7690-7695.

Kim, S. and Dale, B.E. (2009). Regional variations in greenhouse gas emissions of biobased products in the United States--corn-based ethanol and soybean oil. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 14, n° 6, p. 540-546.

Klauss, M. and Bidlingmaier, W. (2004). Pilot scale field test for compostable packaging materials in the City of Kassel, Germany. *Waste Management*, vol. 24, n° 1, p. 43-51.

Krzan, A., Hemjinda, S., Miertus, S., Corti, A. and Chiellini, E. (2006). Standardization and certification in the area of environmentally degradable plastics. *Polymer Degradation and Stability*, vol. 91, n° 12, p. 2819-2833.

Labouze, E., Beton, A., Michaud, J. et Hestin, M. (2008). *Application de la méthode « bilan carbone® » aux activités de gestion des déchets* (Rapport interne sur les facteurs d'émission, les problèmes méthodologiques et des pistes de solutions). Villeurbanne, RECORD, 134 p.

Lake, B.G., Brantom, P.G., Gangolli, S.D., Butterworth, K.R. and Grasso, P. (1976). Studies on the effects of orally administered Di-(2-ethylhexyl) phthalate in the ferret. *Toxicology*, vol. 6, n° 3, p. 341-356.

Lamb, J.C., Chapin, R.E., Teague, J., Davis Lawton, A. and Reel, J.R. (1987). Reproductive effects of four phthalic acid esters in the mouse. *Toxicology and applied pharmacology*, vol. 88, n° 2, p. 255-269.

Luckachan, G.E. and Pillai, C.K.S. (2011). Biodegradable Polymers- A Review on Recent Trends and Emerging Perspectives. *Journal of Polymers and the Environment*, vol. 19, n° 3, p. 637-676.

Madival, S., Auras, R., Singh, S.P. and Narayan, R. (2009). Assessment of the environmental profile of PLA, PET and PS clamshell containers using LCA methodology. *Journal of Cleaner Production*, vol. 17, n° 13, p. 1183-1194.

Marine Mammal Commission (2001). Marine Mammal Commission Annual Report to Congress. *Effects of Pollution on Marine Mammals*. (Révisions et recommandations sur les politiques et actions internes et internationales quant à la protection et la conservation des mammifères marins). 28e édition, Bethesda, 264 p.

Mato, Y., Isobe, T., Takada, H., Kanehiro, H., Ohtake, C. and Kaminuma, T. (2001). Plastic resin pellets as a transport medium for toxic chemicals in the marine environment. *Environmental science & technology*, vol. 35, n° 2, p. 318-324.

Miller, S.A., Landis, A.E. and Theis, T.L. (2007). Environmental trade-offs of biobased production. *Environmental science & technology*, vol. 41, n° 15, p. 5176.

Mojo, S. (2007). Compostable Products: Designing for Disposal. *Journal of Polymers and the Environment*, vol. 15, n° 4, p. 289-294.

Moore, C.J., Moore, S.L., Leecaster, M.K. and Weisberg, S.B. (2001). A comparison of plastic and plankton in the north Pacific central gyre. *Marine pollution bulletin*, vol. 42, n° 12, p. 1297- 1300.

Moore, C.J. (2008). Synthetic polymers in the marine environment: a rapidly increasing, long-term threat. *Environmental research*, vol. 108, n° 2, p. 131-139.

Morawski, C. (2008). Comprendre les enjeux associés à la récupération des contenants de boissons. In CM Consulting inc. Strategic policy for recycling initiatives. www.cmconsultinginc.com/wp-content/uploads/2011/03/Bev_White-Paper-French-2008-Quebec1.pdf.

Murphy, R., Detzel, A., Guo, M. and Krüger, M. (2011). Comment on "Sustainability metrics: life cycle assessment and green design in polymers". *Environmental science & technology*, vol. 45, n° 11, p. 5055.

Narayan, R. (2009). Bioplastics: sorting through facts and claims. *Bioplastics magazine*, vol. 4, p.28-3.

Nations-Unies (1992). Déclaration de Rio sur l'environnement et le développement. In Nations-Unies. *Conférence des Nations Unies sur l'environnement et le développement*. <http://www.un.org/french/events/rio92/aconf15126vol1f.htm>

Patel, M.K., Crank, M., Dornburg, V., Hermann, B.G., Roes, L., Hüsing, B., Overbeek, L., Teragagni, F. and Recchia, E. (2006). *Medium- and long-term opportunities and risks of the biotechnological production of bulk chemicals from renewable resources – The potential of white biotechnology*. (Rapport préparé pour la Commission européenne). Utrecht, the Netherlands, European Commission's GROWTH Programme, 452 p.

Pawelzik, P., Carus, M., Hotchkiss, J., Narayan, R., Selke, S., Wellisch, M., Weiss, M., Wicke, B. and Patel, M.K. (2013). Critical aspects in the life cycle assessment (LCA) of bio-based materials – Reviewing methodologies and deriving recommendations. *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 73, n° 0, p. 211-228.

Peter A. T., Xueyuan O. and Loke M. C. (2010). Impacts of pollution on marine life in Southeast Asia. *Biodiversity & Conservation*, vol. 19, n° 4, p. 1063-1082.

Phelps, P. (2008). Awareness building of inefficient plastic recycling. *McClatchy - Tribune Business News*, Apr 19, 2008, p. n/a.

Piemonte, V. (2011). Bioplastic Wastes: The Best Final Disposition for Energy Saving. *Journal of Polymers and the Environment*, vol. 19, n° 4, p. 988-994.

Piemonte, V. and Gironi, F. (2011). Land-use change emissions: How green are the bioplastics? *Environmental Progress & Sustainable Energy*, vol. 30, n° 4, p. 685-691.

PlasticsEurope (2011). *Eco-profiles and Environmental Declarations* (Rapport sur la méthodologie d'inventaire de cycle de vie des polymères). 2e édition, Belgique, 51 p.

PlasticsEurope (2012). *Plastics the facts 2012: An analysis of European plastics production, demand and waste data for 2011* (Rapport annuel sur la production de plastique en Europe). Belgique, 38 p.

Rabetafika, H.N., Paquot, M. et Dubois, P. (2006). Les polymères issus du végétal : matériaux à propriétés spécifiques pour des applications ciblées en industrie plastique. *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, vol. 10, n° 3, p. 185-11.

Raschka, A. and Carus, M. (2012). *Industrial material use of biomass: Basic data for Germany, Europe and the world* (Rapport de recherche). Hürth, nova-Institute for ecology and innovation, 27 p.

Ravenstijn, J. (2010). Switched on to biopolymers: uptake of bio-based polymers by the growing consumer electronics sector promises to help reduce energy consumption and carbon dioxide emissions. *Chemistry and Industry*, vol. September 2010, n° 18

Reap, J., Roman, F., Duncan, S. and Bras, B. (2008). A survey of unresolved problems in life cycle assessment: Part 1: goal and scope and inventory analysis. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 13, n° 4, p. 290-300.

Relyea, R.A. (2005). The Impact of Insecticides and Herbicides on the Biodiversity and Productivity of Aquatic Communities. *Ecological Applications*, vol. 15, n° 2, p. 618-627.

Roes, A.L. and Patel, M.K. (2007). Life Cycle Risks for Human Health: A Comparison of Petroleum versus Bio-Based Production of Five Bulk Organic Chemicals. *Risk Analysis*, vol. 27, n° 5, p. 1311-1321.

RRFB Nova-Scotia (2013). Accomplishments. In Resource Recovery Fund Board Inc. *RRFB: Put waste in its place*. http://www.putwasteinitsplace.ca/accomplishments.asp#.Uqssv_auHw0.

Ryan, P.G. (1989). The effects of ingested plastic and other marine debris on seabirds. In Shomura, R.S. et Godfrey, M.L., *Proceedings of the Second International Conference on Marine Debris* (p. 623-11), Honolulu, Hawaii, 2 au 7 avril 1989. US Department of Commerce, NOAA Technical Memorandum.

Ryan, P.G., Moore, C.J., van Franeker, J.A. and Moloney, C.L. (2009). Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 364, n° 1526, p. 1999-2012.

Searchinger, T., Heimlich, R., Houghton, R.A., Dong, F., Elobeid, A., Fabiosa, J., Tokgoz, S., Hayes, D. and Yu, T. (2008). Use of U.S. croplands for biofuels increases greenhouse gases through emissions from land-use change. *Science (New York, N.Y.)*, vol. 319, n° 5867, p. 1238-1240.

Sia Conseil (2009). Le secteur du raffinage résiste-t-il à la crise ? In SIA Partners. *Énergie et environnement*. <http://energie.sia-partners.com/20090218/le-secteur-du-raffinage-resiste-t-il-a-la-crise>.

Singh, R. (2011). *Principles for the accounting of biogenic carbon in product carbon footprint (PCF) standards*. Document-non-publié.
http://www.bio.org/sites/default/files/Position_Carbon_Footprint_PCF.pdf

Smith, P., Martino, D., Cai, Z., Gwary, D., Janzen, H.H., Kumar, P., McCarl, B., Ogle, S., O'Mara, F., Rice, C., Scholes, R.J. and Sirotenko, O. (2007). *Agriculture*. In *Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* Cambridge et New-York, Cambridge University Press, 497-540 p.

Song, J.H., Murphy, R.J., Narayan, R. and Davies, G.B.H. (2009). Biodegradable and compostable alternatives to conventional plastics. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 364, n° 1526, p. 2127-2139.

Soroudi, A. and Jakubowicz, I. (2013). Recycling of bioplastics, their blends and biocomposites: A review. *European Polymer Journal*, vol. 49, n° 10, p. 2839-2858.

SPI Bioplastics Council (2013). *Position paper on degradable additives (rapport interne)*. Washington, the Society of the Plastics Industry Bioplastics Council, 5p.

Standing Council on environment and water (2011). Packaging impacts, consultation regulation: impact statement. In Secretariat for Standing Council on Environment and Water. *Council of Australian Governments - Standing council on environment and water*. <http://www.scew.gov.au/publications/pubs/packaging-impacts/packaging-impacts-consultation-ris-december-2011.pdf>.

Stevens, E.S. (2003). What makes green plastics green? *Biocycle*, vol. 44, n° 3, p. 24.

Stutz, B. (2010). Companies put restrictions on research into gm crops. In Yale University. *Yale Environment 360*. http://e360.yale.edu/feature/companies_put_restrictions_on_research_into_gm_crops/2273/.

Sustainable Biomaterials Collaborative (2013). FAQs: Biomaterials and Sustainability. In *Sustainable Biomaterials Collaborative*.

<http://www.sustainablebiomaterials.org/faqs.biobased.php> .

Suwanmanee, U., Varabuntoonvit, V., Chaiwutthinan, P., Tajan, M., Mungcharoen, T. and Leejarkpai, T. (2013). Lifecycle assessment of single use thermoform boxes made from polystyrene (PS), polylactic acid, (PLA), and PLA/starch: cradle to consumer gate. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 18, n° 2, p. 401-417.

Tabone, M.D., Cregg, J.J., Beckman, E.J. and Landis, A.E. (2010). Sustainability metrics: life cycle assessment and green design in polymers. *Environmental science & technology*, vol. 44, n° 21, p. 8264.

Taillefer, S. (2007). Avis sur les sacs d'emplette. In *Recyc-Québec*. <http://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/Upload/Publications/MICI/Avis-SacsEmplettes-RQ-2007.pdf>.

Talsness, C.E., Andrade, A.J.M., Kuriyama, S.N., Taylor, J.A. and vom Saal, F.S. (2009). Components of plastic: experimental studies in animals and relevance for human health. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences*, vol. 364, n° 1526, p. 2079-2096.

Tanaka, K., Takada, H., Yamashita, R., Mizukawa, K., Fukuwaka, M. and Watanuki, Y. (2013). Accumulation of plastic-derived chemicals in tissues of seabirds ingesting marine plastics. *Marine pollution bulletin*, vol. 69, n° 1-2, p. 219.

Teuten, E.L., Saquing, J.M., Knappe, D.R., Barlaz, M.A., Jonsson, S., Bjorn, A., Rowland, S.J., Thompson, R.C., Galloway, T.S., Yamashita, R., Ochi, D., Watanuki, Y., Moore, C., Viet, P.H., Tana, T.S., Prudente, M., Boonyatumanond, R., Zakaria, M.P., Akkhavong, K., Ogata, Y., Hirai, H., Iwasa, S., Mizukawa, K., Hagino, Y., Imamura, A., Saha, M. and Takada, H. (2009).

Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences*, vol. 364, n° 1526, p. 2027-2045.

Thompson, R.C., Moore, C.J., vom Saal, F.S. and Swan, S.H. (2009). Plastics, the environment and human health: current consensus and future trends. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences*, vol. 364, n° 1526, p. 2153-2166.

Thompson, R.C., Swan, S.H., Moore, C.J. and vom Saal, F.S. (2009). Our plastic age. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences*, vol. 364, n° 1526, p. 1973-1976.

Tourinho, P.S., Ivar do Sul, J.A. and Fillmann, G. (2010). Is marine debris ingestion still a problem for the coastal marine biota of southern Brazil? *Marine pollution bulletin*, vol. 60, n° 3, p. 396- 401.

Trautmann, N. and Krasny, M. (1997). *The science of composting*. Cornell Waste Management Institute, 117 p.

Tufvesson, L.M., Tufvesson, P., Woodley, J.M. and Börjesson, P. (2013). Life cycle assessment in green chemistry: overview of key parameters and methodological concerns. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 18, n° 2, p. 431-444.

S. Environmental Protection Agency (2006). Executive summary and background findings. In Anonyme, *Solid waste management and greenhouse gases: a life-cycle assessment of emissions*

and sinks (p. 20). Washington, D.C., U.S. Environmental Protection Agency.

Uihlein, A., Ehrenberger, S. and Schebek, L. (2008). Utilisation options of renewable resources: a life cycle assessment of selected products. *Journal of Cleaner Production*, vol. 16, n° 12, p. 1306-1320.

UNEP (2005). *Marine Litter : An analytical overview* (Évaluation des menaces dues aux sources de pollution marine et de l'efficacité des méthodes actuelles visant à réduire). Nairobi, 58 p.

UNEP (2009). *Marine Litter : A Global Challenge* (Rapport sur la problématique des déchets dans les océans). Nairobi, United Nations Environment Programme, 232 p.

Van Beilen, J.B. and Poirier, Y. (2008). Production of renewable polymers from crop plants. *The Plant journal: for cell and molecular biology*, vol. 54, n° 4, p. 684-701.

Van der Vegt, A.K. (2005). *From polymers to plastics*. VSSD, 268 p.

Vermette, F. (2009). Caractérisation des matières résiduelles du sous-secteur commercial au Québec. In *Recyc-Québec*. <http://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/Upload/Publications/MICI/Rendez-vous2009/Caract-ssecteur08-09.pdf>.

Vom Saal, F.S. and Welshons, W.V. (2006). Large effects from small exposures. II. The importance of positive controls in low-dose research on bisphenol A. *Environmental research*, vol. 100, n° 1, p. 50-76.

Waltz, E. (2009). Under wraps: are the crop industry's strong-arm tactics and close-fisted attitude to sharing seeds holding back independent research and undermining public acceptance of transgenic crops?(NEWS FEATURE). *Nature biotechnology*, vol. 27, n° 10, p. 880.

Wang, L., Lee, W., Lee, W., Chang-Chien, G. and Tsai, P. (2003). Effect of chlorine content in feeding wastes of incineration on the emission of polychlorinated dibenzo- p- dioxins/dibenzofurans. *Science of the Total Environment*, vol. 302, n° 1, p. 185-198.

Weiss, M., Haufe, J., Carus, M., Brandão, M., Bringezu, S., Hermann, B. and Patel, M.K. (2012). A Review of the Environmental Impacts of Biobased Materials. *Journal of Industrial Ecology*, vol. 16, n° 1, p. S169-S181.

Weiss, M., Patel, M., Heilmeier, H. and Bringezu, S. (2007). Applying distance-to-target weighing methodology to evaluate the environmental performance of bio-based energy, fuels, and materials. *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 50, n° 3, p. 260-281.

Yates, M.R. and Barlow, C.Y. (2013). Life cycle assessments of biodegradable, commercial biopolymers—A critical review. *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 78, n° 0, p. 54-66.

Yu, L., Dean, K. and Li, L. (2006). Polymer blends and composites from renewable resources. *Progress in Polymer Science*, vol. 31, n° 6, p. 576-602.

BIBLIOGRAPHIE

Harper, A. (2006). Handbook of plastics technologies: the complete guide to properties and performance. 2e édition, New-York, McGraw-Hill Professional, 900 p. (McGraw-Hill Handbooks).

Dans un contexte où le développement durable apparaît comme une priorité majeure, la mise au point de matériaux biodégradables, représente un enjeu majeur qui offre une alternative aux polymères synthétiques.

L'objectif de cette thèse est donc d'élaborer un film de bioplastique à base d'amidon de maïs et le comparer avec les plastiques pétrochimiques et les sacs en papier afin de répondre à la problématique suivante : **Pourquoi remplacer les plastiques pétrochimiques de manière écologique ?**

En effet, on trouve que les bioplastiques sont meilleurs pour l'environnement que les plastiques pétrochimiques. Ils sont moins polluants et se dégradent plus rapidement.

Mots-clés : amidon de maïs, bio polymères, pollution, biodégradation, sac biodégradable, développement durable.

In a context where sustainable development appears to be a major priority, the development of biodegradable materials represents a major challenge that offers an alternative to synthetic polymers .

The objective of this thesis is therefore to develop a bioplastic film based on corn starch and compare it with petrochemical plastics and paper bags in order to answer the following problem : Why replace petrochemical plastics in an environmentally friendly way ?

Indeed, it is found that bioplastics are better for the environment than petrochemical plastics. They are less polluting and degrade more quickly.

في سياق يبدو أن التنمية المستدامة فيه أولوية كبرى ، يمثل تطوير المواد القابلة للتحلل الحيوي تحدياً رئيسياً يوفر بديلاً للبوليمرات التركيبية.

الهدف من هذه الأطروحة هو تطوير فيلم من البلاستيك الحيوي يعتمد على نشا الذرة ومقارنته بالبلاستيك والبتروكيماويات وأكياس الورق لمعالجة المشكلة التالية: لماذا يتم استبدال البلاستيك البتروكيماوي بطريقة بيئية في الواقع وجد أن البلاستيك الحيوي أفضل للبيئة من البتروكيماويات. هم أقل تلويثاً وتحلل بسرعة أكبر .

الكلمات المفتاحية: نشا الذرة، البلاستيك الحيوي ، التلوث، التحلل الحيوي، الأكياس القابلة للتحلل البيولوجي، التنمية المستدامة.