



ΠΑΝΕΠΙΣΤΗΜΙΟ ΔΥΤΙΚΗΣ ΑΤΤΙΚΗΣ
ΣΧΟΛΗ ΔΗΜΟΣΙΑΣ ΥΓΕΙΑΣ
ΤΜΗΜΑ ΠΟΛΙΤΙΚΩΝ ΔΗΜΟΣΙΑΣ ΥΓΕΙΑΣ

ΠΡΟΓΡΑΜΜΑ ΜΕΤΑΠΤΥΧΙΑΚΩΝ ΣΠΟΥΔΩΝ
ΕΠΑΓΓΕΛΜΑΤΙΚΗ ΚΑΙ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΙΚΗ ΥΓΕΙΑ
2021 - 2022

Διπλωματική Εργασία

**«ΡΥΠΑΝΣΗ ΥΔΑΤΙΝΟΥ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΟΣ ΑΠΟ ΠΛΑΣΤΙΚΑ.
ΤΑ ΒΙΟΔΙΑΣΠΑΣΙΜΑ ΠΛΑΣΤΙΚΑ ΘΑ ΛΥΣΟΥΝ ΤΟ ΠΡΟΒΛΗΜΑ;»**

ΓΕΩΡΓΙΑΔΟΥ ΟΛΓΑ

Αριθμός Μητρώου: mery21036

Επιβλέπουσα:

Δαμικούκα Ιωάννα, Επίκουρη Καθηγήτρια

Αθήνα, Φεβρουάριος 2023



UNIVERSITY OF WEST ATTICA
SCHOOL OF PUBLIC HEALTH
DEPARTMENT OF PUBLIC HEALTH POLICY

POSTGRADUATE PROGRAM (MSc)
OCCUPATIONAL AND ENVIRONMENTAL HEALTH
2021 – 2022

Diploma Thesis

**WATER POLLUTION FROM PLASTICS. WILL BIODEGRADABLE PLASTICS
SOLVE THE PROBLEM?**

OLGA GEORGIADOU

Registration Number: mepy21036

Supervisor:

Damikouka Ioanna, Assistant Professor

Athens, February 2023



ΠΑΝΕΠΙΣΤΗΜΙΟ ΔΥΤΙΚΗΣ ΑΤΤΙΚΗΣ
ΣΧΟΛΗ ΔΗΜΟΣΙΑΣ ΥΓΕΙΑΣ
ΤΜΗΜΑ ΠΟΛΙΤΙΚΩΝ ΔΗΜΟΣΙΑΣ ΥΓΕΙΑΣ

ΠΡΟΓΡΑΜΜΑ ΜΕΤΑΠΤΥΧΙΑΚΟ ΣΠΟΥΔΩΝ
ΕΠΑΓΓΕΛΜΑΤΙΚΗ ΚΑΙ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΙΚΗ ΥΓΕΙΑ

«Ρύπανση υδάτινου περιβάλλοντος από πλαστικά.

Τα βιοδιασπάσιμα πλαστικά θα λύσουν το πρόβλημα;»

Μέλη Εξεταστικής Επιτροπής συμπεριλαμβανομένου και του Εισηγητή

Η μεταπτυχιακή διπλωματική εργασία εξετάστηκε επιτυχώς από την κάτωθι Εξεταστική Επιτροπή:

α/α	ΟΝΟΜΑ ΕΠΩΝΥΜΟ	ΒΑΘΜΙΔΑ/ΙΔΙΟΤΗΤΑ	ΨΗΦΙΑΚΗ ΥΠΟΓΡΑΦΗ
1	Δαμικούκα Ιωάννα	Επίκουρη Καθηγήτρια	
2	Εβρένογλου Λευκοθέα	Αναπληρώτρια Καθηγήτρια	
3	Κάβουρα Όλγα	Επίκουρη Καθηγήτρια	

ΔΗΛΩΣΗ ΣΥΓΓΡΑΦΕΑ ΜΕΤΑΠΤΥΧΙΑΚΗΣ ΕΡΓΑΣΙΑΣ

Η κάτωθι υπογεγραμμένη Γεωργιάδου Όλγα του Γεωργίου , με αριθμό μητρώου mepy21036 , φοιτήτρια του Προγράμματος Μεταπτυχιακών Σπουδών Επαγγελματική και Περιβαλλοντική Υγεία του Τμήματος Πολιτικών Δημόσιας Υγείας της Σχολής Δημόσιας Υγείας του Πανεπιστημίου Δυτικής Αττικής, δηλώνω ότι:

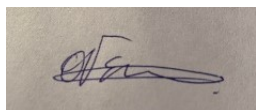
«Είμαι συγγραφέας αυτής της μεταπτυχιακής εργασίας και ότι κάθε βοήθεια την οποία είχα για την προετοιμασία της, είναι πλήρως αναγνωρισμένη και αναφέρεται στην εργασία. Επίσης, οι όποιες πηγές από τις οποίες έκανα χρήση δεδομένων, ιδεών ή λέξεων, είτε ακριβώς είτε παραφρασμένες, αναφέρονται στο σύνολό τους, με πλήρη αναφορά στους συγγραφείς, τον εκδοτικό οίκο ή το περιοδικό, συμπεριλαμβανομένων και των πηγών που ενδεχομένως χρησιμοποιήθηκαν από το διαδίκτυο. Επίσης, βεβαιώνω ότι αυτή η εργασία έχει συγγραφεί από μένα αποκλειστικά και αποτελεί προϊόν πνευματικής ιδιοκτησίας τόσο δικής μου, όσο και του Ιδρύματος.

Παράβαση της ανωτέρω ακαδημαϊκής μου ευθύνης αποτελεί ουσιώδη λόγο για την ανάκληση του πτυχίου μου».

*Επιθυμώ την απαγόρευση πρόσβασης στο πλήρες κείμενο της εργασίας μου μέχρι και έπειτα από αίτηση μου στη Βιβλιοθήκη και έγκριση του επιβλέποντα καθηγητή.

Η Δηλούσα

Όνοματεπώνυμο /Ιδιότητα Γεωργιάδου Όλγα Χημικός



Ψηφιακή Υπογραφή Επιβλέποντα

ΠΕΡΙΛΗΨΗ

Παγκοσμίως, η πλαστική ρύπανση γίνεται ένα μείζον ανθρωπογενές περιβαλλοντικό πρόβλημα. Η παραγωγή πλαστικού έχει αυξηθεί εκθετικά από τότε που εφευρέθηκε για πρώτη φορά στις αρχές του εικοστού αιώνα, και η αντοχή και η μακροζωία του έχουν δημιουργήσει προβλήματα στο περιβάλλον. Τα πλαστικά θραύσματα εισέρχονται στον ωκεανό μέσω απορροής, λυμάτων ή ακατάλληλης διάθεσης, όπου φυσικές δυνάμεις (δράση των κυμάτων, καιρικές συνθήκες) τα διασπούν σε μικροπλαστικά (πλαστικά θραύσματα < 5 mm). Το μέγεθος των μικροπλαστικών, επιτρέπει την κατάποσή τους από χιλιάδες είδη οργανισμών σε όλο το τροφικό πλέγμα. Επιπλέον, οι εικόνες πλασμάτων παγιδευμένων σε πλαστικά απορρίμματα και απορριπτόμενα αλιευτικά εργαλεία είναι συνηθισμένες στα παγκόσμια μέσα ενημέρωσης, χρησιμοποιώντας συχνά εικόνες θαλάσσιας μεγαλοπανίδας (π.χ. φάλαινες, χελώνες), με αποτέλεσμα, η ευαισθητοποίηση του κοινού να είναι πλέον σε υψηλό επίπεδο.

Παρά τις προσπάθειες για τη μείωση των πλαστικών απορριμμάτων που εισέρχονται στο περιβάλλον, είναι αδύνατο να απομακρυνθεί το μεγαλύτερο μέρος του πλαστικού που βρίσκεται ήδη στο περιβάλλον και μεγάλο μέρος αυτού θα παραμείνει για δεκαετίες, αν όχι για αιώνες. Αυτό οφείλεται εν μέρει στο ότι το πλαστικό αποδομείται με την πάροδο του χρόνου, διασπάται και μετατρέπεται σε πολυάριθμα μικρά σωματίδια γνωστά ως μικροπλαστικά. Λόγω της ευρείας παρουσίας πλαστικών, τα μικροπλαστικά θεωρούνται πλέον ένας πανταχού παρών περιβαλλοντικός ρύπος, σε όλο τον κόσμο. Είναι κατανοητό ότι τα περισσότερα μικροπλαστικά θα προέρχονται από αντικείμενα που παράγονται και χρησιμοποιούνται στην ξηρά, ωστόσο δεν έχει δοθεί η δέουσα προσοχή στους υδατικούς πόρους, ως περιβάλλον υποδοχής μικροπλαστικών και στις επιπτώσεις τους στο περιβάλλον και την οικολογία.

Οι νέες τάσεις ενθαρρύνουν μια αναπτυσσόμενη βιομηχανία εναλλακτικών υλικών, των βιοπλαστικών. Τα βιοπλαστικά μπορούν να οριστούν ως πλαστικά, κατασκευασμένα από βιομάζα (π.χ. καλαμπόκι, ζαχαροκάλαμο). Αυτά τα υλικά επικεντρώνονται όλο και περισσότερο στην εξοικονόμηση ορυκτών καυσίμων, στη μείωση των εκπομπών διοξειδίου του άνθρακα και των πλαστικών απορριμμάτων. Η βιοαποδόμηση των

βιοπλαστικών έχει αποκτήσει ιδιαίτερο ενδιαφέρον και καθιστά αδήριτη την ανάγκη για παραγωγή και χρήση βιοδιασπάσιμων πλαστικών.

Τα βιοπλαστικά και τα βιοδιασπάσιμα προϊόντα παρουσιάζονται συχνά ως μια από τις πιθανές λύσεις για τον μετριασμό των ειδών μιας χρήσης με βάση το πετρέλαιο. Ο κύριος σκοπός της παρούσας εργασίας είναι η διερεύνηση των κύριων γνωστικών κενών σε αυτό το πεδίο. Επιπλέον, γίνεται μια απόπειρα να απαντηθεί το ερώτημα εάν τα βιοδιασπάσιμα πλαστικά αποτελούν τη λύση του προβλήματος της πλαστικής ρύπανσης.

Λέξεις- κλειδιά: μικροπλαστικά, βιοδιασπάσιμα πλαστικά, ρύπανση, ύδατα

ABSTRACT

Globally, plastic pollution is becoming a major man-made environmental problem. Plastic production has grown exponentially since it was first invented in the early twentieth century, and its durability and longevity have created problems for the environment. Plastic fragments enter the ocean through runoff, sewage or improper disposal, where natural forces (wave action, weathering) break them down into microplastics (plastic fragments <5 mm). Microplastics can be ingested by marine life, including fish, which are commonly caught and sold for human consumption. In addition, images of creatures trapped in plastic waste and discarded fishing gear are common in global media, often using images of marine megafauna (e.g. whales, turtles), with the result that public awareness is now at a high level.

Despite efforts to reduce plastic waste entering the environment, it is impossible to remove most of the plastic already in the environment, and much of it will remain for decades, if not centuries. This is partly because plastic degrades over time, breaking down and turning into numerous small particles known as microplastics. Due to the widespread presence of plastics, microplastics are now considered a ubiquitous environmental pollutant worldwide. It is understood that most microplastics will come from objects produced and used on land, yet insufficient attention has been paid to water resources as a host environment for microplastics and their effects on the environment and ecology.

New trends are encouraging a growing industry of alternative materials, bioplastics. Bioplastics can be defined as plastics made from biomass (e.g. corn, sugarcane). These substances are increasingly focused on saving fossil fuels, reducing CO₂ emissions and plastic waste. The biodegradation of bioplastics has gained particular interest and makes the need for the production and use of biodegradable plastics immeasurable.

Bioplastics and biodegradable products are often presented as one of the possible solutions to mitigate petroleum-based single-use and limited-use items. The main purpose of this paper is to investigate the main knowledge gaps in this field. In addition, an attempt is made to answer the question whether biodegradable plastics are the solution to the problem of plastic pollution.

Key - words: microplastics, biodegradable plastics, pollution, water

ΠΕΡΙΕΧΟΜΕΝΑ

ΔΗΛΩΣΗ ΣΥΓΓΡΑΦΕΑ ΜΕΤΑΠΤΥΧΙΑΚΗΣ ΕΡΓΑΣΙΑΣ	iv
ΠΕΡΙΛΗΨΗ	v
ABSTRACT	vii
Εισαγωγή	1
ΚΕΦΑΛΑΙΟ 1. ΠΛΑΣΤΙΚΑ -ΜΙΚΡΟΠΛΑΣΤΙΚΑ	5
1.1 Πλαστικά	5
1.2 Πλαστικές συσκευασίες και η κατάληξή τους	9
1.3 Πλαστικά απόβλητα	10
1.4 Μικροπλαστικά	14
1.5 Σημασία μελέτης των μικροπλαστικών	15
1.6 Απαγόρευση πλαστικών μιας χρήσης	17
ΚΕΦΑΛΑΙΟ 2. ΜΙΚΡΟΠΛΑΣΤΙΚΑ ΣΤΟ ΥΔΑΤΙΝΟ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝ	18
2.1 Γενικά	18
2.2 Πηγές μικροπλαστικών σε περιβάλλοντα γλυκού νερού.....	19
2.3 Μικροπλαστικά σε υδάτινα περιβάλλοντα	26
2.4 Μικροπλαστικά που επηρεάζουν τη θαλάσσια ζωή.....	27
2.5 Μικροπλαστικά σε περιβάλλοντα γλυκού νερού	28
2.6 Τα πλαστικά ως φορέας τοξικών χημικών ουσιών	30
ΚΕΦΑΛΑΙΟ 3. ΒΙΟΠΛΑΣΤΙΚΑ	32
3.1 Γενικά	32
3.2 Στρατηγικές για κυκλική οικονομία και βιοοικονομία.....	33
3.3 Κυκλική οικονομία.....	35
3.4 Βιοπλαστικά	36

3.5 Παραγωγή βιοπλαστικών σύμφωνα με τις κύριες εφαρμογές και τον τύπο βιοπολυμερούς.....	39
3.6 Βιοπλαστικά από διαφορετικές πρώτες ύλες	40
3.7 Το τέλος του κύκλου ζωής των βιοπλαστικών.....	41
ΚΕΦΑΛΑΙΟ 4. ΒΙΟΔΙΑΣΠΑΣΙΜΑ ΠΛΑΣΤΙΚΑ	43
4.1 Βιολογική αποδόμηση βιοαποδομήσιμων πολυμερών.....	43
4.2 Βιοδιασπάσιμα πολυμερή	45
4.2.1 Πολυκαπρολακτόνη.....	46
4.2.2 Πολύ-υδροξυ-αλκανοϊκά οξέα (PHAs).....	47
4.2.3 Πολύ-υδροξυβουτυρικό	51
4.2.4 Ηλεκτρικό πολυβουτυλένιο	52
4.2.5 Πολυγαλακτικό οξύ	52
4.3 Πλεονεκτήματα και εφαρμογές βιοαποδομήσιμων πολυμερών.....	53
4.4 Τα βιοδιασπάσιμα πλαστικά ως λύση στο πρόβλημα της πλαστικής ρύπανσης ..	54
4.5 Περιβαλλοντικό και ανθρακικό αποτύπωμα βιοπλαστικών – πλαστικών.....	55
ΚΕΦΑΛΑΙΟ 5. ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ – ΣΥΖΗΤΗΣΗ.....	57
ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ	59

ΚΑΤΑΛΟΓΟΣ ΕΙΚΟΝΩΝ

Εικόνα 1.1 Παγκόσμια και Ευρωπαϊκή παραγωγή πλαστικού κατά την περίοδο 1950 - 2018 (Plastics Europe - The Facts 2019; Statista 2019).....	6
Εικόνα 1.2 Κατανομή της παγκόσμιας παραγωγής πλαστικών το 2018 (Plastic Europe—The Facts 2019).....	7
Εικόνα 1.3 Επισκόπηση της γεωγραφικής κατανομής των παγκόσμιων πωλήσεων χημικής βιομηχανίας το 2006 και το 2016 (European Commission, 2019).....	8
Εικόνα 1.4 Τα ποσοστά ανακύκλωσης, ανάκτησης ενέργειας και υγειονομικής ταφής πλαστικών αποβλήτων ανά Ευρωπαϊκή χώρα το 2018 (Plastics Europe—Thefacts, 2019).10	
Εικόνα 1.5 Παγκόσμια παραγωγή μη ορθώς διαχειριζόμενων πλαστικών απορριμμάτων το 2015. (Lebreton & Andrady, 2019).....	11

Εικόνα 1.6 Επισκόπηση της παγκόσμιας πλαστικής ρύπανσης (European Commission, 2019).	13
Εικόνα 3.2 Ταξινόμηση βιοπλαστικών ανάλογα με την βιοαποδομησιμότητά τους (European Bioplastics, 2019).....	37
Εικόνα 3.3 Παγκόσμια παραγωγική ικανότητα βιοπλαστικών 2018-2023 (European Bioplastics, 2018).	38
Εικόνα 3.4 Παγκόσμια παραγωγική ικανότητα ανά περιοχή (European Bioplastics, 2018).	39
Εικόνα 3.5 Παγκόσμια παραγωγική ικανότητα βιοπλαστικών 2018 (ανά τύπο υλικού) (European bioplastics, 2018).....	40

ΚΑΤΑΛΟΓΟΣ ΠΙΝΑΚΩΝ

Πίνακας 4.1 Ιδιότητες πολυπροπυλενίου και πολυ- β -υδροξυβουτυρικού οξέος (PHB) (Harding et al., 2007)	48
---	----

ΣΥΝΤΟΜΟΓΡΑΦΙΕΣ

ATR: Attenuated Total Reflection

BDPs: Biodegradable plastics

FTIR: Fourier Transform Infrared Spectroscopy

GCV: gross calorific value

LCA: Life Cycle Assessment

PA: polyamide

PAHs: Polycyclic aromatic hydrocarbons

PBAT: Polybutylene adipate terephthalate

PBS: Polybutylene succinate

PCBs: polychlorinated biphenyls

PCL: polycaprolactone

PE: polyethylene

PET: polyethylene terephthalate

PHAs: polyhydroxyalkanoates

PHB: polyhydroxybutyrate

PLA: polylactic acid

PP: polypropylene

SCOs: combined sewage overflows

TGA: Thermogravimetric analysis

ΠΡΟΛΟΓΟΣ

Η παρούσα διατριβή διεξήχθη στο Τμήμα Πολιτικών Δημόσιας Υγείας του Πανεπιστημίου Δυτικής Αττικής, ως ολοκλήρωση της μεταπτυχιακής εκπαίδευσης, υπό την επίβλεψη της καθηγήτριας Δαμικούκα Ιωάννας.

Αρκετά άτομα έχουν συνεισφέρει ακαδημαϊκά, πρακτικά και με την υποστήριξη αυτής της μεταπτυχιακής διατριβής. Ως εκ τούτου, θα ήθελα καταρχάς να ευχαριστήσω την επιβλέπουσα καθηγήτρια, κα Δαμικούκα Ιωάννα, για τον χρόνο της, την πολύτιμη συμβολή και την υποστήριξή της καθ' όλη τη διάρκεια εκπόνησης της παρούσας διατριβής.

Είμαι ευγνώμων στην οικογένεια μου για την αγάπη, την υπομονή και την υποστήριξή τους σε όλη τη διάρκεια αυτής της εργασίας.

Εισαγωγή

Από την Παλαιολιθική εποχή, οι άνθρωποι έχουν χρησιμοποιήσει και προσαρμόσει φυσικά υλικά, όπως άργιλο, πέτρα, μέταλλο, ορυκτά και φυτά προς όφελός τους. Τον 20^ο αιώνα εισήλθε στην αγορά το συνθετικό πολυμερές (Laufer, 1947). Μπορεί να εντοπιστεί πίσω στο 1907, όταν ο Leo Baekeland ανέμιξε φαινόλη και φορμαλδεΐδη υπό υψηλή θερμοκρασία και πίεση, σχηματίστηκε ο βακελίτης και επινοήθηκε ο όρος «πλαστικό» (Baekeland, 1909). Τότε ξεκίνησε η «Εποχή των Πλαστικών». Πρόκειται για μια παγκόσμια βιομηχανία πολλών τρισεκατομμυρίων δολαρίων, που είναι έτοιμη να μεταμορφώσει κάθε πτυχή του τρόπου ζωής των ανθρώπων (Worm et al., 2017).

Η παραγωγή των πλαστικών αυξάνεται σταθερά και θα συνεχίζει να αυξάνεται σε συνδυασμό με την αύξηση του παγκόσμιου πληθυσμού (Barnes et al., 2009; Andrady, 2011). Το πλαστικό έχει γίνει τόσο διαδεδομένο που οι γεωλόγοι θεωρούν πλέον τα πλαστικά συντρίμμια στα ιζήματα του εδάφους ως κορυφαίο δείκτη της τρέχουσας γεωλογικής χρονικής περιόδου, γνωστής ως Ανθρωπόκαινος (Waters et al., 2016). Για πολλές καθημερινές χρήσεις, τα πλαστικά έχουν αντικαταστήσει ιστορικά ορθόδοξα υλικά (π.χ. γυαλί, κεραμικά, ξύλο), προσφέροντας μια φθηνότερη, ελαφρύτερη και πιο ανθεκτική εναλλακτική λύση.

Τα πλαστικά είναι υλικά χαμηλού κόστους, ελαφριά, ανθεκτικά, με υψηλές ηλεκτρικές και θερμομονωτικές ιδιότητες. Κάθε χρόνο αναπτύσσονται νέες εφαρμογές και η αντικατάσταση άλλων υλικών με πλαστικό εξακολουθεί να επεκτείνεται σε πολλούς τομείς (π.χ. φορείς φαρμάκων, μηχανικοί ιστοί) (Worm et al., 2017).

Σύμφωνα με τον Laufer (1947), ο όρος «πλαστικό» περιλαμβάνει έναν μεγάλο αριθμό διαφορετικών υλικών με διακριτές ιδιότητες, χρήσεις και εφαρμογές. Από δομικής πλευράς, τα πλαστικά σχηματίζονται από πολλές επαναλαμβανόμενες αλυσίδες μονομερών, οι οποίες μαζί με χημικά πρόσθετα συνιστούν τη βασική μονάδα όλων των πλαστικών: το πολυμερές (Naka, 2015). Υπάρχουν πολλά διαφορετικά πολυμερή στην αγορά σήμερα, το καθένα με διαφορετική λειτουργία και εφαρμογή. Τα πλαστικά χρησιμοποιούνται σε μεγάλες ποσότητες σε όλες τις βιομηχανίες κτιρίων, αυτοκινήτων, κατασκευών, ιατρικής, κλωστοϋφαντουργίας, συσκευασίας, γεωργίας και τροφίμων (Geyer et al., 2017). Οι απαιτήσεις των διαφορετικών κλάδων για την ποσότητα

πλαστικού ποικίλλουν. Πιο συγκεκριμένα, περίπου το 36% της παραγωγής πλαστικών εστιάζεται στις συσκευασίες μιας χρήσης, το 16% στις κατασκευές και τις υποδομές, και το 14% στα κλωστοϋφαντουργικά προϊόντα (Geyer et al., 2017). Τα οφέλη των πλαστικών υλικών όσον αφορά στην υγεία, την ασφάλεια, την ενέργεια, τις υποδομές και τη διατήρηση των υλικών τα καθιστούν ουσιαστικά αναντικατάστατα στη σημερινή παγκόσμια αγορά (Andrady & Neal, 2009). Πολλές από τις βιομηχανίες που προαναφέρθηκαν δεν θα είχαν σημειώσει πρόοδο χωρίς την ευρεία ανάπτυξη των πλαστικών.

Όταν τα πλαστικά πρωτοεμφανίστηκαν θεωρούνταν αβλαβή, αλλά δεκαετίες υπερπαραγωγής, κακής διαχείρισης απορριμμάτων και καταναλωτισμού έχουν οδηγήσει σε εκτεταμένα περιβαλλοντικά προβλήματα, και η πλαστική ρύπανση αναγνωρίζεται πλέον ως ένα από τα σημαντικότερα περιβαλλοντικά προβλήματα στη Γη (Rochman et al., 2013). Σε παγκόσμιο επίπεδο υπάρχουν πολλαπλά ζητήματα με την απόρριψη πλαστικών, με τα πλαστικά απόβλητα να γεμίζουν τους χώρους υγειονομικής ταφής και κατά συνέπεια να ρυπαίνουν τα ιζήματα της γης (Hoornweg et al., 2013). Η ανεξέλεγκτη αποτέφρωση των πλαστικών, δεν θα επιλύσει το πρόβλημα. Η ανθεκτικότητα και η αντοχή του πλαστικού ως υλικού συνιστούν καθοριστικούς παράγοντες για την επιβίωση και την επιμονή τους στη φύση (Wesolowski et al., 2020).

Τα πιο κοινά πλαστικά πολυμερή είναι το πολυπροπυλένιο και το πολυαιθυλένιο, που χρησιμοποιούνται σε μεμβράνες και φύλλα για συσκευασία, δομικά υλικά και πλαστικές σακούλες. Το πολυπροπυλένιο και το πολυαιθυλένιο αποτελούν μικρότερο περιβαλλοντικό κίνδυνο λόγω της αδιαλυτότητάς τους στο νερό και του υψηλότερου μοριακού τους βάρους (Al-Sammerrai & Al-Nidawy, 1989). Κάποια πολυμερή (π.χ. πολυβινυλοχλωρίδιο, πολυουρεθάνη, πολυστυρένιο, πολυκαρβονικό) είναι περισσότερο προβληματικά, επειδή περιέχουν μεγαλύτερο αριθμό χημικών ουσιών και πρόσθετων που μπορούν να προκαλέσουν προβλήματα υγείας στον άνθρωπο και σε άλλους οργανισμούς (Worm et al., 2017).

Η χημική φύση αυτών των πλαστικών περιορίζει τις δυνατότητές τους να επαναχρησιμοποιηθούν και να ανακυκλωθούν κατάλληλα, αμφισβητώντας τους μελλοντικούς στόχους της περιορισμένης χρήσης πλαστικών και της «κυκλικής οικονομίας». Επιπλέον, τα πλαστικά στο θαλάσσιο περιβάλλον μπορούν να

λειτουργήσουν ως «χημικό κοκτέιλ», όπου οι χημικές ουσίες που προστίθενται κατά τη διαδικασία παραγωγής συνδυάζονται με χημικές ουσίες που βρίσκονται ήδη στο θαλασσινό νερό και συσσωρεύονται στο πλαστικό (Rochman, 2015).

Το πρώτο σημείο εισόδου των πλαστικών απορριμμάτων στο θαλάσσιο περιβάλλον είναι η τυχαία διαρροή ή κακή διαχείριση των μικροσφαιριδίων ρητίνης που χρησιμοποιούνται ως πρώτη ύλη για την κατασκευή πλαστικών προϊόντων. Τα μικροσφαιρίδια μπορεί να εισέλθουν στους ωκεανούς μέσω ποταμών και ακτογραμμών ή να παρασυρθούν από απορροές όμβριων υδάτων (US-EPA, 1992). Αυτό έχει εγείρει ανησυχία σχετικά με το πολύπλοκο μίγμα χημικών ουσιών που συνδέονται με τα πλαστικά στους ωκεανούς και τις πιθανές αρνητικές επιπτώσεις τους στη θαλάσσια ζωή που τα καταναλώνει (Rochman, 2015).

Η μη ορθή διαχείριση των πλαστικών απορριμμάτων στην ξηρά είναι η μόνη σημαντική πηγή πλαστικών στους ωκεανούς που έχει εκτιμηθεί παγκοσμίως (Jambeck et al., 2015). Οι Jambeck et al. (2015), υπολόγισαν την ετήσια εισροή πλαστικών απορριμμάτων στους ωκεανούς βάσει της δημιουργίας αποβλήτων στην ενδοχώρα από τον πληθυσμό που ζούσε σε απόσταση 50 χιλιομέτρων από την ακτή και μπορούσε να μεταφερθεί στους ωκεανούς. Υπολογίστηκε ότι το 2010 παρήχθησαν 275 εκατ. τόνοι πλαστικών απορριμμάτων από τις εν λόγω παράκτιες χώρες, εκ των οποίων 4,8-12,7 εκατ. τόνοι κατέληξαν στους ωκεανούς, που ισοδυναμεί με το 1,7-4,6% των συνολικών πλαστικών απορριμμάτων που παρήγαγαν αυτές οι χώρες. Επιπλέον, οι Jambeck et al. (2015) εκτίμησαν επίσης, ότι οι ποσότητες πλαστικών απορριμμάτων που εισέρχονται στο θαλάσσιο περιβάλλον από τη ξηρά, θα αυξηθούν κατά μια τάξη μεγέθους έως το 2025, εάν δεν υπάρξουν βελτιώσεις στην τρέχουσα υποδομή διαχείρισης απορριμμάτων.

Μια κατηγορία πλαστικών υβριδίων, τα βιοδιασπάσιμα πλαστικά, δίνει τη δυνατότητα απεξάρτησης της κοινωνίας από τα συνθετικά πλαστικά. Η συνεχής πρόοδος της τεχνολογίας και οι νέες βελτιωμένες νοοτροπίες διαχείρισης των βιοδιασπάσιμων πλαστικών προμηνύουν άνθιση της χρήσης τους. Είναι απαραίτητη λοιπόν η διερεύνηση αν τελικά τα βιοδιασπάσιμα πλαστικά μπορούν να δώσουν λύση στο πρόβλημα της πλαστικής ρύπανσης.

Σκοπός της εργασίας

Η κακή χρήση και διαχείριση των πλαστικών έχει οδηγήσει σε μεγάλη συσσώρευσή τους στο περιβάλλον με αποτέλεσμα να τίθενται σε κίνδυνο οι οργανισμοί, τα οικοσυστήματα και η ανθρώπινη υγεία. Επειδή η παγκόσμια παραγωγή και κατανάλωση πλαστικών αυξάνεται, τα τελευταία χρόνια γίνεται προσπάθεια μείωσης των περιβαλλοντικών επιπτώσεων, κυρίως μέσω διατάξεων/νόμων για τα πλαστικά μιας χρήσης (ή απαγόρευσης διάθεσης πλαστικών μιας χρήσης). Στην προστασία του περιβάλλοντος πρωτεύοντα ρόλο φαίνεται να διαδραματίζουν και τα βιοδιασπάσιμα πλαστικά. Σκοπός της παρούσας διπλωματικής είναι να παρουσιάσει αναλυτικά το πρόβλημα ρύπανσης από πλαστικά και μικροπλαστικά. Ταυτοχρόνως να αναλύσει εάν το πρόβλημα της παγκόσμιας πλαστικής ρύπανσης μπορεί να επιλυθεί με την προώθηση της χρήσης των βιοδιασπάσιμων πλαστικών καθώς φέρεται ως πολλά υποσχόμενη λύση για την επίλυση του προβλήματος.

Οργάνωση

Η παρούσα διπλωματική εργασία αποτελείται από πέντε κεφάλαια.

Το πρώτο κεφάλαιο ξεκινά παρουσιάζοντας ορισμούς και βασικά στοιχεία για πλαστικά υλικά. Στη συνέχεια, αναλύεται το περιβαλλοντικό ζήτημα και ορίζονται τα μακρο- και μικροπλαστικά, οι τύποι τους, οι πηγές και οι επιπτώσεις τους στο υδάτινο περιβάλλον.

Το δεύτερο κεφάλαιο, μέσω βιβλιογραφικής ανασκόπησης ερευνά την παρουσία μικροπλαστικών σε περιβάλλοντα γλυκού νερού.

Το τρίτο κεφάλαιο παρουσιάζει διεθνείς και ευρωπαϊκές στρατηγικές για την προώθηση μιας κυκλικής οικονομίας και βιο-οικονομίας και εισάγει τα βιοπλαστικά.

Στο τέταρτο κεφάλαιο, παρουσιάζονται τα βιοδιασπάσιμα πλαστικά και ο ρόλος τους στο πρόβλημα της πλαστικής ρύπανσης.

Τέλος, στο πέμπτο κεφάλαιο, συνοψίζονται τα σημαντικότερα συμπεράσματα της διπλωματικής εργασίας.

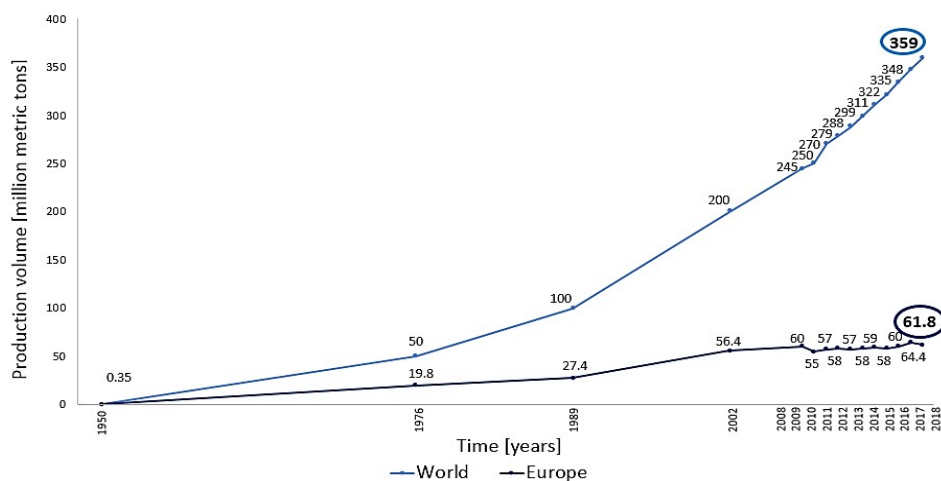
ΚΕΦΑΛΑΙΟ 1. ΠΛΑΣΤΙΚΑ -ΜΙΚΡΟΠΛΑΣΤΙΚΑ

1.1 Πλαστικά

Ένας κόσμος χωρίς πλαστικό φαίνεται αδιανόητος τη σημερινή εποχή. Μέσα σε λίγες μόνο δεκαετίες, τα πλαστικά έχουν φέρει επανάσταση στις οικονομίες και τις κοινωνίες, καθιστώντας τα αναπόσπαστο στοιχείο της σύγχρονης ζωής. Συνδυάζοντας εξαιρετικές λειτουργικές ιδιότητες (μικρό βάρος, υψηλή αντοχή, ευρύ φάσμα εφαρμογών, ευκολία επεξεργασίας σε βιομηχανική κλίμακα και χαμηλό κόστος), αυτά τα υλικά είναι πανταχού παρόντα και έχουν ξεπεράσει τα περισσότερα τεχνητά υλικά (European Commission, 2019).

Η εμπορική παραγωγή πλαστικών άρχισε στη δεκαετία του 1950, μετά τον Β' Παγκόσμιο Πόλεμο. Οι καινοτομίες στον τομέα των υλικών που υποδείχθηκαν από τις στρατιωτικές ανάγκες, προκειμένου να βρεθούν υποκατάστατα προϊόντα που δεν είναι φυσικά διαθέσιμα, εισέβαλαν στον πολιτικό κόσμο. Έκτοτε, η παραγωγή πλαστικού γνώρισε εξαιρετική ανάπτυξη, με εκτιμώμενη παραγωγή, κατά την περίοδο 1950 – 2015, 8,3 δισεκατομμυρίων τόνων πλαστικού, εκ των οποίων 6,3 δισεκατομμύρια τόνοι θεωρήθηκαν απόβλητα (Geyer et al., 2017).

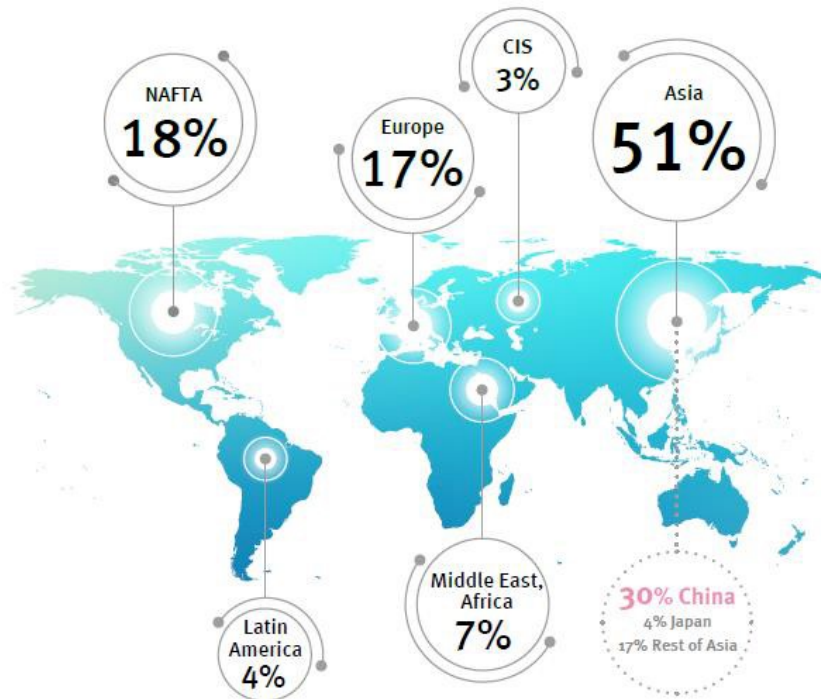
Global and european plastic production over time



Εικόνα 1.1 Παγκόσμια και Ευρωπαϊκή παραγωγή πλαστικού κατά την περίοδο 1950 - 2018 (Plastics Europe - The Facts 2019; Statista 2019).

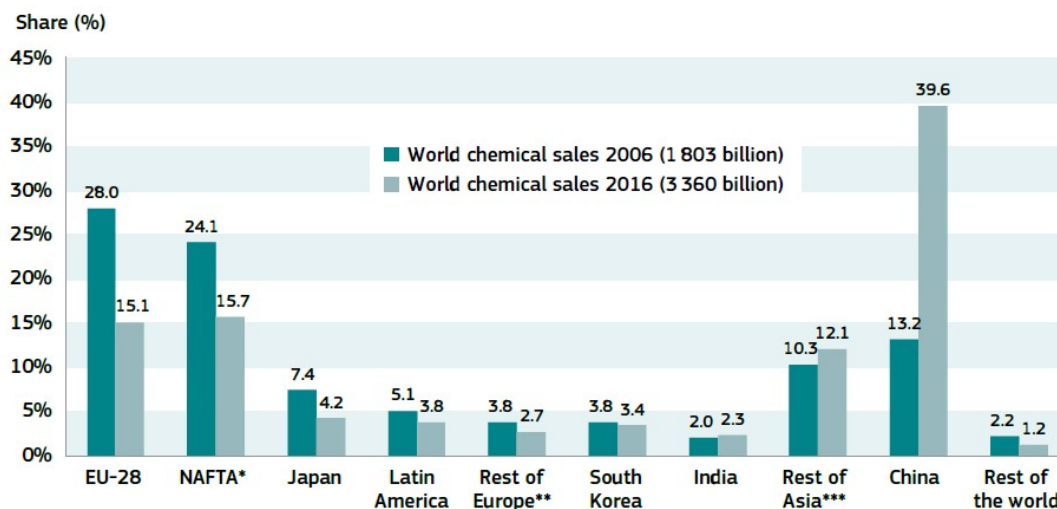
Η παγκόσμια παραγωγή πλαστικού έφτασε τους 359 εκατομμύρια τόνους, το 2018 (Εικόνα 1.1), εκ των οποίων οι 61,8 εκατομμύρια τόνοι παρήχθησαν μόνο στην Ευρώπη (Plastics Europe— The Facts, 2019). Η παραγωγή αναμένεται να διπλασιαστεί τα επόμενα 20 χρόνια (Borrelle et al., 2020; Jeong et al., 2017).

Επί του παρόντος, η παγκόσμια παραγωγή πλαστικού είναι άνισα κατανομημένη, με την Κίνα ως τον κύριο παραγωγό το 2018, που αντιπροσωπεύει το 30% της συνολικής παραγωγής πλαστικών (Εικόνα 1.2).



Εικόνα 1.2 Κατανομή της παγκόσμιας παραγωγής πλαστικών το 2018 (Plastics Europe— The Facts 2019)

Το 2016, οι παγκόσμιες πωλήσεις της χημικής βιομηχανίας ήταν 3,36 τρισεκατομμύρια ευρώ, εκ των οποίων το Ευρωπαϊκό μερίδιο ήταν 15,1% (European Commission, 2019). Η βιομηχανία τροφοδοτείται από άμεσα διαθέσιμο και σχετικά φθινό πετρέλαιο και έχει μετακινηθεί από τη Δυτική Ευρώπη και τις ΗΠΑ στην Ασία, κυρίως στην Κίνα (Εικόνα 1.3).



Εικόνα 1.3 Επισκόπηση της γεωγραφικής κατανομής των παγκόσμιων πωλήσεων χημικής βιομηχανίας το 2006 και το 2016 (European Commission, 2019)

Στην Ευρώπη, η βιομηχανία πλαστικών αποτελεί μία από τις μεγαλύτερες βιομηχανίες. Η βιομηχανική προστιθέμενη αξία κατατάσσεται στην 7^η θέση. Υπάρχουν 60.000 εταιρείες που δημιουργούν 1,6 εκατομμύρια θέσεις εργασίας, δημιουργώντας κύκλο εργασιών 360 δισεκατομμυρίων ευρώ το 2018 (Plastics Europe — The Facts, 2019).

Ωστόσο, πολλά προβλήματα, όπως η εξάντληση των μη ανανεώσιμων πόρων, γεωπολιτική αστάθεια, εκπομπές αερίων του θερμοκηπίου, διαρροές και απόβλητα, απειλούν την εξάρτηση από τα ορυκτά καύσιμα ως πρώτες ύλες. Επιπλέον, δεδομένης της αναμενόμενης αύξησης της ζήτησης για πλαστικά, οι απαιτήσεις σε ορυκτά καύσιμα, ενέργεια, καθώς και οι εκπομπές διοξειδίου του άνθρακα που σχετίζονται με τη βιομηχανία, θα αυξηθούν. Σύμφωνα με τους Lebreton & Andrady (2018) έως το 2050 η κατασκευή και η επεξεργασία πλαστικών μπορεί να αντιπροσωπεύει έως και το 20% της παγκόσμιας κατανάλωσης πετρελαίου και το 15% του ετήσιου προϋπολογισμού για τις εκπομπές διοξειδίου του άνθρακα. Τα ζητήματα αυτά καθιστούν τη διερεύνηση και τη χρήση νέων ανανεώσιμων πηγών για την παραγωγή πλαστικών και συνεπώς την εφαρμογή νέων συστημάτων βιομηχανικής παραγωγής, που βασίζονται σε βιοοικονομικές και βιοτεχνολογικές διαδικασίες, μονόδρομο.

1.2 Πλαστικές συσκευασίες και η κατάληξή τους

Η μεγαλύτερη εφαρμογή των πλαστικών είναι αναντίρρητα οι συσκευασίες, η οποία αντιπροσωπεύει το 26% της συνολικής παγκόσμιας χρήσης πλαστικού (European Commission, 2019). Η παγκόσμια μετάβαση από τα επαναχρησιμοποιήσιμα σε δοχεία μιας χρήσης έχει επιταχύνει την ανάπτυξη αυτής της εφαρμογής. Συνδέεται επίσης, με πολλά πλεονεκτήματα που προσφέρουν οι πλαστικές μεμβράνες συσκευασίας έναντι άλλων τύπων υλικού (π.χ. διαφάνεια, αντοχή στο νερό, στεγανότητα σε αέρια, εύκολη προσαρμοστικότητα στη μορφή, κ.λπ.). Στην Ευρώπη οι συσκευασίες αντιπροσωπεύουν το 39,9% της συνολικής ζήτησης πλαστικών μετατροπέων, ακολουθούμενες από την κατασκευαστική βιομηχανία (19,8%) και την αυτοκινητοβιομηχανία (9,9%) (Plastics Europe — The Facts, 2019).

Περίπου το 42% του συνόλου των παραγόμενων πλαστικών χωρίς ίνες χρησιμοποιείται σε συσκευασίες, οι οποίες αποτελούνται κυρίως από πολυαιθυλένιο, πολυπροπυλένιο και τερεφθαλικό πολυαιθυλένιο (Geyer et al., 2017). Αυτά τα πολυμερή είναι επίσης τα πιο κοινά πλαστικά στο περιβάλλον, ειδικά σε υδάτινα περιβάλλοντα (Li et al., 2016).

Τα προϊόντα συσκευασίας δεσπόζουν στη ροή απορριμμάτων των πλαστικών, λόγω της σχετικά σύντομης φάσης χρήσης. Μάλιστα, σύμφωνα με τους Geyer et al. (2017), τα περισσότερα από τα πλαστικά συσκευασίας εγκαταλείπουν τη χρήση το ίδιο έτος παραγωγής τους, ενώ τα πλαστικά δομικών κατασκευών που εγκαταλείπουν τη χρήση έχουν παραχθεί δεκαετίες νωρίτερα. Τα πλαστικά μπορούν να ανακυκλωθούν ή να επανεπεξεργαστούν σε δευτερεύοντα υλικά στο τέλος του κύκλου ζωής τους. Παρόλα αυτά, στο τέλος αυτής της δεύτερης (ή τρίτης, τέταρτης...) χρήσης το πλαστικό θα πρέπει τελικά να απορριφθεί. Με αυτό τον τρόπο, η ανακύκλωση καθυστερεί, αντί να αποφεύγει, την τελική διάθεση. Μια εναλλακτική λύση αποτελεί η καταστροφή των πλαστικών με αποτέφρωση και πιθανή ανάκτηση ενέργειας. Τέλος, μπορούν να απορριφθούν και να καταλήξουν είτε περιορισμένα σε χώρους υγειονομικής ταφής είτε να αφεθούν επ'αόριστον σε ανεξέλεγκτες χωματερές ή στο φυσικό περιβάλλον (π.χ. θαλάσσια απορρίμματα). Όσον αφορά στα παγκόσμια πλαστικά απορρίμματα που παρήχθησαν κατά την περίοδο 1950 - 2015 οι εκτιμήσεις αναφέρουν ότι αυτά ανέρχονται σε 6300 Mt. Στην πραγματικότητα, περίπου το 12% αυτής της ποσότητας

αποβλήτων έχει αποτεφρωθεί και το 9% έχει ανακυκλωθεί. Περίπου το 60% της συνολικής παραγωγής πλαστικών απορρίπτεται και καταλήγει σε χώρους υγειονομικής ταφής ή στο φυσικό περιβάλλον (Geyer et al., 2017).

Όσον αφορά στην Ευρώπη, συνολικά 29,1 εκατομμύρια τόνοι πλαστικών απορριμμάτων συλλέχθηκαν προκειμένου να υποβληθούν σε επεξεργασία. Καταδεικνύεται ότι οι Ευρωπαϊκές χώρες που εφαρμόζουν περιορισμούς υγειονομικής ταφής για ανακυκλώσιμα και ανακτήσιμα απόβλητα παρουσιάζουν, κατά μέσο όρο, υψηλότερα ποσοστά ανακύκλωσης πλαστικών απορριμμάτων μετά την κατανάλωση (Εικόνα 1.4).



Εικόνα 1.4 Τα ποσοστά ανακύκλωσης, ανάκτησης ενέργειας και υγειονομικής ταφής πλαστικών αποβλήτων ανά Ευρωπαϊκή χώρα το 2018 (Plastics Europe–Thefacts, 2019)

1.3 Πλαστικά απόβλητα

Μετά τη χρήση, εάν τα πλαστικά απόβλητα δεν τύχουν σωστής διαχείρισης, θα συσσωρεύονται στο φυσικό περιβάλλον. Κανένα από τα πολυμερή που χρησιμοποιούνται ευρέως δεν είναι στην πραγματικότητα βιοδιασπάσιμο και θα

παραμένει στο περιβάλλον έως και για εκατό έτη (Li et al., 2016). Τα μη ορθώς διαχειριζόμενα πλαστικά απόβλητα διαφέρουν μεταξύ των χωρών (Εικόνα 1.5). Παραδείγματος χάριν, η Ασία, όπου κατοικεί το 60% του παγκόσμιου πληθυσμού, ήταν το 2015 ο μεγαλύτερος παραγωγός πλαστικών απορριμμάτων (82 εκατ. τόνους), ακολουθούμενη από την Ευρώπη (31 εκατ. τόνους) και τη Βόρεια Αμερική (29 εκατ. τόνους). Παρατηρείται ότι η Λατινική Αμερική (συμπεριλαμβανομένης της Καραϊβικής) και η Αφρική παρήγαγαν 19 εκατ. τόνους πλαστικών απορριμμάτων. Στον αντίποδα, η Ωκεανία παρήγαγε περίπου 900.000 τόνους. Ωστόσο, λαμβάνοντας υπόψη την κακή διαχείριση αποβλήτων η Αφρική εμφανίζει το υψηλότερο ποσοστό ακατάλληλης διάθεσης απορριμμάτων με μέσο όρο 88,5%, παρά τα χαμηλά επίπεδα παραγωγής ρητίνης. Η αθέμιτη πρακτική της εισαγωγής απορριμμάτων, ιδίως ηλεκτρονικών αποβλήτων, από ανεπτυγμένες χώρες, ευθύνεται σε μεγάλο βαθμό για αυτό το πρόβλημα στην Αφρική (Lebreton & Andrady, 2019).



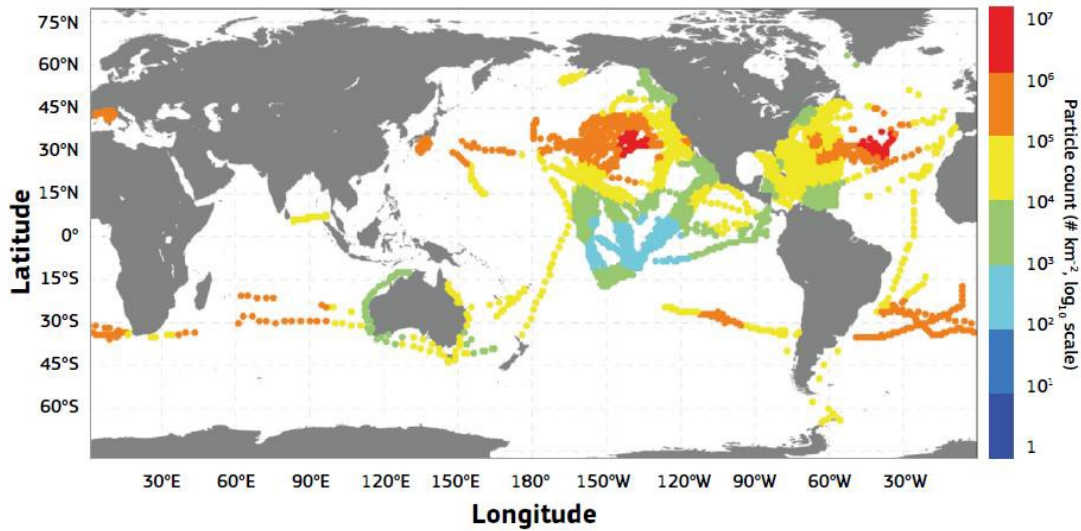
Εικόνα 1.5 Παγκόσμια παραγωγή μη ορθώς διαχειριζόμενων πλαστικών απορριμμάτων το 2015. (Lebreton & Andrady, 2019).

Στην συνέχεια, θα γίνει προσπάθεια να εξεταστεί η τύχη αυτού του μεγάλου όγκου πλαστικών απορριμμάτων. Αρχικά, η μεγαλύτερη ρύπανση από πλαστικά προέρχεται από χερσαίες περιοχές, συγκεκριμένα από ανεξέλεγκτους χώρους διάθεσης απορριμμάτων, μη επεξεργασμένα λύματα, υπολείμματα που μεταφέρονται με τον άνεμο, ελαστικά οχημάτων, πλαστικές σακούλες και κουτιά. Αυτά συνήθως ξεκινούν ως μακροπλαστικά (>5 mm) και στη συνέχεια τείνουν να γίνονται εύθραυστα και να διασπώνται σε μικρότερα σωματίδια που είναι περισσότερο ικανά να μετακινούνται στα οικοσυστήματα (Waring et al., 2018). Τα πλαστικά που είναι θαμμένα σε καλυμμένους

χώρους υγειονομικής ταφής πρόκειται να παραμείνουν εκεί για πολλές δεκαετίες, δημιουργώντας πιθανά προβλήματα για το μέλλον. Από την άλλη πλευρά, μια ορισμένη ποσότητα πλαστικού - εκτιμάται ότι είναι της τάξης των 10 Mt/έτος (Billard & Boucher, 2019) - που ονομάζεται διαρροή, ρέει σε υδάτινες οδούς και, τελικά, στους ωκεανούς.

Η ρύπανση των ωκεανών από πλαστικά συνιστά σήμερα ένα σημαντικό περιβαλλοντικό ζήτημα, καθώς τα πλαστικά αποτελούν το μεγαλύτερο μέρος των θαλάσσιων απορριμμάτων στην επιφάνεια των ωκεανών, στις παραλίες και στον πυθμένα της θάλασσας (European Commission, 2019). Οι θαλάσσιες πηγές πλαστικών απορριμμάτων προκύπτουν από τη ναυτιλία, τις πλατφόρμες πετρελαίου και φυσικού αερίου και την αλιεία (Waring et al., 2018). Από την άλλη πλευρά, οι κύριες χερσαίες πηγές έχουν εντοπιστεί σε: πυκνοκατοικημένες ή βιομηχανικές περιοχές, χρήση πλαστικής σακούλας, διάθεση στερεών αποβλήτων, παράκτιες ψυχαγωγικές δραστηριότητες, πρώτες ύλες παραγωγής που μεταφέρονται σε παραλίες μετά από τυχαία διαρροή, λύματα και στραγγίσματα από χώρους απορριμμάτων. Ο τρόπος με τον οποίο τα πλαστικά μεταφέρονται από τις χερσαίες πηγές στο θαλάσσιο περιβάλλον είναι μέσω των υδάτινων ρευμάτων και των συστημάτων αποχέτευσης. Επιπροσθέτως, τα ακραία καιρικά φαινόμενα αυξάνουν τη μεταφορά των χερσαίων απορριμμάτων από τη ξηρά στη θάλασσα (Li et al., 2016).

Παρόλο που το ποσοστό των πλαστικών απορριμμάτων που εισέρχονται στον ωκεανό μπορεί να ποικίλλει από περιοχή σε περιοχή, πολυάριθμες μελέτες σχετικά με την αφθονία των πλαστικών απορριμμάτων, ειδικά στους ωκεανούς, έχουν αποδείξει ότι η πλαστική ρύπανση είναι διάχυτη και επηρεάζει ακόμη και τις πιο απομακρυσμένες περιοχές (π.χ. Αρκτική, Ανταρκτική, ακατοίκητα νησιά και βάθη της θάλασσας, τάφος των Μαριανών- βαθύτερο μέρος του ωκεανού σε παγκόσμιο επίπεδο) (Εικόνα 1.6).



Εικόνα 1.6 Επισκόπηση της παγκόσμιας πλαστικής ρύπανσης (European Commission, 2019).

Συγκριτικά με την πανταχού παρούσα πλαστική ρύπανση, ο αντίκτυπός της στα ενδιαιτήματα και τα οικοσυστήματα δεν είναι πλήρως καθορισμένος και καταληπτός. Υπάρχουν γνωστικά κενά σχετικά με τις μακροπρόθεσμες οικολογικές συνέπειες της πλαστικής ρύπανσης (European Commission, 2019). Ο αντίκτυπος της πλαστικής ρύπανσης στους οικοτόπους και τα οικοσυστήματα διαφέρει ανάλογα με το μέγεθος των πλαστικών απορριμμάτων. Σε αυτό το σημείο αξίζει να αναφερθεί ότι δεν υπάρχει συνέπεια στην ταξινόμηση μεγεθών των πλαστικών απορριμμάτων και το εύρος των διαστάσεων μπορεί να ποικίλλει μεταξύ διαφορετικών συγγραφέων.

Σύμφωνα με τους Billard & Boucher (2019), τα μικροπλαστικά διακρίνονται σε δύο τύπους: α) πρωτογενή μικροπλαστικά, τα οποία απελευθερώνονται απευθείας στο περιβάλλον με τη μορφή μικρών σωματιδίων και β) δευτερογενή μικροπλαστικά. Όπως έχει διαπιστωθεί, μία από τις πιο σημαντικές πηγές μικροπλαστικών στο θαλάσσιο περιβάλλον είναι τα υγρά απόβλητα που περιέχουν ίνες, οι οποίες προέρχονται από το πλύσιμο των ρούχων. Επιπλέον, υπήρξε θετική σχέση μεταξύ της αφθονίας των μικροπλαστικών και της πυκνότητας του ανθρώπινου πληθυσμού. Τα δευτερεύοντα μικροπλαστικά προέρχονται από την αποδόμηση μεγαλύτερων πλαστικών αντικειμένων σε μικρότερα θραύσματα μόλις εκτεθούν σε υπεριώδη ακτινοβολία είτε υπό άμεσο ηλιακό φως είτε στο θαλασσινό νερό (Li et al., 2016).

Με βάση την ανάλυση του πλαισίου που σχετίζεται με τα πλαστικά, ανακύπτουν δύο κύριες προκλήσεις για το μέλλον:

- η εξάρτηση από μη ανανεώσιμους ορυκτούς πόρους και τα παρεμφερή ζητήματα (π.χ. κλιματική αλλαγή, έλλειψη φυσικών πόρων, περιβαλλοντική ρύπανση) απαιτούν μια στροφή σε ένα οικονομικό σύστημα, στο οποίο τα υλικά, οι χημικές ουσίες και η ενέργεια να προέρχονται από ανανεώσιμες βιολογικές πηγές (π.χ. φυτικές και ζωικές πηγές). Αυτές οι έννοιες εμπίπτουν στον τομέα των πολιτικών της βιοοικονομίας, και ως εκ τούτου, περιλαμβάνουν στρατηγικές για την αντικατάσταση των πλαστικών με βάση τα ορυκτά, με πλαστικά που βασίζονται σε βιολογικά υλικά.
- Τα ποσοτικά δεδομένα για την κακή διαχείριση πλαστικών απορριμμάτων και οι σχετικές σοβαρές επιπτώσεις στη βιωσιμότητα και το φυσικό περιβάλλον, επισημαίνουν την ανάγκη μετάβασης από μια πανταχού παρούσα γραμμική οικονομία και την επίμονη πλαστική ρύπανση σε μια κυκλική οικονομία, στην οποία τα πλαστικά υλικά θα πρέπει να αντικατασταθούν με βιοδιασπάσιμα πλαστικά.

1.4 Μικροπλαστικά

Οι κατηγορίες μεγέθους χρησιμοποιούνται επίσης συχνά για την ταξινόμηση των τύπων πλαστικού, συμπεριλαμβανομένων των μακροπλαστικών (> 200 mm), μεσοπλαστικών (5-200 mm), μικροπλαστικών (1 μm-5 mm) και νανοπλαστικών (< 1 μm) (Worm et al., 2017). Ωστόσο, αυτές οι κατηγορίες αμφισβητούνται και δεν υπάρχει ακόμη ένα παγκόσμιο πρότυπο πρωτόκολλο για τον καθορισμό του μεγέθους του πλαστικού (Provencher et al., 2017). Ωστόσο, για το υπόλοιπο της παρούσας διπλωματικής εργασίας θα χρησιμοποιηθούν οι προαναφερθείσες κατηγορίες και εύρη μεγέθους, με ιδιαίτερη έμφαση στα μικροπλαστικά.

Τα μικροπλαστικά έχουν καταφέρει να εισέλθουν και να εξαπλωθούν ευρέως σε όλο το περιβάλλον (Thompson, 2015). Τα πρωτογενή μικροπλαστικά είναι ειδικά σχεδιασμένα για να έχουν αυτό το μέγεθος. Συνήθως απαντώνται με τη μορφή μικροσφαιριδίων σε καλλυντικά, nurdles (πλαστικά σφαιρίδια - πρώτη ύλη για πλαστικά προϊόντα) ή

συνθετικών ινών από ρούχα ή αλιευτικά εργαλεία (Cole et al., 2011). Μεγάλα κομμάτια πλαστικού μπορούν να κατακερματιστούν σε μικρότερα μέρη με χημικούς, βιολογικούς και φυσικούς μηχανισμούς (π.χ. ηλιακό φως, δράση των κυμάτων, καιρικές συνθήκες). Αυτός ο τύπος μικροπλαστικού είναι γνωστός ως δευτερογενές μικροπλαστικό και εμφανίζεται τελικά σε όλα τα πλαστικά όταν αποδομούνται στο περιβάλλον.

Ένα παράδειγμα πρωτογενών μικροπλαστικών είναι οι πλαστικές χάντρες που χρησιμοποιούνται ως απολεπιστικά σε προϊόντα προσωπικής φροντίδας (Min et al., 2020). Πρωτογενή νανοπλαστικά έχουν επίσης, ανιχνευθεί σε καθαριστικά προσώπου (Andrady et al., 1998). Όταν χρησιμοποιούνται αυτά τα καταναλωτικά αγαθά, τα μικροπλαστικά και τα νανοπλαστικά απελευθερώνονται σε ρεύματα απορριμμάτων, με ποσοστό 95-99% (Carbery et al., 2018; Lapointe et al., 2020; Feldman, 2002; Ter Halle et al., 2016). Ωστόσο εκτιμάται ότι 8 τρισεκατομμύρια τεμάχια μικροπλαστικών (συμπεριλαμβανομένων των μικροϊνών) εισέρχονται στο υδάτινο περιβάλλον μέσω των λυμάτων από τις μονάδες επεξεργασίας υγρών αποβλήτων (Song et al., 2017).

Πηγές δευτερογενών μικροπλαστικών στο περιβάλλον περιλαμβάνουν ελαστικά αυτοκινήτων, γεωργικά πλαστικά, μικροΐνες από υφάσματα και μεγαλύτερα πλαστικά στον ωκεανό (π.χ. πλαστικές σακούλες, μπουκάλια, σχοινιά, δίχτυα) (Tian et al., 2017).

1.5 Σημασία μελέτης των μικροπλαστικών

Η συνειδητοποίηση των μικροπλαστικών ως πιθανών περιβαλλοντικών ρύπων προέκυψε για πρώτη φορά στις αρχές της δεκαετίας του 1970, με την τυχαία ανακάλυψη μικρών πλαστικών σωματιδίων σε δείγματα θαλάσσιου περιβάλλοντος (Buchanan, 1971; Carpenter & Smith, 1972). Αυτό οδήγησε τους ερευνητές να συνειδητοποιήσουν ότι η πλαστική ρύπανση δεν αποτελείται μόνο από τα μεγάλης κλίμακας απορρίμματα που είναι ευρέως ορατά στο περιβάλλον, αλλά ότι τα πλαστικά υπάρχουν και σε πολύ μικρότερη κλίμακα. Από αυτές τις πρώτες παρατηρήσεις, πολλές μελέτες έχουν χρησιμοποιήσει από τότε περιβαλλοντική δειγματοληψία ως μέσο αξιολόγησης της κατανομής και της αφθονίας των μικροπλαστικών σε ένα ευρύ φάσμα περιβαλλόντων. Λόγω της επικράτησης και της ευρείας χρήσης των πλαστικών σε όλες τις πτυχές της

καθημερινής ζωής, οι πηγές και οι εκπομπές μικροπλαστικών στο περιβάλλον ως αποτέλεσμα της χρήσης και της αποδόμησης των προϊόντων ποικίλλουν. Αναγνωρίζεται ότι η πλειονότητα των μικροπλαστικών απορριμμάτων προέρχεται από τη ξηρά, καθώς εκεί χρησιμοποιούνται και απορρίπτονται κατά κύριο λόγο τα πλαστικά. Ωστόσο, τα μικροπλαστικά έχουν τη δυνατότητα να διανέμονται ευρέως από την αρχική τους πηγή με τον άνεμο, το νερό ή τις ανθρώπινες ενέργειες (Lebreton et al., 2017; Zylstra, 2013).

Το θαλάσσιο περιβάλλον είναι, μέχρι σήμερα, το πιο ευρέως μελετημένο περιβάλλον όσον αφορά τη μικροπλαστική ρύπανση, ενώ συγκριτικά είναι πολύ λιγότερο κατανοητή η ρύπανση των συστημάτων γλυκού νερού. Αυτό συμβαίνει παρά την κατανόηση ότι τα ποτάμια αντιπροσωπεύουν τον κύριο σύνδεσμο μεταξύ του χερσαίου και του θαλάσσιου περιβάλλοντος, διευκολύνοντας τη μετακίνηση πλαστικών από χερσαίες πηγές προς τη θάλασσα (Jambeck et al., 2015).

Ωστόσο, είναι εξαιρετικά απίθανο όλα τα σωματίδια να διέλθουν ανεμπόδιστα από συστήματα γλυκού νερού. Στο ταξίδι τους από την ξηρά στη θάλασσα, τα μικροπλαστικά θα συναντήσουν ένα ευρύ φάσμα πολύπλοκων αλληλεπιδράσεων που θα επηρεάσουν τη συμπεριφορά, τη μεταφορά και την τύχη τους. Έτσι δεν θα φτάσουν όλα τα μικροπλαστικά στον ωκεανό (Castañeda et al., 2014). Είτε συσσωρεύονται σε ιζήματα είτε διέρχονται από τη στήλη νερού, τα μικροπλαστικά εντός των ποταμών μπορούν να καταστούν βιοδιαθέσιμα σε οργανισμούς σε ένα εύρος τροφικών επιπέδων (Sanchez et al., 2014; Windsor et al., 2019b). Μια τεράστια ποικιλία παραγόντων θα επηρεάσει τις πιθανές οικολογικές επιπτώσεις των μικροπλαστικών, συμπεριλαμβανομένων (αλλά όχι μόνο) των περιβαλλοντικών συνθηκών, του τύπου του πολυμερούς, των σχετικών χημικών ουσιών και του μεγέθους και του σχήματος των σωματιδίων (Windsor et al., 2019a; Wright et al., 2013b).

Η ρυθμιστική τάση όσον αφορά στα μικροπλαστικά κινείται όλο και περισσότερο προς την αρχή της προφύλαξης, δηλαδή την απαγόρευση προϊόντων χωρίς πλήρη απόδειξη της βλάβης (π.χ. απαγόρευση των μικροσφαιριδίων σε προϊόντα προσωπικής φροντίδας σε διάφορες χώρες παγκοσμίως). Ωστόσο, ενώ τα μικροσφαιρίδια είναι σχετικά εύκολο να ρυθμιστούν καθώς είναι συνήθως πρόσθετο, και όχι βασικό συστατικό προϊόντων, πολλές άλλες εφαρμογές των (μικρο)πλαστικών θα είναι πολύ λιγότερο εύκολο να εξαλειφθούν.

1.6 Απαγόρευση πλαστικών μιας χρήσης

Γενικά, το Ευρωπαϊκό νομικό πλαίσιο για τα πλαστικά θαλάσσια απορρίμματα επικεντρώνεται κυρίως στις χερσαίες πηγές, συγκριτικά με τα διεθνή πλαίσια. Πιο συγκεκριμένα:

- Κοινοτική Οδηγία (ΕΕ) 2019/904 «*σχετικά με τη μείωση των επιπτώσεων ορισμένων πλαστικών προϊόντων στο περιβάλλον*». Σύμφωνα με το Άρθρο 5, δεν απαγορεύονται όλα τα πλαστικά μιας χρήσης, αλλά μια λίστα από αυτά (π.χ. μπατονέτες, μαχαιροπίρουνα, πιάτα, καλαμάκια, αναδευτήρες ποτών). Επιπλέον, σύμφωνα με το Άρθρο 17 της ίδιας Οδηγίας, τα κράτη μέλη οφείλουν να συμμορφωθούν με το άρθρο 5 από τις 3 Ιουλίου 2021. Η παρούσα οδηγία καθορίζει χωριστή συλλογή και απαιτήσεις σχεδιασμού για τις πλαστικές φιάλες μιας χρήσης.
- Νόμος 4736/2020: αφορά στη μείωση των επιπτώσεων ορισμένων πλαστικών.
- ΚΥΑ 180036/2017: αφορά στην επιβολή περιβαλλοντικού τέλους για τις πλαστικές σακούλες.

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 2. ΜΙΚΡΟΠΛΑΣΤΙΚΑ ΣΤΟ ΥΔΑΤΙΝΟ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝ

2.1 Γενικά

Η έρευνα για τα μικροπλαστικά ως περιβαλλοντική ρύπανση προχωρά με ταχείς ρυθμούς. Αν και η έρευνα για τα θαλάσσια μικροπλαστικά παραμένει στην πρώτη γραμμή, τα τελευταία χρόνια οι ερευνητές αναγνωρίζοντας τη συγκριτική έλλειψη μελετών για τα μικροπλαστικά σε περιβάλλοντα γλυκού νερού, έχουν αρχίσει να ασχολούνται με αυτό το πεδίο κατά προτεραιότητα, ποσοτικοποιώντας τα μικροπλαστικά σε συστήματα λιμνών και ποταμών και αξιολογώντας την έκθεση και την πρόσληψη από τους οργανισμούς (Dris et al., 2015b).

Στην πραγματικότητα, πολλές από τις θεωρίες που αναπτύχθηκαν για την περιβαλλοντική παρουσία μικροπλαστικών έχουν αναδείξει τα χερσαία περιβάλλοντα και τα περιβάλλοντα γλυκού νερού ως πηγές και οδούς μεταφοράς μικροπλαστικών στους ωκεανούς. Ωστόσο, δεδομένου ότι τα περισσότερα πλαστικά θα χρησιμοποιηθούν και θα απορριφθούν στη ξηρά, τόσο τα χερσαία όσο και τα παρακείμενα περιβάλλοντα γλυκού νερού θα ρυπανθούν ευρέως από πλαστικά όλων των μεγεθών, βάσει των μεγάλων όγκων ανθρωπογενών απορριμμάτων από σημειακές (π.χ. απόρριψη υγρών αποβλήτων, εφαρμογή λυματολάσπης), αλλά και από διάχυτες πηγές (π.χ. γενική ρίψη απορριμμάτων). Ως εκ τούτου, είναι πολύ πιθανό τα εδάφη να μετατραπούν μακροπρόθεσμα ως καταβόθρες μικροπλαστικών υπολειμμάτων (Zubris & Richards, 2005; Rillig, 2012). Ως εκ τούτου, είναι σημαντικό να γίνουν κατανοητοί οι ρυθμοί απελευθέρωσης, η τύχη και η μεταφορά μικροπλαστικών που εισέρχονται σε χερσαία συστήματα καθώς και σε συστήματα γλυκού νερού, προκειμένου να καταστεί δυνατή η αξιολόγηση των κινδύνων που ενέχουν τα μικροπλαστικά, αλλά και πλαστικά εν γένει, για τα οικοσυστήματα.

Στη συνέχεια, παρουσιάζεται μια σύνθεση των διαθέσιμων πληροφοριών σχετικά με την κατανόηση της συμπεριφοράς των μικροπλαστικών, της τύχης και των οικολογικών επιπτώσεων αυτών σε περιβάλλοντα γλυκού νερού. Οι πληροφορίες βασίζονται κυρίως

στη διαθέσιμη δημοσιευμένη βιβλιογραφία, και αφορά στους βασικούς παράγοντες που επηρεάζουν την κατανομή, την τύχη και την έκθεση των μικροπλαστικών.

Η βιβλιογραφική ανασκόπηση επικεντρώνεται κυρίως στα μικροπλαστικά που ορίζονται ως οποιοδήποτε πολυμερές εντός του εύρους μεγεθών από 1 μm έως 5 mm, καθώς αυτό είναι το εύρος μεγεθών που αποτελεί το κύριο επίκεντρο της αναφερόμενης έρευνας για τα μικροπλαστικά μέχρι σήμερα. Όπου υπάρχουν διαθέσιμες πληροφορίες, έχουν συμπεριληφθεί κατά τόπους σχετικές πληροφορίες από μελέτες για τα νανοπλαστικά (< 100 nm) ως ρύπους που είναι επίσης πιθανό να εμφανιστούν στο νερό.

Τέλος, σε σημεία του κειμένου, χρησιμοποιείται επίσης ο όρος «πλαστικά» για αναφορά στα πλαστικά ως ολόκληρη κατηγορία (πλαστικά μακρο-, μικρο- και νανο-μεγέθους). Οι υπάρχουσες πληροφορίες σχετικά με τη χρήση και την παρουσία του πλαστικού στην ξηρά χρησιμοποιούνται προκειμένου να γίνει εφικτή μια τεκμηριωμένη εκτίμηση της πιθανής παρουσίας και των επιπτώσεων των μικροπλαστικών σε χερσαία περιβάλλοντα. Αυτό περιλαμβάνει την εξέταση των δεδομένων σχετικά με την προέλευση και τη μεταφορά πλαστικών μέσω διαφορετικών περιβαλλοντικών διαμερισμάτων, καθώς και των οργανισμών που ενδέχεται να συναντήσουν και να επηρεαστούν από αυτά τα πλαστικά. Αξιολογείται η υπάρχουσα βιβλιογραφία (χρησιμοποιώντας τόσο μελέτες με είδη γλυκού νερού όσο και μελέτες σε συγκρίσιμα θαλάσσια είδη) σχετικά με τις οικολογικές επιπτώσεις των μικροπλαστικών σε είδη γλυκού νερού που μπορεί να σχετίζονται άμεσα με οργανισμούς που καταλαμβάνουν τις ίδιες οικολογικές θέσεις σε υδάτινα και χερσαία περιβάλλοντα. Τέλος, εξετάζονται οι χημικές ενώσεις και η έκλυση πλαστικοποιητών, συμπεριλαμβανομένων παραδειγμάτων από μικροπλαστικά και επίσης μεγάλα πλαστικά προϊόντα («μακροπλαστικά») που μπορεί να έχουν επιπτώσεις στην τοξικότητα των μικροπλαστικών σε περιβάλλοντα γλυκού νερού.

2.2 Πηγές μικροπλαστικών σε περιβάλλοντα γλυκού νερού

Έχει διαπιστωθεί σημαντική άμεση εισροή πρωτογενών μικροπλαστικών σε χερσαία περιβάλλοντα, μέσω της εφαρμογής λυματολάσπης στο έδαφος, η οποία περιέχει συνθετικές ίνες ή ιζηματοποιημένα μικροπλαστικά από προϊόντα προσωπικής φροντίδας

ή οικιακής χρήσης (Habib et al., 1996). Τα πολυμερή που χρησιμοποιούνται στα συνθετικά υφάσματα περιέχουν πολυεστέρα και νάιλον, ενώ το πολυαιθυλένιο ή το πολυπροπυλένιο χρησιμοποιούνται συνήθως ως μικροσφαιρίδια ή γκλίτερ στα καλλυντικά. Δεδομένου ότι οι διεργασίες επεξεργασίας λυμάτων απομακρύνουν αποτελεσματικά την πλειοψηφία των μικροπλαστικών σωματιδίων από τα λύματα, πολλά από τα σωματίδια που αφαιρούνται θα παραμείνουν μέσα στη λάσπη (Magnusson & Norén, 2014; Mintenig et al., 2017). Αυτό υποδηλώνει ότι οι κύριες οδοί απελευθέρωσης των δευτερογενών μικροϊνών και των πρωτογενών μικροπλαστικών είναι οι ίδιες. Στην Ευρώπη είναι κοινή πρακτική η κομποστοποίηση της λυματολάσπης για χρήση ως γεωργικό λίπασμα καθώς και η απόρριψη μεγάλων ποσοτήτων ιλύος που παράγεται από την επεξεργασία των λυμάτων στο έδαφος (DEFRA, 2012). Στην Ευρωπαϊκή Ένωση εφαρμόζονται 4 έως 5 εκατομμύρια τόνοι ξηρού βάρους σε καλλιεργήσιμες εκτάσεις ετησίως (Willén et al., 2016), αν και τα ποσοστά εφαρμογής ποικίλλουν σε μεγάλο βαθμό μεταξύ των χωρών (Nizzetto et al., 2016b).

Παρά τους κανονισμούς για τις επικίνδυνες ουσίες που περιέχονται στη λυματολάσπη που εφαρμόζεται στο έδαφος, τα μικροπλαστικά εξακολουθούν να μην λαμβάνονται υπόψη. Οι Zubris & Richards (2005) διαπίστωσαν ότι τα εδάφη με γνωστό ιστορικό εφαρμογής λυματολάσπης περιείχαν σημαντικά υψηλότερες συγκεντρώσεις συνθετικών μικροϊνών συγκριτικά με τα εδάφη που δεν είχαν λάβει λυματολάσπη. Σε ορισμένες περιοχές, βρέθηκαν συνθετικές μικροΐνες 15 χρόνια μετά την τελευταία εφαρμογή λάσπης (Zubris & Richards, 2005). Καταδεικνύεται, άρα, ότι τα μικροπλαστικά και οι συνθετικές ίνες είναι πιθανό να συσσωρεύονται στα εδάφη μετά από επαναλαμβανόμενες εφαρμογές ιλύος.

Αυτά τα σωματίδια που δεν συγκρατούνται στη λυματολάσπη ή δεν απομακρύνονται κατά την επεξεργασία, θα εισέλθουν στο περιβάλλον μέσω λυμάτων που ρέουν στα ποτάμια. Για τα πρωτογενή μικροπλαστικά και τις μικροΐνες, οι εκροές που προκύπτουν από την επεξεργασία υγρών αποβλήτων, θεωρούνται η κύρια πηγή μικροπλαστικών σε υδάτινα σώματα γλυκού νερού. Οι συνθετικές μικροΐνες έχουν αναγνωριστεί από πολλές μελέτες ως ο πιο άφθονος τύπος μικροπλαστικών σωματιδίων που βρίσκεται σε γλυκά νερά, χερσαία και θαλάσσια περιβάλλοντα (Browne et al., 2011), με τα πρωτογενή μικροσφαιρίδια από προϊόντα προσωπικής φροντίδας επίσης πιθανόν να συνδράμουν

σημαντικά στη μικροπλαστική ρύπανση (Murphy et al., 2016). Ωστόσο, θα πρέπει να σημειωθεί ότι ο εξοπλισμός και η μεθοδολογία δειγματοληψίας μπορούν να επηρεάσουν το παρατηρούμενο μέγεθος των σωματιδίων και επομένως, να καθορίσουν τον κυρίαρχο τύπο σωματιδίων που παρατηρείται. Για παράδειγμα, επειδή οι διαστάσεις των ινών είναι πολύ μικρές, μπορεί να μην διατηρούνται πάντα σε ένα πλέγμα, ακόμη κι αν το μήκος των ινών υπερβαίνει το μέγεθος του πλέγματος. Αυτή η διακύμανση στη μεθοδολογία δειγματοληψίας θα μπορούσε να καταστήσει δύσκολη τη σύγκριση των τύπων και της αφθονίας σωματιδίων μεταξύ των μελετών (Dris et al., 2015b).

Η απομάκρυνση χονδροειδών απορριμμάτων με φυσικά κόσκινα, δεξαμενές πρωτοβάθμιας καθίζησης και αερόβια οξειδωση είναι κοινές μέθοδοι σε πολλές μονάδες επεξεργασίας. Τα πλαστικά υλικά γενικά δεν θα αποδομηθούν κατά τη διάρκεια της διεργασίας και κατά συνέπεια, οποιοδήποτε πλαστικό που δεν αφαιρείται για απόρριψη κατά τα αρχικά στάδια φιλτραρίσματος θα παραμείνει στα στερεά ή στα απόβλητα μετά την επεξεργασία. Πολλά μικροπλαστικά που υφίστανται διεργασίες επεξεργασίας λυμάτων θα απελευθερωθούν τελικά απευθείας στο περιβάλλον ή μέσω των αποβλήτων ή μέσω της εφαρμογής λυματολάσπης στο έδαφος. Άλλες μέθοδοι απόρριψης της λυματολάσπης περιλαμβάνουν την υγειονομική ταφή, την αποτέφρωση και την παραγωγή τσιμέντου για χρήση σε κατασκευές. Σε αυτές τις περιπτώσεις, τα πλαστικά σωματίδια είναι πιθανό να συγκρατούνται και επομένως θεωρείται απίθανο να διαρρεύσουν στο περιβάλλον (Rillig, 2012; Cieřlik et al., 2015).

Οι Carr et al. (2016) παρατήρησαν μικροσφαιρίδια από καλλυντικά προϊόντα σε εισροές και εκροές επεξεργασίας υγρών αποβλήτων σε επτά εγκαταστάσεις επεξεργασίας λυμάτων στην Καλιφόρνια, στα οποία τα λύματα επεξεργάζονταν για επαναχρησιμοποίηση με τριτοβάθμια επεξεργασία. Η διαδικασία επεξεργασίας σε αυτές τις εγκαταστάσεις απομακρύνει πλήρως τα μικροσωματίδια (45–400 μm) από τις εκροές νερού μέσω της τριτοβάθμιας επεξεργασίας, συμπεριλαμβανομένης της επιφανειακής απολέπισης, της καθίζησης λάσπης και της μικροδιήθησης. Μόνο μετά από δευτεροβάθμια επεξεργασία, τα λύματα περιείχαν κατά μέσο όρο ένα πλαστικό σωματίδιο ανά 1140 λίτρα εκροής, συγκριτικά με εκτιμώμενο ένα σωματίδιο ανά λίτρο εισροής (Carr et al., 2016). Δεν διαπιστώθηκε παρουσία ινών, παρά το γεγονός ότι είναι ο πιο συχνά αναφερόμενος τύπος μικροπλαστικού σε περιβαλλοντικά δείγματα. Ωστόσο,

όπως προαναφέρθηκε, αυτό μπορεί να είναι αποτέλεσμα της τεχνικής δειγματοληψίας που χρησιμοποιήθηκε.

Οι Murphy et al. (2016) παρομοίως διαπίστωσαν ότι τα μικροπλαστικά μειώθηκαν σημαντικά στα λύματα μετά από δευτεροβάθμια επεξεργασία. Σε αυτή τη μελέτη, οι πλαστικές νιφάδες και οι ίνες ήταν οι δύο πιο άφθονοι τύποι μικροπλαστικών (67,3% και 18,5% αντίστοιχα), με τα μικροσφαιρίδια να συνεισφέρουν μόνο στο 3% των συνολικών σωματιδίων. Για αυτό το μείγμα υλικών, οι μέσες συγκεντρώσεις μικροπλαστικών μειώθηκαν από 15,7 σωματίδια ανά λίτρο ($\pm 5,23$) στην επεξεργασία λυμάτων σε 0,25 σωματίδια ανά λίτρο ($\pm 0,04$) στα τελικά λύματα, που αντιπροσωπεύει μείωση 98% στις συγκεντρώσεις μικροπλαστικών (Murphy et al., 2016).

Άλλες πρόσφατες μελέτες έχουν αναφέρει παρόμοια υψηλά ποσοστά αφαίρεσης: 95% (Talvitie et al., 2017), 97% (Mintenig et al., 2017) και 99% (Magnusson & Norén, 2014). Συγκεκριμένα, αυτές οι αναλογίες κατανομής μεταξύ στερεών αποβλήτων και λυμάτων είναι παρόμοιες με τις εκτιμήσεις που έχουν παρασχεθεί για νανοϋλικά: 90% αφαίρεση του τιτανίου (Ti) που σχετίζεται με νανοσωματίδια διοξειδίου του τιτανίου (TiO₂) (Johnson et al., 2011), 96% αφαίρεση του Ti (Westerhoff et al., 2011), 94% αφαίρεση νανοσωματιδίων διοξειδίου του πυριτίου (SiO₂) επικαλυμμένων με επιφανειοδραστικό (Jarvie et al., 2009). Αυτό υποδηλώνει ότι παρόμοιες διαδικασίες μπορεί να επηρεάσουν την τύχη των μικροπλαστικών, όπως συμβαίνει με τα δυσδιάλυτα και δυνητικά αδρανή νανοϋλικά, όπως ο χρυσός και το διοξείδιο του τιτανίου, κατά την επεξεργασία λυμάτων (π.χ. ετεροσυσσωμάτωση) και υπογραμμίζει τη σημασία της διεπιστημονικής έρευνας για την κατανόηση της τύχης και της συμπεριφοράς των μικροπλαστικών και τα νανοσωματίδια και των παραλληλισμών που μπορούν να ληφθούν μεταξύ τους (Bouwmeester et al., 2015). Παρά τη σημαντική απομάκρυνση των σωματιδίων από τα επεξεργασμένα λύματα, δεδομένου του μεγάλου όγκου που διέρχεται από τις μονάδες επεξεργασίας λυμάτων, το υπόλοιπο 5% ή λιγότερο, των μικροπλαστικών που δεν φιλτράρονται θα αντιπροσωπεύει πιθανότατα μεγάλο αριθμό και μάζα που εισέρχεται στο περιβάλλον του γλυκού νερού με τα λύματα (Murphy et al., 2016).

Είναι επίσης σημαντικό να σημειωθεί ότι αυτά τα αποτελέσματα βασίζονται σε αποτελεσματικές διαδικασίες επεξεργασίας λυμάτων τρέχουσας παραγωγής που μπορεί να μην είναι ευρέως διαθέσιμες ή να μην χρησιμοποιούνται σε παγκόσμια κλίμακα. Σε

πολλές χώρες, τα μη επεξεργασμένα λύματα εισάγονται απευθείας στα υδάτινα ρεύματα χωρίς επεξεργασία (Duis & Coors, 2016).

Οι πηγές των δευτερογενών μικροπλαστικών που προέρχονται από πλαστικά απορρίμματα είναι πολυάριθμες και ποικίλες, που κυμαίνονται από εκλύσεις κατά τη συλλογή, επεξεργασία και υγειονομική ταφή αστικών στερεών απορριμμάτων, απελευθέρωση από συστήματα μεταφοράς και διάθεσης έως άτομα που δημιουργούν σκουπίδια είτε τυχαία είτε σκόπιμα. Σε αυτά περιλαμβάνονται μεγάλα πλαστικά αντικείμενα και εισροή απορριμμάτων υγιεινής στα ποτάμια μέσω συνδυασμένων υπερχειλίσεων λυμάτων (combined sewage overflows – SCOs). Η απορροή μέσω τάφρων αποστράγγισης γεωργικών εκτάσεων ή οι αγωγών ομβρίων από δρόμους που περιέχουν πλαστικά (π.χ. σωματίδια φθοράς ελαστικών, θραύσματα οχημάτων, θραύσματα χρωμάτων οδικής σήμανσης) συνιστά μια επιπλέον βασική πηγή μικροπλαστικών φορτίων στα ποτάμια (Browne et al., 2013).

Επιπλέον, η δράση του ανέμου μπορεί επίσης να συνδράμει στη μεταφορά ελαφρύτερων πλαστικών αντικειμένων σε υδάτινα σώματα ή σε στην ξηρά (Zylstra, 2013). Υπάρχουν ενδείξεις ότι οι ανθρωπογενείς ίνες μπορούν να μεταφερθούν και να εναποτεθούν από την ατμοσφαιρική εναπόθεση (atmospheric fallout). Αυτό είναι ιδιαίτερα σημαντικό σε αστικές περιοχές, καθώς η εναπόθεση αυξάνεται κατά τη διάρκεια των περιόδων βροχής (Dris et al., 2016). Επομένως, αυτό μπορεί να υποδεικνύει μια σημαντική διαδρομή των μικροπλαστικών από τα καταναλωτικά προϊόντα στο περιβάλλον (Dris et al., 2017).

Η χρήση και ο κατακερματισμός των γεωργικών πλαστικών αποτελούν μια άλλη άμεση πηγή δευτερογενών μικροπλαστικών στο έδαφος (Kasirajan & Ngouajio, 2012). Πρόσθετα προϊόντα που χρησιμοποιούνται στη γεωργία περιλαμβάνουν σπάγκους και περιτυλίγματα από δέματα, δοχεία, συσκευασίες και δίχτυα, τα οποία όλα έχουν τη δυνατότητα διασποράς στο περιβάλλον (Scarascia – Mugnozza et al., 2012). Η έκθεση αυτών των υλικών στο ηλιακό φως και τις υψηλές θερμοκρασίες μπορεί να οδηγήσει σε σχετικά γρήγορο κατακερματισμό τους μετά τον οποίο είναι δύσκολο να αφαιρεθούν πλήρως από το έδαφος.

Οι μελέτες για μικροπλαστικά σε περιβάλλοντα γλυκού νερού προχωρούν με ταχείς ρυθμούς, με μικροπλαστικά σωματίδια που βρίσκονται σε μια σειρά από περιβάλλοντα γλυκού νερού παγκοσμίως, συμπεριλαμβανομένων των λιμνών και των ποταμών. Η επιφάνεια του νερού, το βάθος, ο άνεμος, τα ρεύματα και η πυκνότητα των σωματιδίων αποτελούν παράγοντες που καθορίζουν τη μεταφορά και την τύχη των σωματιδίων μέσα σε αυτά τα υδάτινα συστήματα (Fischer et al., 2016).

Οι Imhof et al. (2013), μελέτησαν τις παραλίες λιμνών και μέτρησαν την ποσότητα των μικροπλαστικών που βρέθηκαν σε ιζήματα δύο παραλιών στις βόρειες και νότιες όχθες της λίμνης Garda (Ιταλία). Οι αριθμοί των σωματιδίων μεταξύ αυτών των θέσεων ήταν σημαντικά διαφορετικοί, με αυτές τις διαφορές να αποδίδονται στην επικρατούσα κατεύθυνση του νότιου ανέμου που μεταφέρει πλαστικά είτε απευθείας είτε με την κίνηση των επιφανειακών υδάτων στην απέναντι ακτή (Imhof et al., 2013). Ο αριθμός των τοπικών πηγών περιλαμβάνεται στους προαναφερθέντες παράγοντες που καθορίζουν τη μεταφορά και την τύχη των σωματιδίων μέσα σε αυτά τα υδάτινα συστήματα και μπορούν να οδηγήσουν σε μεγάλες διακυμάνσεις, ακόμη και σε μια σχετικά μικρή περιοχή (Fischer et al., 2016).

Η αστικοποίηση έχει επίσης παρατηρηθεί ότι είναι ένας σημαντικός παράγοντας που επηρεάζει την παρουσία μικροπλαστικών σε παραποτάμια περιβάλλοντα, με πλαστικά που εισάγονται από διάφορες πηγές, συμπεριλαμβανομένων των λυμάτων, της οδικής απορροής, των απορριμμάτων και της ατμοσφαιρικής εναπόθεσης. Οι Mani et al. (2015) και Yonkos et al. (2014) έχουν εντοπίσει μικροπλαστικά σε μεγαλύτερη αφθονία σε θέσεις που βρίσκονται κοντά σε αστικές περιοχές παρά σε πιο απομακρυσμένες τοποθεσίες. Ωστόσο, αν και τα επίπεδα σωματιδιακής ρύπανσης είναι υψηλά κοντά σε αστικές περιοχές, αυτός δεν είναι ο μόνος παράγοντας που επηρεάζει την παρουσία μικροπλαστικών σωματιδίων.

Σημαντική πρόκληση αποτελεί το γεγονός ότι δεν υφίσταται πρότυπο πρωτόκολλο για τη συλλογή σωματιδίων από περιβαλλοντικά δείγματα. Αυτό συνεπάγεται ότι διαφορετικοί συγγραφείς χρησιμοποιούν διαφορετικές προσεγγίσεις (Hidalgo-Ruz et al., 2012; Besley et al., 2016). Για τον λόγο αυτό δεν είναι συγκρίσιμα τα αποτελέσματα μεταξύ μελετών.

Δεδομένου ότι πολλές μέθοδοι βασίζονται επί του παρόντος στην οπτική αναγνώριση, υπάρχουν επίσης πολλές ευκαιρίες για την εισαγωγή σφαλμάτων δειγματοληψίας, μεροληψίας ή παράλειψης σωματιδίων ορισμένου μεγέθους ή πυκνότητας, με αποτέλεσμα πολλά αποτελέσματα να είναι ποιοτικά και όχι ποσοτικά (Ivleva et al., 2016). Επιπλέον, οι μελέτες εξακολουθούν να εντοπίζουν νέα και σύμφωνα με πληροφορίες πιο αποτελεσματικά κριτήρια. Επομένως, τυποποιημένες μέθοδοι βρίσκονται ακόμη σε ασυμφωνία (Stock et al., 2019).

Ένα επιπλέον ζήτημα είναι η χρήση μη τυπικών μονάδων μέτρησης για την αναφορά συγκεντρώσεων μικροπλαστικών. Προκειμένου να συγκριθούν μελέτες όπου δεν υπάρχει συνέπεια στις μονάδες, αυτές πρέπει να μετατραπούν σε μονάδες ανά όγκο, είτε ως σωματίδια ανά λίτρο νερού δειγματοληψίας είτε ως σωματίδια ανά κιλό ιζήματος.

Οι αριθμοί των σωματιδίων που αναφέρονται στα επιφανειακά ύδατα θαλάσσιων και γλυκών υδάτων είναι εξαιρετικά μεταβλητοί. Συγκεντρώσεις μικροπλαστικών σε θαλάσσια επιφανειακά ύδατα έχουν αναφερθεί από 0,0005 σωματίδια ανά L (Carson et al., 2013) έως 16 σωματίδια ανά L (Song et al., 2014) με ένα εύρος ενδιάμεσων συγκεντρώσεων που αναφέρθηκαν (Lusher et al., 2014).

Μελέτες σε ιζήματα ποταμών αναφέρουν με συνέπεια αφθονία μικροπλαστικών σε δεκάδες έως εκατοντάδες σωματίδια/kg, τιμές που είναι γενικά συγκρίσιμες με αυτές που αναφέρονται σε μελέτες θαλάσσιων ιζημάτων. Οι Horton et al. (2016) ανέφεραν εκατοντάδες σωματίδια ανά κιλό ξηρού ιζήματος σε ιζήματα ποταμών του Ηνωμένου Βασιλείου. Οι τιμές αυτές αντικατοπτρίζονται, επίσης από τους Laglbauer et al. (2014) σε παράκτια ιζήματα στη Σλοβενία. Στις υψηλότερες συγκεντρώσεις, χιλιάδες σωματίδια/kg ξηρού ιζήματος έχουν αναφερθεί σε ιζήματα ποταμών στη Γερμανία (Klein et al., 2015), συγκρίσιμα με τα 2000-8000 σωματίδια/kg που αναφέρθηκαν από τους Mathalon & Hill (2014) σε παράκτια ιζήματα στον Καναδά.

Επί του παρόντος, στον τομέα της έρευνας μικροπλαστικών, υπάρχουν δύο ευρέως αποδεκτές μέθοδοι ταυτοποίησης πολυμερών - η φασματοσκοπία υπέρυθρου μετασχηματισμού Fourier (FTIR) και η φασματοσκοπία Raman. Ωστόσο, και οι δύο μέθοδοι παρουσιάζουν μειονεκτήματα. Εναλλακτικές μέθοδοι αναγνώρισης έχουν

δοκιμαστεί αλλά δεν έχουν εφαρμοστεί ευρέως, όπως η διαφορική θερμιδομετρία σάρωσης (DSC) και η θερμοβαρυμετρική ανάλυση (TGA) (Dumichen et al., 2015).

Από τις διαμορφώσεις δειγματοληψίας που είναι διαθέσιμες για το FTIR, υπάρχουν δύο που είναι πιο συνηθισμένες: η εξασθενημένη ολική ανάκλαση (ATR) και η μετάδοση (ή η απορρόφηση). Η ATR δεν συνιστάται για την ανάλυση πολύ μικρών σωματιδίων, καθώς το δείγμα πρέπει να είναι αρκετά μεγάλο για να καλύψει ένα «παράθυρο ATR» προκειμένου να ληφθεί ένα ικανοποιητικό φάσμα (συνήθως > 1 mm). Επιπλέον, κατά τη λειτουργία μετάδοσης μπορεί να προκύψουν διαθλαστικά ή τεχνουργήματα σκέδασης, κυρίως για σωματίδια με ακανόνιστες επιφάνειες. Παράλληλα, άλλες παρεμβολές μπορεί να ανακύψουν εάν τα σωματίδια είναι βρώμικα ή περιέχουν μεγαλύτερες ποσότητες πληρωτικού (βαφές ή πλαστικοποιητές) (Löder & Gerdtz, 2015).

Αυτοί οι παράγοντες περιορίζουν τη δυνατότητα προσδιορισμού των πιθανών πηγών, της τύχης και των πιθανών βραχυπρόθεσμων και μακροπρόθεσμων περιβαλλοντικών επιπτώσεων αυτών των μικροπλαστικών. Για τον αποτελεσματικό εντοπισμό των πολυμερών, απαιτείται μια συνδυασμένη και συμπληρωματική προσέγγιση. Χαρακτηριστικά παραδείγματα αποτελούν η φασματοσκοπία και η θερμική ανάλυση (Gigault et al., 2016; Majewsky et al., 2016; Sgier et al., 2016).

2.3 Μικροπλαστικά σε υδάτινα περιβάλλοντα

Τα μικροπλαστικά είναι παντού στον ωκεανό. Υπάρχουν ευρέως διαδεδομένα προβλήματα που σχετίζονται με την παρουσία μικροπλαστικών στα ωκεάνια οικοσυστήματα. Οι ανθρωπογενείς πηγές μεταφέρουν στο θαλάσσιο περιβάλλον ποσότητα πλαστικών απορριμμάτων που κυμαίνεται από 4,8 έως 12,7 εκατομμύρια τόνους ετησίως (Jambeck et al., 2015a). Οι άνθρωποι που θεωρούν το νερό ως τον παγκόσμιο διαλύτη και υιοθετούν τη στάση «εκτός οπτικής γωνίας, έξω από το μυαλό» είναι πιθανώς ο μεγαλύτερος παράγοντας. Με την τρέχουσα εκθετική αύξηση της παραγωγής πλαστικών η εκροή πλαστικών απορριμμάτων προβλέπεται να αυξηθεί, με τις χειρότερες εκτιμήσεις να υποδεικνύουν ότι ο σωρευτικός όγκος πλαστικού θα μπορούσε να φτάσει τους 250 εκατομμύρια τόνους έως το 2025 (Jambeck et al., 2015a).

Σύμφωνα με τους Peng et al. (2018), μικροπλαστικά έχουν βρεθεί στο νερό και στα ιζήματα της Τάφρου των Μαριανών. Δεδομένης της απεραντοσύνης της συγκεκριμένης ζώνης, η συγκεκριμένη περιοχή θα μπορούσε να είναι μια από τις μεγαλύτερες καταβόθρες μικροπλαστικών στη Γη.

2.4 Μικροπλαστικά που επηρεάζουν τη θαλάσσια ζωή

Τον τελευταίο μισό αιώνα, τα μικροπλαστικά έχουν εισέλθει στην τροφική αλυσίδα των θαλάσσιων ζώων. Η παρουσία τους είναι ταυτόχρονα προκλητική και καταστροφική και η κατάποσή τους συμβάλλει πλέον στη θνησιμότητα οργανισμών στον ωκεανό (Gall & Thompson, 2015). Πάνω από 700 θαλάσσια είδη έχουν αναφερθεί ότι επηρεάζονται από την κατάποση μικροπλαστικών, συμπεριλαμβανομένων των θαλάσσιων χελωνών, ψαριών, θαλάσσιων πτηνών, θυσανόποδων (barnacles) και αμφίποδων (Kuhn & van Franeker, 2020; Duncan et al., 2019; Steer et al., 2017; Provencher et al., 2018; Goldstein & Goodwin, 2013; Jamieson et al., 2019). Καθώς το πλαστικό διασπάται σε μικροσκοπικά κομμάτια, η πιθανότητα να εισέλθει στον τροφικό ιστό αυξάνεται (Browne et al., 2008). Ταξιδεύει στην τροφική αλυσίδα, από μικροσκοπικούς οργανισμούς έως μεγαλύτερα είδη ψαριών που καταναλώνονται συνήθως, μέσω τροφικής μεταφοράς (Carbery et al., 2018).

Από οικολογική άποψη, υπάρχουν και άλλες έμμεσες επιδράσεις στους οργανισμούς (π.χ. μειωμένη αναπαραγωγική απόδοση, ανάπτυξης και αλλαγές συμπεριφοράς) (Wang et al., 2019). Τρέχουσες μελέτες έχουν επικεντρωθεί ως επί το πλείστον στην έρευνα αυτών των επιπτώσεων, σε εργαστηριακό περιβάλλον. Άλλες μελέτες έχουν δείξει ότι τα μικροπλαστικά προκαλούν απόφραξη σε όλο το πεπτικό σύστημα (Lusher et al., 2013), διατροφικά και αναπτυξιακά προβλήματα (Pedà et al., 2016) και φλεγμονώδεις αντιδράσεις (Lu et al., 2016).

Επιπρόσθετα, ορισμένες τοξικές ουσίες που περιέχονται στα πλαστικά (πλαστικοποιητές, χρωστικοί παράγοντες, υπολείμματα μονομερών) μπορούν να απελευθερωθούν μετά την κατάποση από τον οργανισμό, και να συσσωρευτούν στον λιπώδη ιστό (Lithner et al., 2011). Λόγω των υδρόφοβων ιδιοτήτων τους, τα μικροπλαστικά μπορούν να προσροφούν διάφορους οργανικούς ρύπους, οι οποίοι μπορούν να μεταφερθούν σε ζωντανούς οργανισμούς και να εισέλθουν στον τροφικό ιστό (Setälä et al., 2014).

Ωστόσο, οι επιπτώσεις των τοξικών ουσιών των πλαστικών στους οργανισμούς είναι λιγότερο γνωστές από τη διαπλοκή και την κατάποση (Henderson & Green, 2020). Η τεκμηρίωση της παρουσίας μικροπλαστικών στη θαλάσσια ζωή είναι κρίσιμη, καθώς η γνώση των τύπων και των ποσοτήτων των μικροπλαστικών θα παρέχει επακόλουθες πληροφορίες σχετικά με άλλες πιθανές τοξικές επιδράσεις στα προσβεβλημένα θαλάσσια είδη.

Όπως προαναφέρθηκε, η πλειονότητα των ερευνών για τα μικροπλαστικά μέχρι σήμερα έχει επικεντρωθεί στο θαλάσσιο περιβάλλον. Αν και τα περιβάλλοντα γλυκού νερού αναγνωρίζονται ως πηγές και μονοπάτια μεταφοράς πλαστικών στους ωκεανούς, η γνώση αυτών των περιβαλλοντικών διαμερισμάτων παραμένει σχετικά φτωχή. Είναι πολύ πιθανό ότι τα μικροπλαστικά θα συσσωρευτούν σε ηπειρωτικά περιβάλλοντα, ειδικά σε περιοχές υψηλής ανθρωπογενούς επιρροής (γεωργικές ή αστικές περιοχές). Για αυτόν το λόγο, στο επόμενο κεφάλαιο παρουσιάζεται βιβλιογραφική ανασκόπηση σχετικά με την παρουσία, τη συμπεριφορά και την τύχη των μικροπλαστικών σε περιβάλλοντα γλυκού νερού.

2.5 Μικροπλαστικά σε περιβάλλοντα γλυκού νερού

Σε όλο τον κόσμο, οι άνθρωποι βασίζονται σε μεγάλο βαθμό στα συστήματα γλυκού νερού για πόρους πόσιμου νερού, εκτός από τις πηγές τροφής (ψάρια και οστρακοειδή), την άρδευση και τις δραστηριότητες αναψυχής. Το καθαρό νερό είναι απαραίτητο για τη διατήρηση της ζωής, τόσο της υδρόβιας όσο και της χερσαίας. Η ρύπανση των συστημάτων γλυκού νερού από σωματίδια ή χημικούς ρύπους μπορεί να έχει σημαντικές επιπτώσεις στην ποιότητα του νερού, στην υγεία και τη λειτουργία των οικοσυστημάτων και στην ανθρώπινη υγεία. Ως εκ τούτου, είναι σημαντική η κατανόηση του τρόπου με τον οποίο τα ποτάμια μπορούν να λειτουργήσουν όχι μόνο ως δίοδος μεταφοράς, αλλά και ως αποδέκτης μικροπλαστικών, και τις επιπτώσεις που μπορεί να έχει αυτό στα οικοσυστήματα του γλυκού νερού και στην ποιότητα των υδάτων.

Παρά τη συγκριτική έλλειψη έρευνας για τα μικροπλαστικά σε συστήματα γλυκού νερού σε σύγκριση με το θαλάσσιο περιβάλλον, οι μελέτες που έχουν πραγματοποιηθεί μέχρι σήμερα υποδηλώνουν ότι τα γλυκά νερά μπορεί να είναι εξίσου, αν όχι περισσότερο, ρυπασμένα με μικροπλαστικά από ό,τι οι ωκεανοί με τις υψηλότερες συγκεντρώσεις

μικροπλαστικών που έχουν βρεθεί πρόσφατα σε λεκάνες απορροής ποταμών του Ηνωμένου Βασιλείου και με τις πλημμύρες να φαίνεται ότι μειώνουν σημαντικά τις συγκεντρώσεις ιζημάτων (Hurley et al., 2018). Ως εκ τούτου, είναι ζωτικής σημασίας η επιστημονική κοινότητα να εργαστεί προς την κατεύθυνση της καλύτερης κατανόησης των παραγόντων που επηρεάζουν τη συσσώρευση και τη μεταφορά μικροπλαστικών σε περιβάλλοντα γλυκού νερού, εκτός από την κατανόηση των οικολογικών επιπτώσεων, για την καλύτερη ενημέρωση της πολιτικής, της βιομηχανίας και της δημόσιας λήψης αποφάσεων.

2.6 Τα πλαστικά ως φορέας τοξικών χημικών ουσιών

Εκτός από την πρόκληση φυσικής βλάβης, υπάρχουν δύο τρόποι με τους οποίους τα μικροπλαστικά μπορούν να θέσουν σε χημικό κίνδυνο τους οργανισμούς, είτε ως αποτέλεσμα των ενσωματωμένων χημικών πλαστικοποιητών είτε ως αποτέλεσμα της απορρόφησης οργανικών χημικών ουσιών από το περιβάλλον. Τα πλαστικά κατασκευάζονται να περιέχουν μια ποικιλία διαφορετικών χημικών πλαστικοποιητών (π.χ. φθαλικές ενώσεις, δισφαινόλη Α, χρωστικές ουσίες), οι οποίες προστίθενται στα πλαστικά κατά την κατασκευή, συμπεριλαμβανομένων πλαστικοποιητών, επιβραδυντικών φλόγας και χρωστικών για να τους προσδώσουν διαφορετικές ιδιότητες (π.χ. βελτίωση της ευκαμψίας και της ανθεκτικότητας) (Lithner et al., 2009).

Αυτές οι χημικές ουσίες δεν συνδέονται χημικά με τη δομή του πολυμερούς και συνεπώς μπορούν να διαρρεύσουν από το πλαστικό καθώς «γερνά» το προϊόν, μια διαδικασία που μπορεί να επιταχυνθεί από περιβαλλοντικές συνθήκες όπως οι υψηλές θερμοκρασίες ή η έκθεση στην υπεριώδη ακτινοβολία (Bandow et al., 2017). Αυτή η απελευθέρωση πλαστικοποιητών επιτρέπει σε αυτές τις (δυσνητικά επιβλαβείς) χημικές ουσίες να γίνουν ελεύθερα διαθέσιμες στο περιβάλλον και στους οργανισμούς (Huang et al., 2013; Lithner et al., 2009). Έχει επίσης προταθεί ότι οι επιφανειοδραστικές ουσίες του εντέρου και η αυξημένη θερμοκρασία εντός του στομάχου (σε σύγκριση με το εξωτερικό περιβάλλον) μπορούν να διευκολύνουν την έκπλυση πλαστικοποιητών από τα σωματίδια μετά την κατάποση (Bakir et al., 2014).

Τα μικροπλαστικά είναι υδρόφοβα, με μεγάλη αναλογία επιφάνειας προς όγκο και έτσι συνδέονται με υδρόφοβες οργανικές χημικές ουσίες (π.χ. φυτοφάρμακα, πολυχλωριωμένα διφαινύλια (PCBs), πολυβρωμιωμένοι διφαινυλαιθέρες) στο περιβάλλον (Ašmonaitė et al., 2018; Rochman et al., 2013b). Αυτό μπορεί να οδηγήσει σε μεταβολή της τοξικότητας και της βιοδιαθεσιμότητας αυτών των χημικών ουσιών στους οργανισμούς (Rochman et al., 2013a; Teuten et al., 2009). Υπάρχει εκτεταμένη επιστημονική συζήτηση σχετικά με το εάν τα πλαστικά διευκολύνουν την πρόσληψη και

τη βιοσυσσώρευση αυτών των χημικών ουσιών στους οργανισμούς ή εάν η σύνδεση με τα πλαστικά καθιστά τις χημικές ουσίες λιγότερο διαθέσιμες, μειώνοντας έτσι την πρόσληψη (Bakir et al., 2016).

Ορισμένες μελέτες έχουν δείξει ότι τα πλαστικά μπορούν να αυξήσουν τη βιοσυσσώρευση των υδρόφοβων οργανικών χημικών ουσιών στους οργανισμούς. Για παράδειγμα, έχει παρατηρηθεί ότι τα PCBs συσσωρεύονται σημαντικά σε θαλάσσια σκουλήκια που εκτίθενται σε PCBs παρουσία πολυστυρενίου (Besseling et al., 2013) και τα ψάρια που εκτίθενται σε πλαστικά με προσροφημένες προσμίξεις έχει παρατηρηθεί ότι υποφέρουν από αυξημένο ηπατικό στρες σε σύγκριση με την έκθεση σε παρθένα μη μολυσμένα πλαστικά (Rochman et al., 2013a). Αντίθετα, άλλες μελέτες έχουν δείξει ότι τα μικροπλαστικά δεν αλλάζουν την τοξικότητα των υδρόφοβων οργανικών χημικών ουσιών (Beiras & Tato, 2019) ή ότι τα μικροπλαστικά μπορεί στην πραγματικότητα να μειώσουν τη βιοδιαθεσιμότητα των υδρόφοβων οργανικών χημικών ουσιών λόγω ισχυρής χημικής δέσμευσης (Beckingham & Ghosh, 2016, Zhu et al., 2019).

Υπάρχει ακόμη και η πρόταση ότι τα μικροπλαστικά που έχουν καταναλωθεί δεσμεύουν και απομακρύνουν τις υδρόφοβες οργανικές χημικές ουσίες που είχαν συσσωρευτεί προηγουμένως, αν και δεν υπάρχουν επαρκή στοιχεία για να υποστηριχθεί αυτή η υπόθεση (Gouin et al., 2011). Πρόσφατες μελέτες έχουν υποδείξει ότι ενώ τα μικροπλαστικά μπορεί να επηρεάζουν τη βιοδιαθεσιμότητα των υδρόφοβων οργανικών χημικών ουσιών, σε ένα ρεαλιστικό περιβαλλοντικό σενάριο, τα πλαστικά θα είναι πιθανότατα μια αμελητέα οδός μεταφοράς για την πρόσληψη αυτών των χημικών ουσιών σε σύγκριση με άλλους τρόπους πρόσληψης, συμπεριλαμβανομένης της κατάποσης οργανικής ύλης και της δερματικής πρόσληψης απευθείας από το νερό (Bakir et al., 2016; Grigorakis & Drouillard, 2018; Koelmans et al., 2016).

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 3. ΒΙΟΠΛΑΣΤΙΚΑ

3.1 Γενικά

Ο όρος «βιοπλαστικά» αναφέρεται σε «πράσινα» πλαστικά. Τα βιοπλαστικά μπορούν να ταξινομηθούν σε δύο κατηγορίες (Emadian et al., 2017):

- Πλαστικά βιολογικής προέλευσης (bio-based plastics): Πρόκειται για πλαστικά που παράγονται από βιομάζα και ανανεώσιμες πηγές (κυτταρίνη, καλαμπόκι, ζαχαροκάλαμο και βακτήρια). Αυτά τα πλαστικά θεωρούνται φυσικά πολυμερή. Αντιπροσωπευτικά παραδείγματα αυτών είναι το πολυγαλακτικό οξύ (PLA) και το πολυυδροξυαλκανοϊκό (PHA).
- Βιοδιασπώμενα πλαστικά (biodegradable plastics): Αυτά τα πλαστικά συντίθενται από ανανεώσιμες πρώτες ύλες (κυτταρίνη, λιγνίνη, βιοαιθανόλη, άμυλο). Σε αυτή την κατηγορία ανήκουν και πλαστικά που προέρχονται από ορυκτά (πετρέλαιο, φυσικό αέριο). Αυτά τα πλαστικά θεωρούνται ως συνθετικά πολυμερή όπως είναι η πολυκαπρολακτόνη (PCL) και το ηλεκτρικό πολυβουτυλένιο (PBS).

Δεν είναι όλα τα πλαστικά βιολογικής προέλευσης βιοδιασπάσιμα και το αντίστροφο. Η πολυκαπρολακτόνη (PCL) και το ηλεκτρικό πολυβουτυλένιο (PBS) είναι πολυμερή με βάση το πετρέλαιο αλλά υπόκεινται σε μικροβιακή αποδόμηση. Το μίγμα πολυυδροξοβουτυρικού (PHB), πολυγαλακτικού οξέος (PLA) και αμύλου αποτελείται από βιομάζα από ανανεώσιμες πηγές και είναι βιοδιασπάσιμο (Tokiwa et al., 2009).

Ορισμένα βιοδιασπάσιμα πλαστικά όπως τα πολύ-υδροξυ-αλκανοϊκά (PCL), πολυκαπρολακτόνη (PCL), πολυλακτίδια, αλειφατικοί πολυεστέρες, πολυσακχαρίτες και συμπολυμερή ή μείγματα αυτών των υλικών έχουν καθιερωθεί τα τελευταία χρόνια λόγω των παρόμοιων ιδιοτήτων τους με τα συμβατικά πλαστικά (Shah et al., 2008). Μια μελέτη ανέφερε ότι κατά την περίοδο 2013–2015, η παραγωγή βιοπλαστικών αυξήθηκε από 1,6 σε 2,0 εκατομμύρια τόνους (Mangaraj et al., 2018). Τα βιοδιασπάσιμα πολυμερή παράγονται πλέον σε βιομηχανική κλίμακα. Ωστόσο, αυτά τα πολυμερή είναι πιο ακριβά από τα παραδοσιακά συνθετικά πολυμερή. Η παραγωγή τους είναι σχετικά χαμηλή

συγκριτικά με τα συμβατικά πλαστικά και επί του παρόντος αντιπροσωπεύει λιγότερο από το ένα τοις εκατό της παγκόσμιας παραγωγής πλαστικών (Thompson et al., 2009a).

Συνολικά, θεωρείται αδήριτη η ανάγκη αντικατάστασης των συμβατικών πλαστικών με βιοπλαστικά, επειδή η παραγωγή συμβατικών πλαστικών μπορεί να καταναλώσει 65% περισσότερη ενέργεια. Αυτή η παραγωγή δεν είναι βιώσιμη, καθώς ρυπαίνει το περιβάλλον και εκπέμπει 30 – 80% περισσότερα αέρια του θερμοκηπίου από τα βιοπλαστικά (Mangaraj et al., 2018).

3.2 Στρατηγικές για κυκλική οικονομία και βιοοικονομία

«Βιοοικονομία είναι η παραγωγή, η χρήση και η διατήρηση βιολογικών πόρων, συμπεριλαμβανομένης της σχετικής γνώσης, της επιστήμης, της τεχνολογίας και της καινοτομίας, για την παροχή πληροφοριών, προϊόντων, διαδικασιών και υπηρεσιών σε όλους τους οικονομικούς τομείς για την επίτευξη μιας βιώσιμης οικονομίας» (Global Bioeconomy Summit, 2018). Πιο συγκεκριμένα, η βιοοικονομία είναι ένας όρος για μια πολιτικά επιθυμητή στροφή από τις ορυκτές πρώτες ύλες στις ανανεώσιμες πηγές που απαιτεί συστημικές αλλαγές της ενεργειακής και χημικής βιομηχανίας (Dietrich et al., 2016).

Ένα υποστηρικτικό πλαίσιο πολιτικής συνιστά σημαντικό ζήτημα για την ανάπτυξη της βιοοικονομίας. Η επιτυχία των βιο-πολυμερών στην αγορά θα εξαρτηθεί από τη συμπερίληψή τους σε ένα τέτοιο πλαίσιο (Dietrich et al., 2016). Στις αρχές του 2000, ο Οργανισμός Οικονομικής Συνεργασίας και Ανάπτυξης (ΟΟΣΑ) προσδιόρισε για πρώτη φορά την οικονομία που βασίζεται σε βιολογικούς πόρους. Συνέδεσε τις εξελίξεις στη βιοτεχνολογία με την καινοτομία και την «πράσινη ανάπτυξη» μέσω της χρήσης ανανεώσιμων βιολογικών πόρων και καινοτόμων βιοδιεργασιών σε βιομηχανική κλίμακα και βιοτεχνολογίες, για την παραγωγή βιώσιμων προϊόντων (OECD, 2001).

Το 2009, ο ΟΟΣΑ δημοσίευσε μια έκδοση – ορόσημο με τίτλο «The Bioeconomy to 2030: Design a Policy Agenda» (Η βιοοικονομία έως το 2030: Σχεδιασμός μιας πολιτικής ατζέντας), η οποία παρέχει μια εκτενή ανάλυση των μελλοντικών εξελίξεων στους τρεις τομείς (γεωργία, υγεία, βιομηχανία) με τη μεγαλύτερη πιθανή επίδραση της

βιοτεχνολογίας. Μετά την εισαγωγή ενός οράματος για τις πολιτικές βιοοικονομίας από τον ΟΟΣΑ, πολλές χώρες εκδήλωσαν το ενδιαφέρον τους για την εφαρμογή εθνικών στρατηγικών βιοοικονομίας (Εικόνα 3.1).



Εικόνα 3.1 Πολιτικές βιοοικονομίας σε παγκόσμιο επίπεδο(OECD, Policy Initiatives for Health and the Bioeconomy, 2019).

Η κυβέρνηση των ΗΠΑ δημοσίευσε το Εθνικό Προσχέδιο Βιοοικονομίας της το 2012, το οποίο αποσκοπεί:

α) στον προσδιορισμό των στρατηγικών στόχων που θα συντελέσουν στην αξιοποίηση του πλήρους δυναμικού της βιοοικονομίας των ΗΠΑ και

β) στην ανάδειξη των πρώιμων επιτευγμάτων προς την κατεύθυνση αυτών των στόχων.

Επίσης, το 2012 η Ευρωπαϊκή Επιτροπή δημοσίευσε για πρώτη φορά μια Ευρωπαϊκή στρατηγική και σχέδιο δράσης για τη βιοοικονομία σε μια έκθεση με τίτλο «Καινοτομία για τη βιώσιμη ανάπτυξη: μια βιοοικονομία για την Ευρώπη» (European Commission, 2012), η οποία επικαιροποιήθηκε περαιτέρω το 2018 (European Commission, 2018). Η επικαιροποιημένη έκδοση αυτού του εγγράφου προσδιορίζει πέντε στόχους: α) διασφάλιση της ασφάλειας των τροφίμων και της διατροφής, β) βιώσιμη διαχείριση των φυσικών πόρων, γ) μείωση της εξάρτησης από μη ανανεώσιμες πηγές, δ) μετριασμός και

προσαρμογή στην κλιματική αλλαγή και ε) δημιουργία θέσεων εργασίας και ενίσχυση της ανταγωνιστικότητας της Ευρώπης. Η επικαιροποιημένη Στρατηγική Βιοοικονομίας του 2018 διατηρεί τους ίδιους στόχους, αποσκοπεί όμως στην επιτάχυνση της Ευρωπαϊκής βιοοικονομίας ώστε να μεγιστοποιηθεί η συμβολή της στην Ατζέντα του 2030 και στην επίτευξη των Στόχων Βιώσιμης Ανάπτυξης (Sustainable Development Goals - SDGs), καθώς και στη Συμφωνία του Παρισιού (European Commission, 2019).

Οι προαναφερθείσες στρατηγικές είναι θεμελιώδεις για την υποστήριξη της βελτίωσης της αποδοτικότητας της τεχνολογικής διαδικασίας παραγωγής πολυμερών που βασίζονται σε βιολογικά υλικά, που είναι στην πραγματικότητα ένα από τα κύρια σημεία συμφόρησης της παραγωγής βιοπλαστικών.

3.3 Κυκλική οικονομία

Το πρότυπο της Κυκλικής Οικονομίας προβλέπει ότι η αξία των προϊόντων, των υλικών και των πόρων παραμένει στην οικονομία για όσο το δυνατόν περισσότερο, με ταυτόχρονη ελαχιστοποίηση της παραγωγής αποβλήτων. Αυτό το πρότυπο συνδράμει σημαντικά στις προσπάθειες της Ευρωπαϊκής Ένωσης για την ανάπτυξη μιας αειφόρου, χαμηλών εκπομπών διοξειδίου του άνθρακα, αποδοτικής χρήσης πόρων και ανταγωνιστικής οικονομίας (European Commission, 2015). Σε αυτό το πρότυπο, τα προϊόντα σχεδιάζονται για να επαναχρησιμοποιούνται ή να ανακυκλώνονται, αποτελώντας έτσι πρώτη ύλη για επόμενες διεργασίες και όχι απόβλητα (Dietrich et al., 2016).

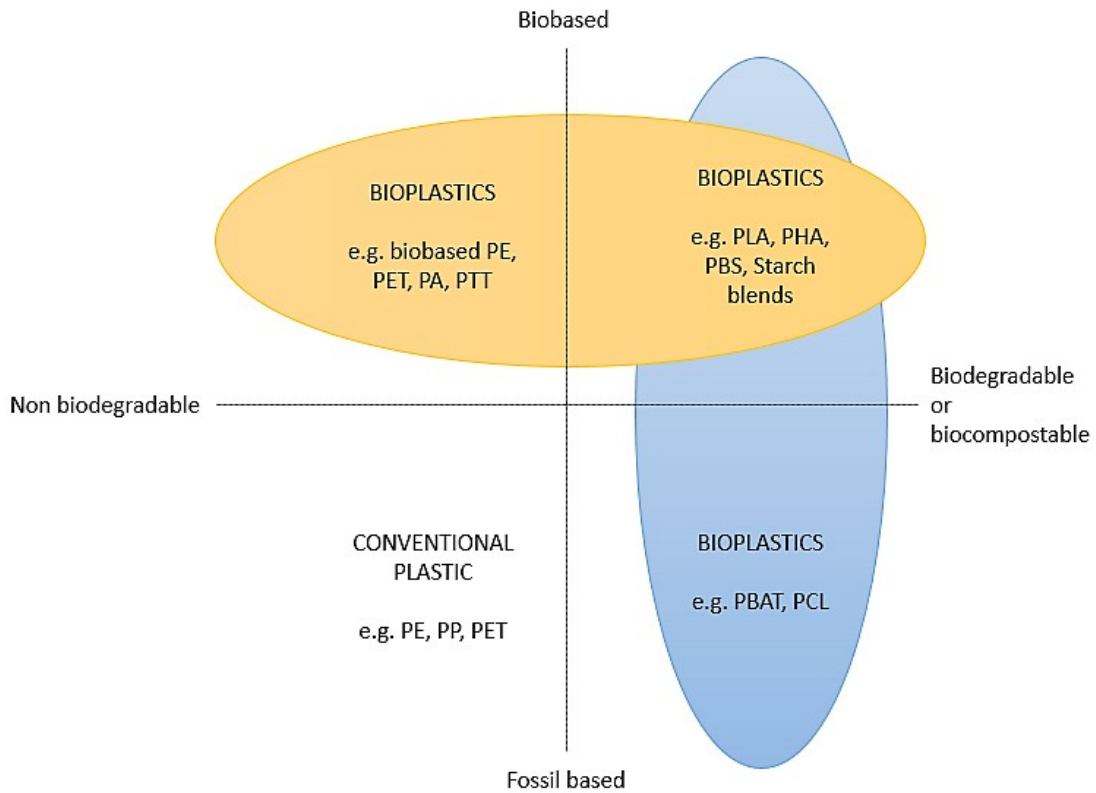
Το 2015, η Ευρωπαϊκή Επιτροπή ενέκρινε ένα φιλόδοξο σχέδιο δράσης για την κυκλική οικονομία (European Commission, 2015), το οποίο θεσπίζει ένα συγκεκριμένο πρόγραμμα δράσης, με μέτρα που καλύπτουν ολόκληρο τον κύκλο των προϊόντων: από την παραγωγή και την κατανάλωση έως τη διαχείριση απορριμμάτων, την αγορά δευτερογενών πρώτων υλών και μια αναθεωρημένη νομοθετική πρόταση για τα απόβλητα. Ένας από τους τομείς προτεραιότητας που παρουσιάζονται στο Σχέδιο Δράσης αφορά τα πλαστικά και τη μείωση των θαλάσσιων απορριμμάτων, κάτι που συνάδει με τους Στόχους Βιώσιμης Ανάπτυξης του 2030, οι οποίοι περιλαμβάνουν έναν

στόχο για την πρόληψη και τη σημαντική μείωση όλων των τύπων της θαλάσσιας ρύπανσης, συμπεριλαμβανομένων των θαλάσσιων απορριμμάτων. Για την προστασία του περιβάλλοντος από την πλαστική ρύπανση στο πλαίσιο του Σχεδίου Δράσης για την Κυκλική Οικονομία, η Ευρωπαϊκή Επιτροπή δημοσίευσε το 2018 μια φιλόδοξη Στρατηγική για τα Πλαστικά (European Commission, 2018), ακολουθούμενη από την Οδηγία (ΕΕ) 2019/904 που απαγορεύει μια κατηγορία πλαστικών μιας χρήσης. Η Ευρωπαϊκή Στρατηγική για τα Πλαστικά περιλαμβάνει την ανάπτυξη διάφορων μέτρων για τη μείωση των επιπτώσεων των πλαστικών στο περιβάλλον. Μεταξύ αυτών, υπάρχει η αναζήτηση εναλλακτικών πρώτων υλών για την παραγωγή πλαστικών, συμπεριλαμβανομένων των πρώτων υλών βιολογικής προέλευσης, εφόσον αποδειχθεί ότι οδηγούν σε πραγματικά περιβαλλοντικά οφέλη σε σύγκριση με τις μη ανανεώσιμες εναλλακτικές λύσεις σε μια προοπτική κύκλου ζωής, όπως η Ανάλυση Κύκλου Ζωής (Life Cycle Assessment - LCA) να αποτελεί το κατάλληλο εργαλείο για τον σκοπό αυτό.

Αυτό το πλαίσιο πολιτικής θα συνδράμει απτά στην επίτευξη των Στόχων Βιώσιμης Ανάπτυξης του 2030, μεταξύ των οποίων περιλαμβάνονται η ανακύκλωση του 65% των αστικών αποβλήτων, το 75% των απορριμμάτων συσκευασίας, η μείωση στο 10% του συνόλου των αποβλήτων στους χώρους υγειονομικής ταφής και τα οικονομικά κίνητρα για τους παραγωγούς πιο πράσινων προϊόντων, π.χ. συσκευασιών (Dietrich et al., 2016). Επιπλέον, θα δώσει μεγάλη ώθηση στον τομέα Έρευνας και Ανάπτυξης για την ανάπτυξη βιοδιασπώμενων πολυμερών, των οποίων ο κύκλος ζωής παρουσιάζει χαμηλές περιβαλλοντικές επιπτώσεις.

3.4 Βιοπλαστικά

Ο όρος «βιοπλαστικά» αναφέρεται σε μια ολόκληρη οικογένεια υλικών με διαφορετικές ιδιότητες και εφαρμογές. Σύμφωνα με την European Bioplastics (2019), *«ένα πλαστικό υλικό ορίζεται ως βιοπλαστικό εάν είναι είτε βιολογικής προέλευσης, είτε βιοδιασπώμενο, είτε διαθέτει και τις δύο ιδιότητες»* (Εικόνα 3.2). Όπως φαίνεται και στην Εικόνα 3.2 τα βιοπλαστικά μπορεί να είναι και μη βιοδιασπάσιμα.

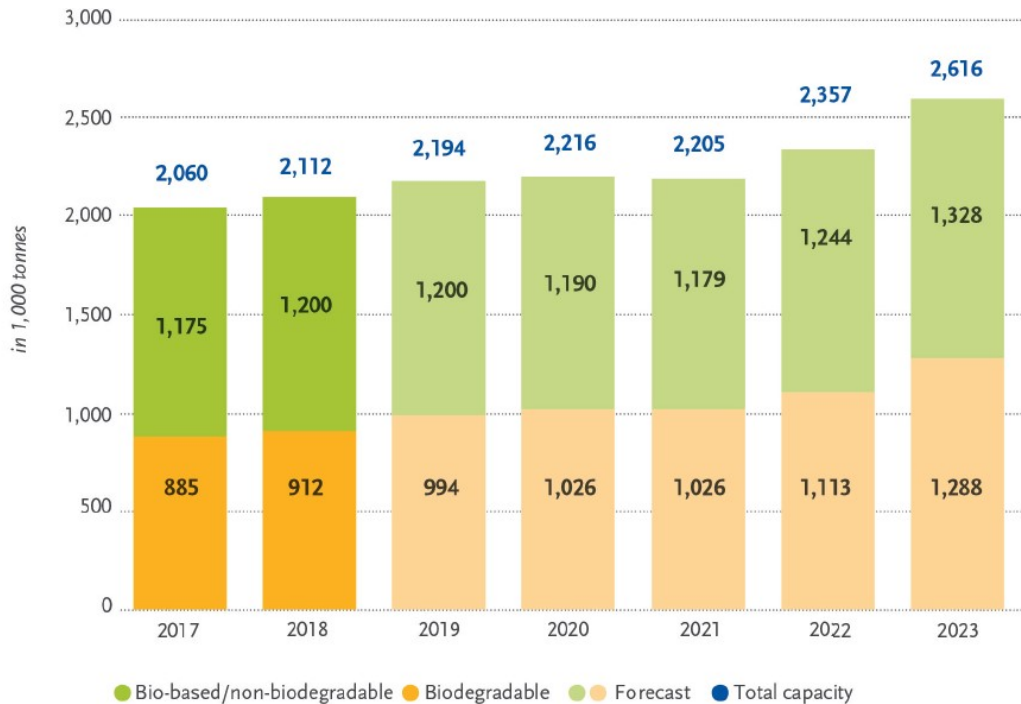


Εικόνα 3.1 Ταξινόμηση βιοπλαστικών ανάλογα με την βιοαποδομησιμότητά τους (European Bioplastics, 2019).

Το πλεονέκτημα των πλαστικών βιολογικής προέλευσης έναντι των συμβατικών πλαστικών είναι η μείωση της εξάρτησης από μη ανανεώσιμους ορυκτούς πόρους και η μείωση του αποτυπώματος άνθρακα, σύμφωνα με τα αποτελέσματα ορισμένων αναλύσεων κύκλου ζωής που έχουν πραγματοποιηθεί (European Bioplastics, 2018). Τα βιοδιασπώμενα πλαστικά θα μπορούσαν να έχουν το μεγάλο πλεονέκτημα να αποσυντίθενται στο φυσικό περιβάλλον, παρά τα αντίστοιχα πετροχημικά, κατευνάζοντας το ζήτημα της κακής διαχείρισης της συσσώρευσης πλαστικών απορριμμάτων στο φυσικό περιβάλλον.

Σήμερα, η παγκόσμια αγορά πλαστικών που βασίζονται σε ανανεώσιμες πρώτες ύλες αντιπροσωπεύει ποσοστό μικρότερο από το 1% του τρέχοντος συνολικού όγκου πλαστικών που προσφέρονται στο εμπόριο ετησίως. Η τρέχουσα παγκόσμια παραγωγική ικανότητα βιολογικών ή βιοδιασπώμενων πλαστικών είναι μόνο 4 Mt (Geyer et al., 2017). Η παγκόσμια αγορά βιοπλαστικών αναμένεται να σημειώσει συνεχή αύξηση τα

επόμενα χρόνια. Σύμφωνα με τα τελευταία δεδομένα της αγοράς που συγκεντρώθηκαν από την European Bioplastics σε συνεργασία με το nova-Institute, η παγκόσμια παραγωγική ικανότητα βιοπλαστικών αναμένεται να αυξηθεί από περίπου 2,11 εκατομμύρια τόνους το 2018 σε περίπου 2,62 εκατομμύρια τόνους έως το 2023 (Εικόνα 3.3).



Εικόνα 3.2 Παγκόσμια παραγωγική ικανότητα βιοπλαστικών 2018-2023 (European Bioplastics, 2018).

Η κατανομή της παγκόσμιας παραγωγής βιοπλαστικών και η ανάπτυξη της περιφερειακής παραγωγικής ικανότητας το 2018 απεικονίζονται στην Εικόνα 3.4. Η Ασία είναι ο κύριος κόμβος παραγωγής, με το 55% των παγκόσμιων βιοπλαστικών που παρήχθησαν το 2018. Περίπου το ένα πέμπτο της παγκόσμιας παραγωγικής ικανότητας βιοπλαστικών εντοπίζεται στην Ευρώπη. Εδώ, η μεγάλης κλίμακας ένταση κεφαλαίου και η επί δεκαετίες βελτιστοποίηση της πετροχημικής βιομηχανίας δυσχέραναν και εξακολουθούν να δυσχεραίνουν την κλιμάκωση της παραγωγής νέων υλικών που δεν ταιριάζουν στην υπάρχουσα υποδομή (European Commission, 2019). Ειδικότερα, ο πρώτος στόχος της Ευρωπαϊκής Στρατηγικής για τη Βιοοικονομία και του Σχεδίου Δράσης

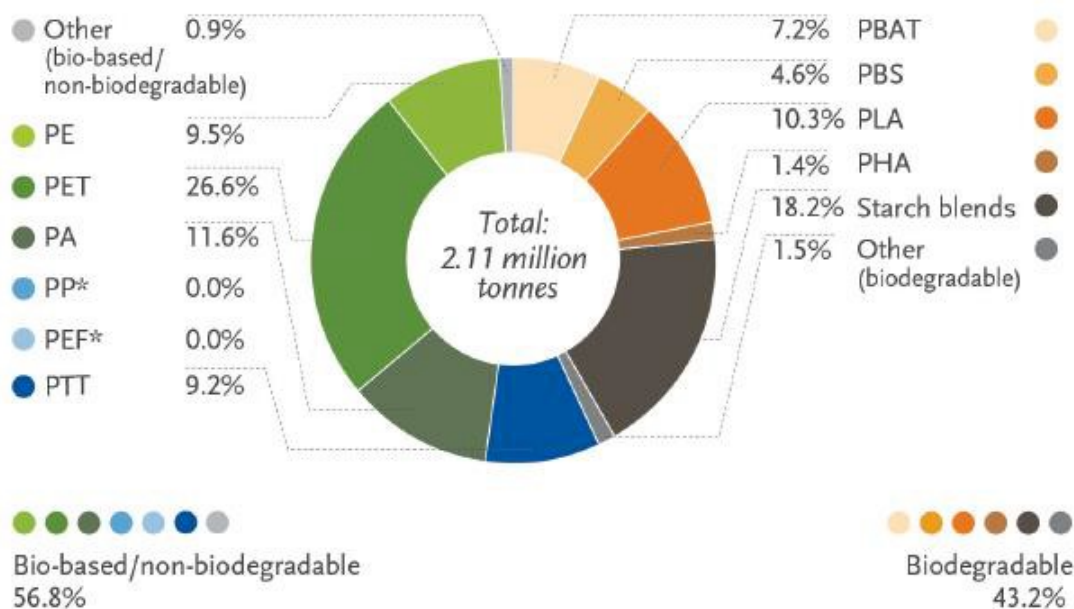
της είναι η ενίσχυση και η κλιμάκωση των τομέων που βασίζονται σε υλικά βιολογικής προέλευσης, η απελευθέρωση των επενδύσεων και των αγορών (European Commission, 2018) και αναμένεται να υποστηρίξει την νέα αγορά βιοπλαστικών.



Εικόνα 3.3 Παγκόσμια παραγωγική ικανότητα ανά περιοχή (European Bioplastics, 2018).

3.5 Παραγωγή βιοπλαστικών σύμφωνα με τις κύριες εφαρμογές και τον τύπο βιοπολυμερούς

Όπως για τα συμβατικά πλαστικά, η συσκευασία παραμένει το μεγαλύτερο πεδίο εφαρμογής των βιοπλαστικών, αντιπροσωπεύοντας σχεδόν το 65% (1,2 εκατομμύρια τόνους) της συνολικής αγοράς βιοπλαστικών το 2018. Με βάση τον τύπο του βιοπολυμερούς, τα κορυφαία βιολογικά μη βιοδιασπάσιμα πλαστικά είναι το τереφθαλικό πολυαιθυλένιο (PET), τα πολυαμίδια (PA) και το πολυαιθυλένιο (PE) που βασίζονται σε βιοϋλικά. Δύο πρόσφατα καινοτόμα βιοπολυμερή, το πολυγαλακτικό οξύ (PLA) και τα πολύ-υδροξυ-αλκανοϊκά (PHAs), συνιστούν την κινητήρια δύναμη της έρευνας και της παραγωγής στον τομέα των βιοδιασπώμενων πλαστικών (Εικόνα 3.5).



Εικόνα 3.4 Παγκόσμια παραγωγική ικανότητα βιοπλαστικών 2018 (ανά τύπο υλικού) (European bioplastics, 2018)

3.6 Βιοπλαστικά από διαφορετικές πρώτες ύλες

Η μεγαλύτερη πρόκληση των βιοπλαστικών είναι η αντικατάσταση των ορυκτών καυσίμων ως πρώτων υλών με ανανεώσιμες πηγές, με τρόπο που να μην οδηγεί σε μη αναστρέψιμη εξάντληση των φυσικών πόρων ή άλλες αρνητικές εξωτερικές επιδράσεις. Οι πρώτες ύλες που μπορούν να χρησιμοποιηθούν για την παραγωγή βιοπλαστικών είναι: βιομάζα, διοξείδιο του άνθρακα (CO₂), μεθάνιο (CH₄) που προέρχεται από βιολογικές διεργασίες, ρεύματα αποβλήτων.

Τα βιοπλαστικά παράγονται κυρίως από βιομάζα. Η βιομάζα που χρησιμοποιείται για την παραγωγή βιοπολυμερών μπορεί να διακριθεί με βάση την προέλευση και τη σύνθεση. Όσον αφορά στην προέλευση, μια βιομάζα μπορεί να είναι βιομάζα πρώτης γενιάς (ad hoc καλλιέργεια, όπως ζαχαροκάλαμο, ζαχαρότευτλα και ορός γάλακτος) ή βιομάζα δεύτερης γενιάς, δηλαδή παραπροϊόντα βιομάζας, όπως φυτά που δεν είναι επιλέξιμα για παραγωγή τροφίμων ή ζωοτροφών ή το οργανικό κλάσμα των αστικών στερεών αποβλήτων. Με βάση τη σύνθεσή τους, η βιομάζα μπορεί να είναι αμυλούχα βιομάζα υδατανθράκων π.χ. καλαμπόκι, ζαχαροκάλαμο, λιγνοκυτταρινική βιομάζα (π.χ. γεωργικά

απόβλητα, οργανικό κλάσμα αστικών στερεών αποβλήτων) ή λιπιδική βιομάζα (π.χ. κοπριά, ζωικά απόβλητα).

Ζητήματα που σχετίζονται με τις περιβαλλοντικές επιπτώσεις της γεωργικής φάσης για την παραγωγή της πρώτης ύλης, όπως ανταγωνισμός χρήσης γης μεταξύ βιομάζας για παραγωγή πλαστικών και τροφίμων, κατανάλωση νερού, λιπάσματα και φυτοφάρμακα, δασικές πρακτικές, απειλούν τη χρήση βιομάζας ως πρώτη ύλη. Επί του παρόντος, η παραγωγή βιοπλαστικών χρησιμοποιεί 1,4 εκατομμύρια εκτάρια γης, τα οποία αντιπροσωπεύουν το 0,02% της παγκόσμιας γεωργικής έκτασης (European Commission, 2019). Ωστόσο, εάν η ζήτηση για βιομηχανικά βιοπροϊόντα και ενέργεια από βιομάζα συνεχίσει να αυξάνεται, αυτό θα μπορούσε να οδηγήσει σε επέκταση της παγκόσμιας καλλιεργήσιμης γης σε βάρος άλλων γεωργικών ή φυσικών οικοσυστημάτων. Ως αποτέλεσμα, υπάρχει ένα αναδυόμενο ενδιαφέρον για τη μετάβαση από πρώτες ύλες πρώτης γενιάς σε πρώτες ύλες δεύτερης γενιάς και χρήση παραπροϊόντων και αποβλήτων ως υποστρώματα.

3.7 Το τέλος του κύκλου ζωής των βιοπλαστικών

Στο τέλος του κύκλου ζωής τους, τα βιοπλαστικά είναι κατάλληλα για ένα ευρύ φάσμα επιλογών, με το συντριπτικό μέρος των όγκων των βιοπλαστικών που παράγονται σήμερα να ανακυκλώνεται ήδη μαζί με τα συμβατικά αντίστοιχά τους, όπου υπάρχουν ξεχωριστά ρεύματα ανακύκλωσης για ορισμένους τύπους υλικών (π.χ. βιο-πολυαιθυλένιο στο ρεύμα πολυαιθυλενίου).

Μια εναλλακτική επιλογή επεξεργασίας αποβλήτων είναι η κομποστοποίηση, η οποία είναι εφικτή μόνο για βιοδιασπάσιμα πολυμερή. Τα βιοδιασπάσιμα προϊόντα μπορούν να υποστούν επεξεργασία μαζί με άλλα οργανικά απόβλητα σε μονάδες κομποστοποίησης ή σε μονάδες αναερόβιας χώνευσης, με αποτέλεσμα να εκτρέπονται από τους χώρους υγειονομικής ταφής και να μετατρέπονται είτε σε λίπασμα (compost) είτε σε βιοαέριο αντίστοιχα.

Στην περίπτωση που τα βιοπλαστικά δεν μπορούν πλέον να επαναχρησιμοποιηθούν ή να ανακυκλωθούν, υπάρχει η δυνατότητα να χρησιμοποιηθούν για την παραγωγή

ανανεώσιμης ενέργειας (European Bioplastics, 2018). Οι φυσικές ίνες κυτταρίνης και το άμυλο παρουσιάζουν σχετικά χαμηλότερη ανώτερη θερμογόνο δύναμη (gross calorific value - GCV) από τον άνθρακα, αλλά είναι παρόμοια με αυτή του ξύλου. Αυτό συνεπάγεται ότι εξακολουθούν να έχουν σημαντική αξία για την αποτέφρωση. Επιπλέον, η παραγωγή υλικών από ίνες και άμυλο καταναλώνει πολύ λιγότερη ενέργεια, και έτσι συνδράμει στο ενεργειακό ισοζύγιο καθ' όλη τη διάρκεια του κύκλου ζωής (Coles et al., 2011).

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 4. ΒΙΟΔΙΑΣΠΑΣΙΜΑ ΠΛΑΣΤΙΚΑ

4.1 Βιολογική αποδόμηση βιοαποδομήσιμων πολυμερών

Αποδόμηση πολυμερούς χαρακτηρίζεται η αλλαγή που έχει σαν αποτέλεσμα τη διάσπαση των δεσμών (χημικό μετασχηματισμό) μέσω της μεταβολής των φυσικών και χημικών ιδιοτήτων ενός πολυμερούς. Περιβαλλοντικοί παράγοντες όπως το φως, η θερμότητα και η υγρασία μπορούν να προκαλέσουν τέτοιες αλλαγές που μπορεί αν είναι χημικές γυσικές ή βιολογικές αντιδράσεις (Chinaglia et al., 2018). Υπάρχουν διάφοροι τύποι αποδόμησης πολυμερών: φωτοαποδόμηση, θερμική ή βιολογική αποδόμηση (Krzan et al., 2006). Η αποδόμηση που χρησιμοποιεί ποσότητα θερμότητας υψηλότερη από τη θερμοκρασία περιβάλλοντος ονομάζεται θερμική υποβάθμιση. Αυτή η αποδόμηση έχει ως αποτέλεσμα φυσικές και οπτικές αλλαγές, καθώς και αλλαγή του μοριακού βάρους του πολυμερούς (Kumar & Maiti, 2016).

Η αποδόμηση πολυμερών που χρησιμοποιεί υψηλής συχνότητας ηλεκτρομαγνητική ακτινοβολία (όπως το υπεριώδες φως και οι ακτίνες γάμμα) ονομάζεται φωτοαποδόμηση. Αυτή η ηλεκτρομαγνητική ακτινοβολία προκαλεί στα πολυμερή μόρια σχάση της αλυσίδας και σαν αποτέλεσμα αλλαγή στο μοριακό βάρος που στη συνέχεια του επιτρέπει να βιοδιασπαστεί (Krzan et al., 2006). Το τελευταίο είδος αποδόμησης πολυμερών χρησιμοποιεί τη δράση φυσικών μικροοργανισμών για την ανοργανοποίηση των πολυμερών υλικών και ονομάζεται βιοαποδόμηση (Gómez & Michel, 2013). Η αποδόμηση των οργανικών υλικών μπορεί να γίνει είτε αερόβια είτε αναερόβια (Gironi & Piemonte, 2011).

Η διαδικασία της βιολογικής αποδόμησης μπορεί να λάβει χώρα στα ακόλουθα τέσσερα βήματα (Kumar & Maiti, 2016):

1. Ο σχηματισμός βιοφίλμ, που πραγματοποιείται με την προσκόλληση των μικροοργανισμών στην επιφάνεια του πολυμερούς. Αυτό μπορεί επίσης να ονομαστεί «μικρο-ρυπαντικό». Οι δράσεις των μικροβιακών κοινοτήτων σε συνδυασμό με αβιοτικούς παράγοντες κατακερματίζουν τα βιοαποδομήσιμα υλικά σε μικροσκοπικά κλάσματα (Βιοαποδόμηση).

2. Τα μικροβιακά ένζυμα θα διασπάσουν το πολυμερές σε απλούστερες μορφές, όπως διμερή ή ολιγομερή (Αποπολυμερισμός).
3. Η πρόσληψη αυτών των απλούστερων μορίων από μικροοργανισμούς (Αφομοίωση).
4. Η μεταλλοποίηση ως το τελευταίο βήμα που είναι η παραγωγή μεταβολιτών όπως CO₂, H₂O και CH₄.

Πέρα από τη μικροβιακή και την ενζυμική αποδόμηση, ένας άλλος τύπος βιολογικής αποδόμησης είναι η κομποστοποίηση. Κατά την κομποστοποίηση, με φυσικό και αερόβιο τρόπο, βιοαποδομήσιμα υλικά μετατρέπονται κατά την αποσυντίθεσή τους σε κομπόστ (μια ουσία που μοιάζει με χούμο). Τέτοια βιοαποδομήσιμα υλικά είναι η φυτική βιομάζα και η κοπριά ή οποιαδήποτε άλλα οργανικά στερεά απόβλητα. Πρόκειται για μια μικροβιακά πλούσια διαδικασία που έχει ως αποτέλεσμα την παραγωγή CO₂, H₂O, σταθεροποιημένης οργανικής ύλης με ελεγχόμενο βιολογικό τρόπο (Qi et al., 2017).

Για να χαρακτηριστεί ένα πολυμερές ως κομποστοποιήσιμο πολυμερές, πρέπει να πληροί τα ακόλουθα κριτήρια ούτως ώστε να μην έχει επιπτώσεις στο περιβάλλον και στην υγεία (Rujnić-Sokele & Pilironic, 2017):

1. Το προϊόν δεν πρέπει να υπερβαίνει πολλά όρια βαρέων μετάλλων.
2. Τα προϊόντα θα πρέπει να βιοαποδομηθούν τουλάχιστον κατά 90%, εντός 6 μηνών υπό ελεγχόμενες συνθήκες κομποστοποίησης.
3. Το προϊόν πρέπει να στερείται υπολειμμάτων πολυμερούς. Θα πρέπει να κατακερματίζεται επαρκώς σε οπτικά μη ανιχνεύσιμα εξαρτήματα (< 2 mm).
4. Το προϊόν πρέπει να στερείται οικοτοξικότητας. Δεν πρέπει να έχει αρνητικές επιπτώσεις στη βλάστηση και την ανάπτυξη των φυτών.

Ωστόσο, υπάρχουν και παράγοντες που μπορούν να επηρεάσουν τη βιοαποδόμηση των πολυμερών. Αυτοί είναι (Luyt & Malik, 2019):

- Οι ιδιότητες του πολυμερούς.
- Οι συνθήκες επιφάνειας του πολυμερούς.
- Η δομή πρώτης τάξης του πολυμερούς.

- Η δομή υψηλής τάξης του πολυμερούς. Π.χ. παράδειγμα θερμοκρασία μετάπτωσης γυαλιού, θερμοκρασία τήξης, μέτρο ελαστικότητας, κρυσταλλικότητα και κρυσταλλική δομή.

Επιπλέον, η βιοαποδόμηση εξαρτάται και από άλλους παράγοντες όπως η μικροβιακή δραστηριότητα του περιβάλλοντος (Reddy et al., 2003). Όλοι αυτοί οι παράγοντες επιδρούν στη διαδικασία βιοαποδόμησης των πολυμερών. Η ικανότητα αποδόμησης θα μειωθεί με την αύξηση του μοριακού βάρους (Tokiwa et al., 2009).

Επιπροσθέτως, ο βαθμός κρυσταλλικότητας έχει ισχυρό αντίκτυπο στη βιοαποδόμηση του πολυμερούς και αυτό συμβαίνει επειδή τα ένζυμα επιτίθενται στις άμορφες περιοχές του πολυμερούς. Στην άμορφη περιοχή τα μόρια είναι χαλαρά συσκευασμένα, επομένως είναι εύκολο να αποδομηθούν (Tokiwa et al., 2009).

4.2 Βιοδιασπάσιμα πολυμερή

Τα βιοδιασπάσιμα πολυμερή είναι «*πολυμερή υλικά που μπορούν να διασπαστούν σε διοξείδιο του άνθρακα, μεθάνιο, νερό, ανόργανες ενώσεις ή βιομάζα από τα ένζυμα των μικροοργανισμών*» (Laycock et al., 2017).

Οι αλυσίδες των βιοδιασπάσιμων πολυμερών μπορούν επίσης να διασπαστούν με μη ενζυμικές διαδικασίες όπως για παράδειγμα τη χημική υδρόλυση (Laycock et al., 2017). Η χρήση βιοδιασπάσιμων πολυμερών μπορεί να βοηθήσει στην επίλυση πολλών ζητημάτων διαχείρισης απορριμμάτων, καθώς τελικά αποδομούνται σε CO₂ και H₂O. Επομένως, αυτά τα πολυμερή μπορούν να χρησιμοποιηθούν απευθείας σε συμβατικά συστήματα βιομηχανικής κομποστοποίησης (Song et al., 2009). Η παραγωγή ενέργειας μπορεί να γίνει με την δέσμευση μεθανίου από την αερόβια κομποστοποίηση ή την αναερόβια χώνευση των βιοδιασπάσιμα πολυμερών (Hopewell et al., 2009). Τα βιοδιασπάσιμα πολυμερή όντας πιο φιλικά στο περιβάλλον, βιώσιμα και μπορούν να ανανεωθούν, έχουν τη δυνατότητα να αντικαταστήσουν τα συμβατικά υλικά. Ταυτόχρονα είναι υλικά με δυνατότητα να χρησιμοποιηθούν σε ποικίλες εφαρμογές καθώς είναι βιοδιασπώμενα και βιοσυμβατά (μη επιβλαβή ή τοξικά για τους ζωντανούς ιστούς) (Swain et al., 2018).

4.2.1 Πολυκαπρολακτόνη

Η πολυκαπρολακτόνη (PCL), ένα βιοδιασπάσιμο συνθετικό πολυμερές που μπορεί να αποδομηθεί από μικροοργανισμούς, προέρχεται από τη χημική σύνθεση του αργού πετρελαίου (Woodruff & Hutmacher, 2010). Είναι ένας μερικώς κρυσταλλικός αλειφατικός πολυεστέρας με χαμηλό σημείο τήξης (60°C) και θερμοκρασία μετάπτωσης υάλου -60°C. Επιπλέον, η PCL είναι ένα θερμοπλαστικό πολυμερές. Είναι χημικά ανθεκτικό στο νερό, το πετρέλαιο και το χλώριο. Το χαμηλό σημείο τήξης της PCL την καθιστά κατάλληλη για κομποστοποίηση, γεγονός που θα διευκολύνει την απόρριψη αυτού του πολυμερούς. Επιπλέον, η PCL παρουσιάζει χαμηλό ιξώδες, είναι εύκολη στην επεξεργασία της και είναι διαλυτή σε ένα ευρύ φάσμα οργανικών διαλυτών (Funabashi et al., 2009).

Η PCL, με μοριακό τύπο $(C_6H_{10}O_2)_n$, σχηματίζεται με πολυμερισμό διά ανοίγματος δακτυλίου του κυκλικού μονομερούς ε-καπρολακτόνη (Tokíwa et al., 2009). Μπορεί να χρησιμοποιηθεί σε εφαρμογές όπως γεωργικά εδαφοκαλύμματα και άλλες μεμβράνες και ως δοχεία για σπορόφυτα (Imre & Rukanszky, 2013). Αυτό το πολυμερές αποτελείται από μια ραχοκοκαλιά 6-υδροξυεξανοϊκού, η οποία μπορεί να προσβληθεί από μικροοργανισμούς και να υποστεί βιοαποδόμηση (Sabev et al., 2006).

Οι μικροοργανισμοί που αποδομούν την PCL βρίσκονται παντού στο περιβάλλον. Αερόβιοι και αναερόβιοι μικροοργανισμοί μπορούν να αποδομήσουν την PCL (Tokíwa et al., 2009). Αυτό το πολυμερές μπορεί επίσης, να αποδομηθεί από λιπάσες και εστεράσες (Shimao, 2001).

Η αποδόμηση της PCL μπορεί να λάβει χώρα σε τουλάχιστον δύο στάδια. Στο πρώτο στάδιο θα πραγματοποιηθεί η μη ενζυμική διάσπαση υδrolυμένου εστέρα, η οποία θα οδηγήσει σε μείωση του μοριακού βάρους. Στο δεύτερο στάδιο, ο ρυθμός κοπής της αλυσίδας θα επιβραδυνθεί και θα οδηγήσει σε απώλεια βάρους του πολυμερούς. Έτσι το πολυμερές θα κατακερματιστεί εύκολα (Krasowska et al., 2016).

4.2.2 Πολύ-υδροξυ-αλκανοϊκά οξέα (PHAs)

Μεταξύ των διαφόρων τύπων βιοπολυμερών, ένας πολλά υποσχόμενος υποψήφιος έχει θεωρηθεί ότι είναι τα πολυυδροξυαλκανοϊκά οξέα (PHAs), τα οποία αναγνωρίζονται ως πλήρως βιοσυνθετικά και βιοδιασπάσιμα με μηδενικά τοξικά απόβλητα και πλήρως ανακυκλώσιμα σε οργανικά απόβλητα (Chanprateer, 2010). Η φιλική προς το περιβάλλον φύση και οι ευέλικτες ιδιότητες διαμόρφωσης των πολύ-υδροξυ-αλκανοϊκών οξέων καθιστούν την μελέτη τους θεμελιώδους σημασίας (Arumugam, 2019).

Τα πολύ-υδροξυ-αλκανοϊκά οξέα είναι ομο- ή ετεροπολυεστέρες που παράγονται και αποθηκεύονται ενδοκυτταρικά από διαφορετικούς τύπους μικροοργανισμών. Είναι γνωστό ότι υπάρχουν περισσότεροι από 300 τύποι μικροοργανισμών ικανών να συνθέσουν και να συσσωρεύσουν PAHs υπό συνθήκες περιορισμού του αζώτου μαζί με περίσσεια πηγή άνθρακα. Αυτή η κατηγορία φυσικών εστέρων παρουσιάζει υψηλή μεταβλητότητα, καθώς περιλαμβάνει περισσότερους από 150 τύπους μονομερών που παρέχουν διαφορετικές ιδιότητες και λειτουργικότητες.

Ανάλογα με τη χημική δομή του μονομερούς, οι ιδιότητες των PHAs καλύπτουν ένα ευρύ φάσμα, συμπεριλαμβανομένων υλικών που μοιάζουν με πολυπροπυλένιο και άλλων που είναι ελαστομερή (Williams, 1999). Μεταξύ αυτών, τα polyhydroxybutyrate (PHB) θεωρούνται ισχυροί υποψήφιοι για την παραγωγή βιοπλαστικών καθώς οι ιδιότητες τους είναι παρόμοιες με αυτές των συνθετικών πολυμερών (Harding et al., 2007). Όσον αφορά στο μοριακό βάρος, την ευθραυστότητα, την ακαμψία, το σημείο τήξης και τη θερμοκρασία υαλώδους μετάπτωσης (glass transition temperature), τα ομοπολυμερή PHB είναι συγκρίσιμα με μερικά από τα πιο κοινά θερμοπλαστικά πετροχημικής προέλευσης, παρέχοντας καλή αντοχή στην υγρασία και ιδιότητες φραγμού αρώματος, όπως παρουσιάζεται στον Πίνακα 4.1 (Bugnicourt et al., 2014).

Πίνακας 4.1 Ιδιότητες πολυπροπυλενίου και πολυ- β -υδροξυβουτυρικού οξέος (PHB) (Harding et al., 2007)

	Πολυπροπυλένιο	PHB
Πυκνότητα [kg/m ³]	900-910	1250
Σημείο τήξης [°C]	176	45-180 P(3HB) = 180
Τάση εφελκυσμού [MPa]	38	13-40
Συρρίκνωση [%]		1-3
Επιμήκυνση [%]	400	5-680
Μέτρο ελαστικότητας (Young's modulus)	17000	350-1000
Θερμοκρασία υαλώδους μετάπτωσης	-10	15 P(3HB) = 4
Service temperature [°C]		-30 έως 120
Ειδική θερμότητα (20-80 °C) [kJ/kgK]	1.9	
Θερμική αγωγιμότητα (20-150 °C) [kW/mK]	0.42-0.61	

Ένα από τα κύρια πλεονεκτήματα των PHAs είναι η βιοδιασπασιμότητά τους. Αποδομούνται αποτελεσματικά στο περιβάλλον, καθώς πολλοί μικροοργανισμοί του εδάφους εκκρίνουν αποπολυμεράσες PHB, ένζυμα που υδρολύουν τους εστερικούς δεσμούς ενός πολυμερούς σε υδατοδιαλυτά μονομερή και ολιγομερή. Εν συνεχεία, οι μικροοργανισμοί μεταβολίζουν αυτά τα προϊόντα αποδόμησης σε νερό και διοξείδιο του άνθρακα (Torreiro, 2017). Η βιοαποδόμηση εξαρτάται από τις ιδιότητες του πολυμερούς (σύνθεση, βαθμός κρυσταλλικότητας, μοριακό βάρος) και τις περιβαλλοντικές συνθήκες (pH, θερμοκρασία, μικροβιακή δραστηριότητα, υγρασία, αποικισμένη επιφάνεια) (Bugnicourt et al., 2014).

Σύμφωνα με τον Rostkowski (2012), οι ρητίνες PHAs στο έδαφος, τη λυματολάσπη και το θαλασσινό νερό, αποδομούνται με γρήγορο ρυθμό. Η αερόβια ανοργανοποίηση οδηγεί

σε διοξείδιο του άνθρακα, ενώ η αναερόβια βιοαποδόμηση σε βιοαέριο. Τόσο τα PHAs όσο και τα βιοσύνθετα που περιέχουν PHAs αποδομούνται γρήγορα σε μεθανογόνους βιοαντιδραστήρες. Οι Queiroz et al., (2009) διαπίστωσαν ότι, μπορούν να αποδομηθούν σε 45 έως 56 ημέρες, ανάλογα με τις συνθήκες.

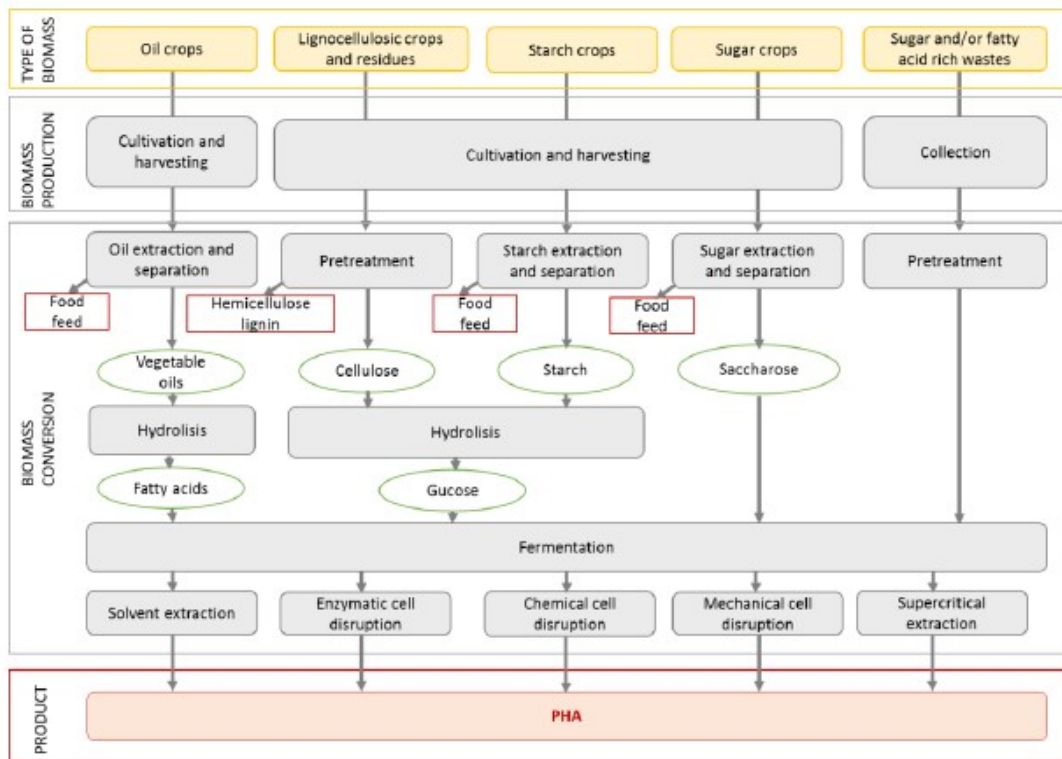
Τα PHAs έχουν παρουσιάσει πολύπλευρη εξέλιξη σε διαφορετικούς τομείς και είναι κατάλληλα για πλήθος εφαρμογών. Όταν εδραιώθηκαν οι ιδιότητες τους ως φυσικά, βιοσυμβατά, μη τοξικά πολυμερή, αναπτύχθηκε μια πληθώρα χρήσεων και εφαρμογών, όπως ιατρικά εμφυτεύματα, καλλυντικά, υγιεινά πρόσθετα τροφίμων, κλωστοϋφαντουργία, υλικά ικριωμάτων στη μηχανική ιστών, φορείς φαρμάκων.

Η παραγωγή των PHAs λαμβάνει χώρα μέσω βακτηριακής ζύμωσης σακχάρων, λιπαρών οξέων και αποβλήτων και εφαρμογής συγκεκριμένων συνθηκών καλλιέργειας. Τα υποστρώματα που χρησιμοποιούνται συνήθως ως πηγή άνθρακα περιλαμβάνουν γεωργικές καλλιέργειες, βιοαέριο και απόβλητα που περιέχουν πολύπλοκα οργανικά υποστρώματα (Mannina et al., 2019). Επομένως, σε αυτό το πλαίσιο, η ανάκτηση πόρων κατά την επεξεργασία λυμάτων μπορεί να διαδραματίσει καθοριστικό ρόλο στην κυκλική οικονομία των πλαστικών (Mannina et al., 2019).

Η Εικόνα 4.1 απεικονίζει διάφορες πιθανές οδούς παραγωγής PHAs που προκύπτουν από τη μετατροπή διαφορετικών πρώτων υλών βιομάζας.

Η παραγωγή PHAs με χρήση καθαρής καλλιέργειας διεξάγεται ως μια παραγωγική διαδικασία παρτίδας δύο σταδίων, με ενοφθαλμισμό (inoculation) βακτηρίων σε ένα στείρο διάλυμα. Η αποστείρωση είναι μια ιδιαίτερα ενεργοβόρα και εντατική διαδικασία, επομένως η χρήση μεικτής καλλιέργειας, όταν δεν είναι απαραίτητο, κερδίζει την προσοχή ως ενδιαφέρουσα εναλλακτική λύση.

Η μεγάλης κλίμακας παραγωγή PHAs εξακολουθεί να είναι περιορισμένη λόγω του υψηλού κόστους παραγωγής συγκριτικά με τα συμβατικά πλαστικά που βασίζονται σε ορυκτά καύσιμα. Στην πραγματικότητα, οι τρέχουσες τιμές PHAs κυμαίνονται από 2,2 έως 5,0 €/kg, ανάλογα με τη σύνθεση του πολυμερούς, η οποία είναι τουλάχιστον τρεις φορές υψηλότερη από αυτή των κύριων πολυμερών με βάση τα ορυκτά καύσιμα, τα οποία συνήθως κοστίζουν λιγότερο από 1,0 €/kg (Gholami et al., 2016).



Εικόνα 4.1 Διάγραμμα ροής της παραγωγική διαδικασίας των πολυ-υδροξυαλκανοϊκών οξέων (Cristóbal et al., 2016)

Στην πραγματικότητα, η χρήση των PHAs αποφεύγει τη ρύπανση από πλαστικά (είναι βιοδιασπάσιμα) και ανταποκρίνεται στην ανάγκη για περιβαλλοντικά υπεύθυνη χρήση των πόρων. Μεταξύ των πιο σημαντικών παραγόντων που επηρεάζουν το συνολικό κόστος παραγωγής των PHAs είναι: α) η χρήση καθαρών ή γενετικά τροποποιημένων καλλιεργειών, β) το κόστος των πρώτων υλών που χρησιμοποιούνται ως πρόδρομες ουσίες και γ) οι χρησιμοποιούμενες μέθοδοι ανάκτησης (Mannina et al., 2019). Ωστόσο, οι τιμές έχουν μειωθεί τα τελευταία 20-30 χρόνια λόγω της βελτιωμένης απόδοσης παραγωγής PHAs καθώς και της εστίασης σε φθηνές πρώτες ύλες από αγροτοβιομηχανικά υπολείμματα. Αυτή η τάση αναμένεται να συνεχιστεί, καθώς πολλές προσπάθειες έρευνας και ανάπτυξης τόσο στον ακαδημαϊκό όσο και στον βιομηχανικό τομέα, επικεντρώνονται στα PHAs (Shogren, 2019).

4.2.3 Πολύ-υδροξυβουτυρικό

Το PHB είναι ένας φυσικός πολυεστέρας που συσσωρεύεται στα βακτηριακά κύτταρα ως δεξαμενή άνθρακα και ενέργειας (Shimao, 2001). Το PHB είναι ένα πλήρως βιοαποδομήσιμο πολυμερές με καλή βιοσυμβατότητα και μπορεί να διασπαστεί γρήγορα από μικροοργανισμούς που υπάρχουν στο έδαφος παράγοντας 3-υδροξυβουτυρικό άλας, ο οποίος είναι ένας φυσιολογικός μεταβολίτης των θηλαστικών (Dawes, 1988).

Το PHB ανήκει στην οικογένεια PHA. Πρόκειται για ένα βακτηριακό πολυμερές, το οποίο παράγεται από πολλά Gram-θετικά και Gram-αρνητικά βακτήρια τουλάχιστον 75 διαφορετικών γενών (Reddy et al., 2003). Διάφοροι τύποι υποστρωμάτων όπως των ανανεώσιμων πόρων (άμυλο, κυτταρίνη, σακχαρόζη) και των ορυκτών πηγών (μεθάνιο, ορυκτέλαιο, άνθρακας) μπορούν να παράξουν το πολυμερές βακτήριο PHB. Τέλος, άλλοι τρόποι παραγωγής του PHB είναι μέσω παραπροϊόντων όπως το μεθάνιο, ο ορός γάλακτος και η γλυκερόλη, ή από χημικές ουσίες όπως το προπιονικό οξύ και το διοξείδιο του άνθρακα (Reddy et al., 2003).

Χάρη στις ιδιότητες του, το PHB συνιστά μια καλή εναλλακτική λύση έναντι των συμβατικών πλαστικών. Για παράδειγμα, το PHB θεωρείται ένα θερμοπλαστικό πολυμερές με φυσικές ιδιότητες (σημείο τήξης (180°C), υψηλός βαθμός κρυσταλλικότητας, θερμοκρασία μετάπτωσης γυαλιού-λάστιχου (0 - 5°C)) παρόμοιες με αυτές του πολυπροπυλενίου. Ωστόσο, είναι πιο άκαμπτο και πιο εύθραυστο από το PP (Chaijamrus & Udruay, 2008). Ο βαθμός ευθραυστότητας εξαρτάται από άλλες ιδιότητες όπως ο βαθμός κρυσταλλικότητας, η θερμοκρασία του γυαλιού και η μικροδομή. Όσο περισσότερο αυτό το πολυμερές αποθηκεύεται σε θερμοκρασία δωματίου, τόσο πιο εύθραυστο γίνεται (Ghaffar, 2002). Όσον αφορά στις χημικές του ιδιότητες, το PHB έχει αντοχή σε κατώτερους διαλύτες και στις υπεριώδεις καιρικές συνθήκες. Έχει επίσης καλές ιδιότητες φραγμού αερίων (Holmes, 2002).

Το PHB μπορεί να εφαρμοστεί σε διαφορετικούς κλάδους όπως για παράδειγμα στην ιατρική, στη φαρμακολογία και στη βιομηχανία τροφίμων (Chen & Wu, 2005; Holmes, 2002; Ghaffar, 2002).

Η αποδόμηση του PHB μπορεί να λάβει χώρα υπό αερόβιες και αναερόβιες συνθήκες (Reddy et al., 2003). Έχει αποδειχθεί ότι στη φύση, το ποσοστό των μικροοργανισμών που αποδομούν το PHB κυμαίνεται μεταξύ 0,5-9,6% της συνολικής μικροβιακής βιομάζας και οι περισσότεροι από αυτούς αποδομήθηκαν από τη θερμοκρασία περιβάλλοντος ή τη μεσόφιλη θερμοκρασία και πολύ λίγοι σε υψηλότερες θερμοκρασίες. Μια μελέτη έδειξε ότι το 90% του φιλμ PHB αποδομήθηκε από ένα θερμοανεκτικό *Aspergillus* sp. μετά από πέντε ημέρες καλλιέργειας στους 50°C.

4.2.4 Ηλεκτρικό πολυβουτυλένιο

Το PBS είναι γραμμικός αλειφατικός θερμοπλαστικός πολυεστέρας και ένα από τα βιοαποδομήσιμα πολυμερή με πολλές ευνοϊκές ιδιότητες όπως η δυνατότητα επεξεργασίας τήγματος και η αντοχή τόσο στη θερμική όσο και στη χημική.

Η χημική δομή του PBS είναι

$[-O(CH_2)_4OOC(CH_2)_2CO-]_n$ (Tokiwa et al., 2009).

Το PBS είναι ένα αποδομήσιμο πολυμερές που μπορεί να αποδομηθεί από φυσικούς μικροοργανισμούς και ένζυμα που εξάγονται από βακτήρια και μύκητες. Τα προϊόντα της αποδόμησης είναι CO₂ και H₂O (Kim et al., 2005). Το PBS μπορεί επίσης να αποδομηθεί με υδρολυτική αποδόμηση (Xu & Guo, 2010). Έχει αποδειχθεί ότι το pH έχει μεγάλη επίδραση στον ρυθμό υδρολυτικής αποδόμησης του PBS (Adamorouli, 2012).

Επιπλέον, εξετάστηκε η αποδόμηση του PBS σε διαφορετικούς φυσικούς τύπους νερού, και βρέθηκε ότι ο ρυθμός βιοαποδόμησης μειώνεται με την ακόλουθη σειρά: θαλασσινό νερό από τον κόλπο > γλυκό νερό από τον ποταμό > γλυκό νερό από τη λίμνη > θαλασσινό νερό από τον Ειρηνικό Ωκεανό (Adamorouli, 2012).

4.2.5 Πολυγαλακτικό οξύ

Το PLA είναι ένας ανανεώσιμος, αλειφατικός πολυεστέρας που αποτελείται από γαλακτικό οξύ. Μπορεί να παραχθεί από την ζύμωση ανανεώσιμων πόρων (π.χ. άμυλο, ζαχαροκάλαμο, μελάσα, κυτταρίνη) (Karamanlioglu et al., 2017). Θεωρείται ως ένα υδρόφοβο και ημι-κρυσταλλικό πολυμερές που μπορεί να συντεθεί με συμβατική χημική

μηχανική (Leja & Lewandowicz, 2010). Ωστόσο, πάνω από το σημείο τήξης του, οι αλυσίδες της άμορφης περιοχής του PLA γίνονται εύκαμπτες και ως εκ τούτου θα εκτεθεί σε αποδόμηση και κομποστοποίηση.

Αυτό το προϊόν βιολογικής βάσης έχει πολλές εξαιρετικές ιδιότητες (π.χ. αντοχή, ακαμψία, διαπερατότητα αερίων) (Hamad et al., 2018). Παρουσιάζει επίσης, υψηλή μηχανική αντοχή, υψηλό συντελεστή, βιοδιασπασιμότητα, βιοσυμβατότητα, βιοαπορροφησιμότητα, διαφάνεια, εξοικονόμηση ενέργειας, χαμηλή τοξικότητα και εύκολη επεξεργασία (Qi et al., 2017).

Το PLA μπορεί να εφαρμοστεί σε πάρα πολλούς τομείς. Έχει χρησιμοποιηθεί ευρέως στην βιοϊατρική και φαρμακευτική βιομηχανία (Ανέγους, 2013). Επιπλέον, το PLA μπορεί να χρησιμοποιηθεί σε πλήθος οικιακών εφαρμογών (π.χ. μπουκάλια, κύπελλα, ρούχα, συσκευασίες τροφίμων, παιδικά παιχνίδια). Τελευταίο, αλλά εξίσου σημαντικό, αυτό το πολυμερές έχει εφαρμογές μηχανικής και γεωργίας (Ανέγους, 2013).

Λόγω της παρουσίας βιοτικών και μη βιοτικών παραγόντων, η αποδόμηση του PLA μπορεί να επηρεαστεί από πολλές διεργασίες: χημικές, φυσικές και βιολογικές διεργασίες. Αυτό συνεπάγεται ότι διαφορετικοί μηχανισμοί αποδόμησης μπορούν να εμπλέκονται με την αποδόμηση του πολυμερούς (Namroothiri et al., 2010). Ωστόσο, όσον αφορά τη βιολογική αποδόμηση, το PLA μπορεί να είναι πλήρως αποδομήσιμο όταν κομποστοποιείται με θερμοκρασίες 60°C και άνω (Shah et al., 2008).

4.3 Πλεονεκτήματα και εφαρμογές βιοαποδομήσιμων πολυμερών

Η δημιουργία των βιοαποδομήσιμων πολυμερών από ανανεώσιμες πρώτες ύλες μπορεί να οδηγήσει στη μείωση των εκπομπών αερίου του θερμοκηπίου και να συνεισφέρει στην αντιμετώπιση του φαινομένου του θερμοκηπίου (Leja & Lewandowicz, 2010). Επιπλέον, τα βιοαποδομήσιμα πλαστικά μπορούν να ενισχύσουν τη γονιμότητα του εδάφους και να μειώσουν τη συσσώρευση συνθετικών πλαστικών στο περιβάλλον (Emadian et al., 2017).

Τα βιοαποδομήσιμα πολυμερή μπορούν να αντικαταστήσουν τα συμβατικά πολυμερή για αποθήκευση τροποποιημένης ατμόσφαιρας (MAP) φρούτων και λαχανικών. Σε αυτή την τεχνολογία απαιτείται η δημιουργία ατμόσφαιρας με χαμηλό O₂ ή/και υψηλή περιεκτικότητα σε CO₂ για να επηρεαστεί ο μεταβολισμός του συσκευασμένου προϊόντος. Επιπλέον, αυτή η τεχνολογία μπορεί να βελτιώσει τη διατήρηση της υγρασίας, η οποία επηρεάζει τη διατήρηση της ποιότητας του προϊόντος (Mangaraj & Goswami, 2011).

Επιπλέον, η χρήση βιοαποδομήσιμων και βιοανανεώσιμων προϊόντων μπορεί να προκαλέσει λιγότερη κατανάλωση πετρελαίου και το CO₂ που παράγεται από την αποτέφρωση αυτών των αποβλήτων θα είναι ισοδύναμο με την ποσότητα CO₂ που καθορίζεται κατά τη φωτοσύνθεση από τα φυτά που παρείχαν τις πρώτες ύλες για τα βιοπολυμερή και ως εκ τούτου την υπερθέρμανση του πλανήτη μέσω μειωμένες εκπομπές GHG θα μειωθούν. Αυτή η ιδέα περιλαμβάνει βιοπλαστικό ουδέτερου άνθρακα ή «μηδενικών εκπομπών» (Funabashi et al., 2009).

Τα BDPs έχουν ένα ευρύ φάσμα σε διαφορετικούς τομείς (ιατρική περίθαλψη, οικολογία – γεωργία, συσκευασίες). Όπως και για τα συνθετικά πλαστικά, η χρήση υλικών συσκευασίας BDPs έχει αυξηθεί δραματικά (Huang et al., 1990). Στον τομέα της ιατρικής, τα BDPs έχουν χρησιμοποιηθεί παραδείγματος χάριν σε χειρουργικά εμφυτεύματα για αγγειακές και ορθοπεδικές επεμβάσεις και απορροφήσιμα χειρουργικά ράμματα (Huang et al., 1990). Επιπλέον, το PCL χρησιμοποιείται ευρέως ως ικρίωμα μηχανικής ιστών λόγω της εξαιρετικής βιοσυμβατότητάς του (Nair & Laurencin, 2007).

4.4 Τα βιοδιασπάσιμα πλαστικά ως λύση στο πρόβλημα της πλαστικής ρύπανσης

Το βιοδιασπάσιμα πλαστικά μπορεί να θεωρηθούν ως μία από τις εναλλακτικές λύσεις για την επίτευξη της βιώσιμης ανάπτυξης της πλαστικής βιομηχανίας και να προσφέρουν μια σταθερή εναλλακτική λύση στα πετροχημικά πλαστικά στο εγγύς μέλλον ανακατευθύνοντας μέρος των πλαστικών μεγάλου όγκου σε άλλες μεθόδους διαχείρισης απορριμμάτων και σκουπίδια πλαστικά μιας χρήσης που κατά τα άλλα είναι δύσκολο να ανακυκλωθούν (Steven et al., 2020).

Η υιοθέτηση και η βιωσιμότητα των βιοαποδομήσιμων πλαστικών επικεντρώθηκε σε δύο τεχνολογικούς τομείς – παραγωγή υλικών και διαχείριση απορριμμάτων. Η βελτιωμένη, οικονομικά εφικτή τεχνολογία διαλογής θα μετριάσει επίσης τα προβλήματα ανακύκλωσης (Gross & Kalra, 2002). Η πολιτική και η παρέμβαση θα αλλάξουν δραματικά τον ρυθμό με τον οποίο χρησιμοποιούνται τα βιοδιασπάσιμα πλαστικά (Moshood et al., 2021).

Ως αποτέλεσμα, μπορούν να χρησιμοποιηθούν βιοδιασπώμενα πλαστικά αντί των παραδοσιακών πλαστικών, το οποίο έχει ήδη σημαντική επίδραση σε πολλούς τομείς (Gorrola et al., 2021). Παρόλα αυτά, η περιορισμένη μηχανική τους αντοχή περιορίζει τη χρήση τους. Συνθετικές ίνες (π.χ. γυαλί, ίνες άνθρακα) χρησιμοποιούνται συχνά για την ενίσχυση των βιοπλαστικών. Ωστόσο, δεν είναι βιοδιασπώμενα. Ως αποτέλεσμα, πιο φιλικά προς το περιβάλλον, άφθονα και χαμηλού κόστους υλικά (π.χ. λιγνοκυτταρινικές ίνες, λιγνίνη), μπορούν να χρησιμοποιηθούν για την αντικατάστασή τους (Yang et al., 2019). Ως αποτέλεσμα, τα βιοπλαστικά που έχουν υποστεί επεξεργασία θα μπορούσαν να χρησιμοποιηθούν σε διάφορες εφαρμογές (Zhang et al., 2020).

Σε αντίθεση με τους υποστηρικτές της ανάπτυξης βιοκαυσίμων, τα βιοαποδομήσιμα πλαστικά στερούνται κυβερνητικών πολιτικών (Moshood et al., 2021). Απαιτείται χρηματοδότηση για πρακτικές χαμηλών αερίων θερμοκηπίου (που θα ενισχύσουν την ανταγωνιστική θέση της διαχείρισης αποβλήτων) και έλεγχος της αγοράς των πρώτων υλών γεωργικών εκμεταλλεύσεων (για να διασφαλιστεί ότι αντιμετωπίζουν το φυσικό αέριο, ωθώντας έτσι τη μετάβαση προς βιολογικά υλικά) (Dilkes-Hoffman, 2020). Επομένως, προκειμένου να αντιμετωπίσει μια επιχείρηση την παγκόσμια αβεβαιότητα της βιωσιμότητας των βιοαποδομήσιμων πλαστικών, πρέπει να αποκτήσει ένα στρατηγικό πλεονέκτημα.

4.5 Περιβαλλοντικό και ανθρακικό αποτύπωμα βιοπλαστικών – πλαστικών

Ο όρος «περιβαλλοντικό αποτύπωμα» αναφέρεται στις περιβαλλοντικές επιπτώσεις που μπορεί να προκαλέσει ένα προϊόν κατά τη διάρκεια του κύκλου ζωής του.

Το ανθρακικό αποτύπωμα ορίζεται ως «ένα μέτρο της αποκλειστικής συνολικής ποσότητας εκπομπών διοξειδίου του άνθρακα που προκαλείται άμεσα και έμμεσα από μια δραστηριότητα ή συσσωρεύεται κατά τα στάδια ζωής ενός προϊόντος» (Wiedmann & Minx, 2007). Τα βιοπλαστικά συνιστούν στην πραγματικότητα μια πιθανή λύση για τη μείωση των περιβαλλοντικών επιπτώσεων, όσον αφορά στις συσκευασίες τροφίμων, καθώς το συνολικό τους περιβαλλοντικό αποτύπωμα είναι μικρότερο από αυτό των συμβατικών πλαστικών (Varzinskas & Markeviciute, 2020). Επιπλέον, η χρήση των βιοπολυμερών συνδράμει στη μείωση των εκπομπών διοξειδίου του άνθρακα στο δυναμικό θέρμανσης 1,5°C (Intergovernmental Panel on Climate Change, 2018).

Το βασικό μειονέκτημα που παρουσιάζουν τα βιοπλαστικά αφορά στο κόστος παραγωγής τους, το οποίο είναι μεγαλύτερο συγκριτικά με το αντίστοιχο των πλαστικών που προέρχονται από ορυκτά καύσιμα.

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 5. ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ – ΣΥΖΗΤΗΣΗ

Σε μια εποχή που η γνώση των μικροπλαστικών επεκτείνεται ραγδαία, με πολλά άρθρα να δημοσιεύονται πλέον για το θέμα κάθε εβδομάδα, η παρούσα εργασία ανταποκρίνεται στην αυξημένη ευαισθητοποίηση του κοινού, ότι τα μικροπλαστικά συχνά θεωρούνται εγγενώς τοξικά και επιβλαβή για το περιβάλλον, παρά την έλλειψη σαφών στοιχείων για την υποστήριξη αυτής της άποψης. Παρά την επίγνωση των πιθανών προβλημάτων που σχετίζονται με την πλαστική ρύπανση, η παραγωγή και η χρήση πλαστικών συνεχίζει να αυξάνεται και η ποσότητα πλαστικών απορριμμάτων στο περιβάλλον προβλέπεται να αυξηθεί (Geyer et al., 2017).

Μια σύντομη επισκόπηση των κύριων ζητημάτων που σχετίζονται με την πραγματική παραγωγή πλαστικών, όπως εκπομπές αερίων του θερμοκηπίου που οξύνουν την κλιματική αλλαγή και η έλλειψη των φυσικών πόρων που συνδέονται με την εξάρτηση από μη ανανεώσιμους ορυκτούς πόρους καθώς και οι κρίσιμες επιπτώσεις στο περιβάλλον λόγω της μη ορθής διαχείρισης των πλαστικών αποβλήτων ανέδειξε την ανάγκη μετάβασης από την πανταχού παρούσα γραμμική οικονομία σε μια βιολογική και κυκλική οικονομία. Σε αυτό το πλαίσιο, η παρούσα εργασία επικεντρώθηκε στην παραγωγή βιοδιασπάσιμων πολυμερών ως μία πολλά υποσχόμενη εναλλακτική λύση στα συμβατικά πλαστικά.

Αυτή η ανασκόπηση εξέτασε διεξοδικά την τρέχουσα κατάσταση της γνώσης των μικροπλαστικών σε υδατικούς πόρους, εντοπίζοντας τα κύρια κενά γνώσης και τα σημαντικά ερωτήματα που έπρεπε να αντιμετωπιστούν. Πιο συγκεκριμένα, η παρούσα εργασία υπογράμμισε την περιορισμένη γνώση των μικροπλαστικών σε συστήματα γλυκού νερού σε σύγκριση με το θαλάσσιο περιβάλλον και έδειξε πού μπορούν να γίνουν συγκρίσεις μεταξύ των δύο συστημάτων, ώστε να βοηθήσει στην ανάπτυξη προνοητικών ερευνητικών ερωτημάτων.

Υπάρχουν αντιφατικά αποτελέσματα σε μελέτες τόσο για τις οικοτοξικολογικές επιδράσεις των μικροπλαστικών όσο και για τις επιπτώσεις των σχετικών χημικών

ουσιών (Beckingham & Ghosh, 2016; Koelmans et al., 2016; Rochman et al., 2013c). Αυτό οφείλεται εν μέρει στην ετερογενή φύση των σωματιδίων που καλύπτονται από τον όρο «μικροπλαστικά» που μπορεί να αναφέρεται σε σωματίδια οποιουδήποτε τύπου πολυμερούς, σχήματος και μεγέθους (μικρότερο από 5 mm) (Rochman et al., 2019), επιπλέον της παραλλαγής στην ευαισθησία των ειδών σε φυσικούς και χημικούς στρεσογόνους παράγοντες (Adam et al., 2019). Αυτό καθιστά εξαιρετικά δύσκολη την πρόβλεψη των επιπτώσεων των μικροπλαστικών στα είδη και τα οικοσυστήματα. Αυτή η ετερογένεια πρέπει επομένως, να λαμβάνεται υπόψη κατά το σχεδιασμό μελετών τοξικότητας. Αυτό πρέπει επίσης να ληφθεί υπόψη σε μια σειρά οικολογικά σημαντικών ειδών, προκειμένου να καθοριστεί ποια είδη και οικοσυστήματα ενδέχεται να κινδυνεύουν περισσότερο από την έκθεση σε μικροπλαστικά.

Τα βιοπλαστικά έχουν εγείρει πλήθος παρανοήσεων. Ένα μερίδιο των βιοπλαστικών μπορεί να είναι βιοδιασπώμενο, όμως προέρχεται από ορυκτά. Για τον λόγο αυτό, ακόμη και τα προϊόντα που κατασκευάζονται από βιολογικά και βιοδιασπώμενα πλαστικά δεν είναι απαραίτητα φιλικά προς το περιβάλλον, εκτός αν αντιμετωπίζονται σωστά καθ' όλη τη διάρκεια του κύκλου ζωής τους.

Αυτά τα αντικρουόμενα στοιχεία υπογραμμίζουν τη σημασία της περαιτέρω έρευνας σε αυτόν τον τομέα. Ένας σημαντικός παράγοντας που πρέπει να σημειωθεί είναι ότι η πλειοψηφία αυτών των αποτελεσμάτων βασίζεται σε ασκήσεις μοντελοποίησης. Επομένως, απαιτούνται περαιτέρω πειραματικές μελέτες για την επαλήθευση αυτών των αποτελεσμάτων (Bakir et al., 2016).

Η λύση στο πρόβλημα της παγκόσμιας πλαστικής ρύπανσης χρειάζεται αλλαγή στη συνείδηση της ανθρώπινης συμπεριφοράς σε συνδυασμό με βιώσιμες ελπιδοφόρες προσεγγίσεις και οι τελευταίες θα είναι σε μεγάλο βαθμό αναποτελεσματικές χωρίς την πρώτη.

BIBΛΙΟΓΡΑΦΙΑ

- Adam, V., Yang, T., Nowack, B. (2019). Toward an ecotoxicological risk assessment of microplastics: Comparison of available hazard and exposure data in freshwaters. *Environ Toxicol Chem* 38:436–447.
- Adamopoulou, E. (2012). Poly(butylene succinate): A Promising Biopolymer (Master's thesis). Athens University.
- Al-Sammerrai, D., Al-Nidawy, N.K. (1989). Polyethylene: Synthesis, properties, and uses. *Marcel Dekker, Inc., Handbook of Polymer Science and Technology*. 2, 341-365.
- Andrady, A. L., Hamid, S. H., Hu, X., Torikai, A. (1998). Effects of increased solar ultraviolet radiation on materials. *Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology*, 46, 96–103.
- Andrady, A.L. (2011). Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin* 62, 1596-605.
- Andrady, A.L., Neal, M.A. (2009). Applications and societal benefits of plastics. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 364, 1977-1984.
- Arumugam, A., (2019). Polyhydroxyalkanoates (PHA) Production. *Encyclopedia of Renewable and Sustainable Materials* doi:10.1016/B978-0-12-803581-8.10571-5.
- Avérous, L. (2013). 'Synthesis, Properties, Environmental and Biomedical Applications of Polylactic Acid.' In *Handbook of Biopolymers and Biodegradable Plastics: Properties, Processing and Applications*, pp. 171–188.
- Baekeland, L.H. (1909). The synthesis, constitution, and uses of Bakelite. *Industrial & Engineering Chemistry* 1, 149-161.
- Bakir, A., O'Connor, I.A., Rowland, S.J., Hendriks, A.J., Thompson, R.C. (2016). Relative importance of microplastics as a pathway for the transfer of hydrophobic organic chemicals to marine life. *Environmental Pollution* 219, 56-65.

- Bakir, A., Rowland, S.J., Thompson, R.C. (2014). Enhanced desorption of persistent organic pollutants from microplastics under simulated physiological conditions. *Environmental Pollution* 185, 16-23.
- Bandow, N., Will, V., Wachtendorf, V., Simon, F.-G. (2017). Contaminant release from aged microplastic. *Environmental Chemistry* 14, 394-405.
- Barnes, DK, Galgani, F., Thompson, RC, Barlaz, M. (2009). Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 364, 1985-98.
- Beckingham, B., Ghosh, U. (2016). Differential bioavailability of polychlorinated biphenyls associated with environmental particles: Microplastic in comparison to wood, coal and biochar. *Environmental Pollution* 220, 150-158.
- Beiras, R., Tato, T. (2019). Microplastics do not increase toxicity of a hydrophobic organic chemical to marine plankton. *Marine Pollution Bulletin* 138, 58-62.
- Besley, A., Vijver, M.G., Behrens, P., Bosker, T. (2016). A standardized method for sampling and extraction methods for quantifying microplastics in beach sand. *Marine Pollution Bulletin*.
- Besseling, E., Wegner, A., Foekema, E.M., van den Heuvel-Greve, M.J., Koelmans, A.A. (2013). Effects of microplastic on fitness and PCB bioaccumulation by the lugworm *Arenicola marina* (L.). *Environmental Science & Technology* 47, 593-600.
- Billard, G., Boucher, J., (2019). The challenges of measuring plastic pollution. The Veolia Institute Review - facts reports. Special Issue 19 | URL:<http://journals.openedition.org/factsreports/5319>
- Boisvert, A., Jones, S., Issop, L., Erythropel, H.C., Papadopoulos, V., Culty, M. (2016). In vitro functional screening as a means to identify new plasticizers devoid of reproductive toxicity, *Environ. Res.* 150, 496–512.
- Borrelle, S. B., Ringma, J., Law, K. L., Monnahan, C. C., Lebreton, L., McGivern, A., et al. (2020). Predicted growth in plastic waste exceeds efforts to mitigate plastic pollution. *Science* 369, 1515–1518. doi: 10.1126/science.aba3656
- Bouwmeester, H., Hollman, P.C., Peters, R.J. (2015). Potential Health Impact of Environmentally Released Micro- and Nanoplastics in the Human Food Production

- Chain: Experiences from Nanotoxicology. *Environmental Science & Technology* 49,8932-8947.
- Browne, M.A., Crump, P., Niven, S.J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., Thompson, R., (2011). Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. *Environmental Science and Technology* 45, 9175-9179.
- Browne, M.A., Niven, S.J., Galloway, T.S., Rowland, S.J., Thompson, R.C. (2013). Microplastic Moves Pollutants and Additives to Worms, Reducing Functions Linked to Health and Biodiversity. *Current Biology*; 23(23): 2388-2392.doi:10.1016/j.cub.2013.10.012
- Browne, M.A., Dissanayake, A., Galloway, T.S., Lowe, D.M., Thompson, R.C. (2008). Ingested microscopic plastic translocates to the circulatory system of the mussel, *Mytilus edulis* (L.). *Environmental Science & Technology* 42, 5026-5031.
- Buchanan, J. (1971). Pollution by synthetic fibres. *Marine Pollution Bulletin* 2, 23.
- Bugnicourt, E., Cinelli, P., Lazzeri, A., Alvarez, V., (2014). Polyhydroxyalkanoate (PHA): Review of synthesis, characteristics, processing and potential applications in packaging. *eXPRESS Polymer Letters* Vol.8, No.11 (2014) 791–808.
- Carbery, M, O'Connor, W, Palanisami, T (2018). Trophic transfer of microplastics and mixed contaminants in the marine food web and implications for human health. *Environment International* 115, 400-409.
- Carpenter, E.J., Smith, K. (1972). Plastics on the Sargasso Sea surface. *Science* 175, 1240-1241.
- Carr, S.A., Liu, J., Tesoro, A.G. (2016). Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants. *Water Research* 91, 174-182.
- Carson, H.S., Nerheim, M.S., Carroll, K.A., Eriksen, M. (2013). The plastic-associated microorganisms of the North Pacific Gyre. *Marine Pollution Bulletin* 75, 126-132.
- Castañeda, R.A., Avlijas, S., Simard, M.A., Ricciardi, A., Smith, R. (2014). Microplastic pollution in St. Lawrence River sediments. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 71, 1767-1771.
- Chaijamrus, S., Udpuay, N. (2008). Production and characterization of polyhydroxybutyrate from molasses and corn steep liquor produced by *Bacillus megaterium* ATCC 6748. *Agric Eng Int CIGR J.* <https://cigrjournal.org/index.php/Ejournal/article/view/1216>

- Chanprateep, S., (2010). Current trends in biodegradable polyhydroxyalkanoates. *Journal of Bioscience and Bioengineering* VOL. 110 No. 6, 621–632.
- Chen, G.-Q., Wu, Q. (2005). The application of polyhydroxyalkanoates as tissue engineering materials. *Biomaterials*, 26(33) pp. 6565–6578.
- Chinaglia, S., Tosin, M., Degli-Innocenti, F. (2018). Biodegradation rate of biodegradable plastics at molecular level. *Polymer Degradation and Stability*, 147(October 2017) pp. 237–244.
- Cieślik, B.M., Namieśnik, J., Konieczka, P., (2015). Review of sewage sludge management: standards, regulations and analytical methods. *Journal of Cleaner Production* 90, 1-15.
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., Galloway, T.S. (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Marine Pollution Bulletin* 62, 2588-2597.
- Coles, R., Kay, M., Song, J., (2011). Bioplastics. Chapter 11. Food and Beverage Packaging Technology, Second Edition, edited by Richard Coles and Mark Kirwan. DOI: 10.1002/9781444392180.ch11
- Coppola, G., Gaudio, M.T., Lopresto, C.G., Calabro, V., Curcio, S., Chakraborty, S. (2021). Bioplastic from Renewable Biomass: A Facile Solution for a Greener Environment. *Earth Syst Environ* 5, 231–251. <https://doi.org/10.1007/s41748-021-00208-7>
- Cristóbal, J., Matos C. T., Aurambout J.-P., Manfredi, S., Kavalov B. (2016). Environmental sustainability assessment of bioeconomy value chains. *Biomass and Bioenergy* 89 159-171.
- Dawes, E. (1988). 'Polyhydroxybutyrate: an intriguing biopolymer.' *Bioscience reports*, 8(6) pp. 537–547.
- DEFRA (2012). Waste water treatment in the United Kingdom – 2012, Implementation of the European Union Urban Waste Water Treatment Directive – 91/271/EEC. Department for Environment, Food and Rural Affairs, London.
- Dietrich, K., Dumont, M. J., Del Rio, L. F., Orsat, V. (2017). Producing PHAs in the bioeconomy — Towards a sustainable bioplastic. *Sustainable Production and Consumption*, 9(August 2016), 58–70. <https://doi.org/10.1016/j.spc.2016.09.001>
- Dilkes-Hoffman, L. S., Pratt, S., Lant, P. A., Laycock, B. (2019). 'The Role of Biodegradable Plastic in Solving Plastic Solid Waste Accumulation.' In *Plastics toEnergy*, (pp. 469–505). William Andrew Publishing.

- Dris, R., Gasperi, J., Mirande, C., Mandin, C., Guerrouache, M., Langlois, V., Tassin, B. (2017). A first overview of textile fibers, including microplastics, in indoor and outdoor environments. *Environmental Pollution* 221, 453-458.
- Dris, R., Gasperi, J., Rocher, V., Saad, M., Renault, N., Tassin, B. (2015a). Microplastic contamination in an urban area: a case study in Greater Paris. *Environmental Chemistry* 12, 592.
- Dris, R., Gasperi, J., Saad, M., Mirande, C., Tassin, B. (2016). Synthetic fibers in atmospheric fallout: A source of microplastics in the environment? *Marine Pollution Bulletin* 104, 290-293.
- Dris, R., Imhof, H., Sanchez, W., Gasperi, J., Galgani, F., Tassin, B., Laforsch, C. (2015). Beyond the ocean: contamination of freshwater ecosystems with (micro-) plastic particles. *Environmental Chemistry* 12, 539-550.
- Dris, R., Imhof, H., Sanchez, W., Gasperi, J., Galgani, F., Tassin, B., Laforsch, C. (2015b). Beyond the ocean: contamination of freshwater ecosystems with (micro-) plastic particles. *Environmental Chemistry* 12, 539-550.
- Duis, K., Coors, A. (2016). Microplastics in the aquatic and terrestrial environment: sources (with a specific focus on personal care products), fate and effects. *Environ Sci Eur* 28,2.
- Dumichen, E., Barthel, A.K., Braun, U., Bannick, C.G., Brand, K., Jekel, M., Senz, R. (2015). Analysis of polyethylene microplastics in environmental samples, using a thermal decomposition method. *Water Research* 85, 451-457.
- Duncan, E.M., Broderick, A.C., Fuller, W.J., Galloway, T.S., Godfrey, M.H., Hamann, M., Limpus, C.J., Lindeque, P.K., Mayes, A.G., Omeyer, L.C. (2019). Microplastic ingestion ubiquitous in marine turtles. *Global Change Biology* 25, 744-752.
- Emadian, S. M., Onay, T. T., Demirel, B. (2017). Biodegradation of bioplastics in natural environments. *Waste Management*, 59 pp. 526–536.
- European Bioplastics (2018). Report: bioplastics market data 2018. https://www.europeanbioplastics.org/wp-content/uploads/2016/02/Report_Bioplastics-Market-Data_2018.pdf
- European Bioplastics (2019). <https://www.european-bioplastics.org/bioplastics/>
- European Commission (2012). Innovating for Sustainable Growth: a bioeconomy for Europe. DOI: 10.2777/6462.

- European Commission (2015). Closing the loop - An EU action plan for the Circular Economy. https://eurlex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:8a8ef5e8-99a0-11e5-b3b7-01aa75ed71a1.0012.02/DOC_1&format=PDF
- European Commission (2018). Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions: A European Strategy for Plastics in a Circular Economy. *COM(2018) 28 Final, SWD(2018)(1), 1–18.* <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b02368>
- European Commission (2019). A circular economy for plastics – Insights from research and innovation to inform policy and funding decisions. In *European Commission*. <https://doi.org/10.2777/269031>.
- Feldman, D. (2002). Polymer weathering: photo-oxidation. *J. Polym. Environ.* 10, 163–173
- Fischer, E.K., Paglialonga, L., Czech, E., Tamminga, M. (2016). Microplastic pollution in lakes and lake shoreline sediments - A case study on Lake Bolsena and Lake Chiusi (central Italy). *Environmental Pollution* 213, 648-657.
- Funabashi, M., Ninomiya, F., Kunioka, M. (2007). Biodegradation of polycaprolactone powders proposed as reference test materials for international standard of biodegradation evaluation method. *Journal of Polymers and the Environment*, 15(1) pp.7–17.
- Gall, S.C., Thompson, R.C. (2015). The impact of debris on marine life. *Marine Pollution Bulletin* 92, 170-179.
- Geyer, R., Jambeck, J. R., Law, K. L. (2017). *Production, use, and fate of all plastics ever made.* *Science Advances* 3 (7): e1700782. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>.
- Ghaffar, I., Rashid, M., Akmal, M., Hussain, A. (2022). Plastics in the environment as potential threat to life: an overview. *Environ Sci. Pollut. Res. Int.* 29 (38): 56928–56947. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-21542-x>.
- Gholami, A., Mohkam, M., Rasoul-Amini, S., Ghasemi, Y. (2016). Industrial production of polyhydroxyalkanoates by bacteria: opportunities and challenges: *Minerva Biotechnologica* 28 (1), 59–74.

- Gigault, J., Halle, A., Baudrimont, M., Pascal, P-Y, Gauffre, F., Phi, T-L, El Hadri, H., Grassl, B., Reynaud, S. (2018). Current opinion: What is a nanoplastic? *Environmental Pollution* 235, 1030-1034.
- Gironi, F., Piemonte, V. (2011). Bioplastics and Petroleum-based Plastics: Strengths and Weaknesses. *Energy Sources. Part A: Recovery.* 1949-1959. 10.1080/15567030903436830.
- Global Bioeconomy Summit (2018). *Innovation in the Global Bioeconomy for Sustainable and Inclusive Transformation and Wellbeing*. https://gbs2018.com/fileadmin/gbs2018/Downloads/GBS_2018_Communique.pdf
- Goldstein, M.C., Goodwin, D.S. (2013). Gooseneck barnacles (*Lepas* spp.) ingest microplastic debris in the North Pacific Subtropical Gyre. *PeerJ*, e184.
- Gómez, E. F., Michel, F. C. (2013). Biodegradability of conventional and bio-based plastics and natural fiber composites during composting, anaerobic digestion and long-term soil incubation. *Polym. Degrad. Stab.* 98, 2583–2591. doi: 10.1016/j.polymdegradstab.2013.09.018
- Gouin, T., Roche, N., Lohmann, R., Hodges, G. (2011). A Thermodynamic Approach for Assessing the Environmental Exposure of Chemicals Absorbed to Microplastic. *Environmental Science & Technology* 45, 1466-1472.
- Grigorakis, S., Drouillard, K.G. (2018). Effect of Microplastic Amendment to Food on Diet Assimilation Efficiencies of PCBs by Fish. *Environmental Science & Technology* 52, 10796-10802.
- Gross, R.A., Kalra, B. (2002). Biodegradable polymers for the environment, *Science* 297(80-) (2002) 803–807.
- Habib, D., Locke, D.C., Cannone, L.J. (1996). Synthetic Fibers as Indicators of Municipal Sewage Sludge, Sludge Products, and Sewage Treatment Plant Effluents. *Water, Air, and Soil Pollution* 103, 1-8.
- Hamad, K., Ayyoob, M., Joo, J., Deri, F. (2018). Polylactic acid blends: The future of green, light and tough. *Progress in Polymer Science.* 85. 10.1016/j.progpolymsci.2018.07.001.
- Harding, K. G., Dennis, J. S., von Blottnitz, H., Harrison, S. T. L. (2007). Environmental analysis of plastic production processes: Comparing petroleum-based

- polypropylene and polyethylene with biologically-based poly- β -hydroxybutyric acid using life cycle analysis. *Journal of Biotechnology*, 130(1), 57–66. <https://doi.org/10.1016/j.jbiotec.2007.02.012>
- Henderson, L., Green, C. (2020). Making sense of microplastics? Public understandings of plastic pollution. *Marine Pollution Bulletin* 152, 110908.
- Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R.C., Thiel, M. (2012). Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification. *Environmental Science and Technology* 46, 3060-3075.
- Holmes LA, Turner A., Thompson R.C. (2012). Adsorption of trace metals to plastic resin pellets in the marine environment. *Environmental Pollution*; 160: 42-48. doi:10.1016/j.envpol.2011.08.052.
- Hoornweg, D., Bhada-Tata, P., Kennedy, C. (2013). Environment: Waste production must peak this century. *Nature News* 502, 615.
- Hopewell J., Dvorak, R., Kosior, E. (2009). Plastics recycling: challenges and opportunities. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci.*364(1526):2115-26. doi: 10.1098/rstb.2008.0311. PMID: 19528059; PMCID: PMC2873020.
- Horton, A.A., Svendsen, C., Williams, R.J., Spurgeon, D.J., Lahive, E. (2016). Large microplastic particles in sediments of tributaries of the River Thames, UK - Abundance, sources and methods for effective quantification. *Marine Pollution Bulletin*, In press.
- Huang, J., Nkrumah, P.N., Li, Y., Appiah-Sefah, G. (2013). Chemical behavior of phthalates under abiotic conditions in landfills, *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* Volume 224. Springer, pp. 39-52.
- Huang, J.-C., Shetty, A.S., Wang, M.-S. (1990), Biodegradable plastics: A review. *Adv. Polym. Technol.*, 10: 23-30. <https://doi.org/10.1002/adv.1990.060100103>
- Hurley, R., Woodward, J., Rothwell, J.J. (2018). Microplastic contamination of river-beds significantly reduced by catchment-wide flooding. *Nature Geoscience* 11, 251.
- Imhof, H.K., Ivleva, N.P., Schmid, J., Niessner, R., Laforsch, C. (2013). Contamination of beach sediments of a subalpine lake with microplastic particles. *Current Biology* 23, R867-868.
- Imre, B., Pukánszky, B. (2013). Compatibilization in bio-based and biodegradable polymer blends. *EurPolym J* 49:1215-1233.

- Intergovernmental Panel on Climate Change. (2018). Global Warming of 1.5o C. *Intergovernmental Panel on Climate Change*. [online] available at <https://www.ipcc.ch/sr15/>
- Ivleva, N.P., Wiesheu, A.C., Niessner, R. (2016). Microplastic in Aquatic Ecosystems. *AngewChem Int Ed Engl*.
- Jambeck, J., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T.R., Perryman, M., Andrady, A.L., Narayan, R., Law, K.L. (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science* 347, 768-771.
- Jamieson, A.J., Brooks, L., Reid, W.D., Piertney, S., Narayanaswamy, B.E., Linley, T. (2019) Microplastics and synthetic particles ingested by deep-sea amphipods in six of the deepest marine ecosystems on Earth. *Royal Society Open Science* 6, 180667.
- Jarvie, H.P., Al-Obaidi, H., King, S.M., Bowes, M.J., Lawrence, M.J., Drake, A.F., Green, M.A., Dobson, P.J. (2009). Fate of Silica Nanoparticles in Simulated Primary Wastewater Treatment. *Environmental Science & Technology* 43, 8622-8628.
- Jeong, C.B., Kang, H.M., Lee, M.C., Kim, D.H., Han, J., Hwang, D.S., Souissi, S., Lee, S.J., Shin, K.H., Park, H.G., Lee, J.S. (2017). Adverse effects of microplastics and oxidative stress-induced MAPK/Nrf2 pathway-mediated defense mechanisms in the marine copepod *Paracyclops nana*. *Sci Rep* 7, 41323. <https://doi.org/10.1038/srep41323>
- Johnson, A.C., Bowes, M.J., Crossley, A., Jarvie, H.P., Jurkschat, K., Jurgens, M.D., Lawlor, A.J., Park, B., Rowland, P., Spurgeon, D., Svendsen, C., Thompson, I.P., Barnes, R.J., Williams, R.J., Xu, N. (2011). An assessment of the fate, behaviour and environmental risk associated with sunscreen TiO₂ nanoparticles in UK field scenarios. *Science of the Total Environment* 409, 2503-2510.
- Karamanlioglu, M., Preziosi, R., Robson, G.D. (2017). Abiotic and biotic environmental degradation of the bioplastic polymer poly(lactic acid): A review. *Polymer Degradation and Stability*. 137. 10.1016/j.polymdegradstab.2017.01.009.
- Kasirajan, S., Ngouajio, M. (2012). Polyethylene and biodegradable mulches for agricultural applications: a review. *Agronomy for Sustainable Development* 32, 501-529.

- Kim, H. S., Yang, H. S., Kim, H. J. (2005). Biodegradability and mechanical properties of agro-flour-filled polybutylene succinate biocomposites. *Journal of Applied Polymer Science*, 97(4) pp. 1513–1521.
- Klein, S., Worch, E., Knepper, T.P. (2015). Occurrence and Spatial Distribution of Microplastics in River Shore Sediments of the Rhine-Main Area in Germany. *Environmental Science & Technology* 49, 6070-6076.
- Koelmans, A.A., Bakir, A., Burton, G.A., Janssen, C.R. (2016). Microplastic as a Vector for Chemicals in the Aquatic Environment: Critical Review and Model-Supported Reinterpretation of Empirical Studies. *Environmental Science & Technology* 50, 3315- 3326.
- Krasowska, K., Heimowska, A., Morawska, M. (2016) 'Environmental degradability of polycaprolactone under natural conditions.' In *E3S Web of Conferences*, (Vol. 10, p. 00048). EDP Sciences.
- Krzan, A., Hemjinda, S., Miertus, S., Corti, A., Chiellini, E. (2006) 'Standardization and certification in the area of environmentally degradable plastics.' *Polymer Degradation and Stability*, 91(12) pp. 2819–2833.
- Kuhn, S., van Franeker, J.A. (2020). Quantitative overview of marine debris ingested by marine megafauna. *Marine Pollution Bulletin* 151.
- Kumar, S., Maiti, P. (2016) 'Controlled biodegradation of polymers using nanoparticles and its application.' *RSC Advances*, 6(72) pp. 67449–67480.
- Laglbauer, B.J., Franco-Santos, R.M., Andreu-Cazenave, M., Brunelli, L., Papadatou, M., Palatinus, A., Grego, M., Deprez, T. (2014). Macrodebris and microplastics from beaches in Slovenia. *Marine Pollution Bulletin* 89, 356-366.
- Lapointe, M., Farner, J.M., Hernandez, L.M., Tufenkji, N. (2020). Understanding and improving microplastics removal during water treatment: Impact of coagulation and flocculation. *Environ. Sci. Technol.* <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c00712>.
- Laufer, E.B. (1947) Plastics come of age. *The Analysts Journal* 3, 32-42.
- Laycock, B., Nikolić, M., Colwell, J. M., Gauthier, E., Halley, P., Bottle, S., George, G. (2017) Lifetime prediction of biodegradable polymers. *Progress in Polymer Science*, 71, August, pp. 144–189.

- Lebreton, L., Andrady, A. (2019). Future scenarios of global plastic waste generation and disposal. *Palgrave Communications* 5:6 | <https://doi.org/10.1057/s41599-018-0212-7> | www.nature.com/palcomms
- Lebreton, L.C.M., van der Zwet, J., Damsteeg, J.-W., Slat, B., Andrady, A., Reisser, J. (2017). River plastic emissions to the world's oceans. *Nature Communications* 8, 15611.
- Leja, K., Lewandowicz, G. (2010) 'Polymer Biodegradation and Biodegradable Polymers – a Review.' *Polish J. of Environ. Stud*, 19(November 2009) pp. 255–266.
- Li, W.C., Tse, H.F., Fok, L. (2016). Plastic waste in the marine environment: A review of sources, occurrence and effects. *Science of the Total Environment* 566–567 (2016) 333–349
- Lithner, D., Larsson, A., Dave, G. (2011). Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition. *Science of the Total Environment* 409, 3309-3324.
- Lithner, D., Damberg, J., Dave, G., Larsson, K. (2009). Leachates from plastic consumer products - screening for toxicity with *Daphnia magna*. *Chemosphere* 74, 1195-1200.
- Löder, M.G.L., Gerdt, G. (2015). Methodology Used for the Detection and Identification of Microplastics—A Critical Appraisal. In: *Marine Anthropogenic Litter* (eds. Bargeman, M., Gutow, G. and Klages, M.). Heidelberg, Germany, Springer Open, pp.201-227. DOI:0.1007/978-3-319-16510-3_8
- Lu, Y., Zhang, Y., Deng, Y., Jiang, W., Zhao, Y., Geng, J., Ding, L., Ren, H. (2016) Uptake and accumulation of polystyrene microplastics in zebrafish (*Danio rerio*) and toxic effects in liver. *Environmental Science and Technology* 50, 4054-4060.
- Lusher, A.L., Burke, A., O'Connor, I., Officer, R. (2014). Microplastic pollution in the Northeast Atlantic Ocean: validated and opportunistic sampling. *Marine Pollution Bulletin* 88, 325-333.
- Lusher, A.L., McHugh, M., Thompson, R.C. (2013). Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel. *Marine Pollution Bulletin* 67, 94-99.
- Luyt, A. S., Malik, S. S. (2019). Can Biodegradable Plastics Solve Plastic Solid Waste Accumulation? In *Plastics to Energy*, (pp. 403–423). Willism Andrew Publishing.

- Magnusson, K., Norén, F. (2014). Screening of microplastic particles in and down-stream a wastewater treatment plant. IVL Swedish Environmental Research Institute, C 55.
- Majewsky, M., Bitter, H., Eiche, E., Horn, H. (2016). Determination of microplastic polyethylene (PE) and polypropylene (PP) in environmental samples using thermal analysis (TGA-DSC). *Science of the Total Environment* 568, 507-511.
- Mangaraj, S., Goswami, T. K. (2011). Measurement and Modeling of Respiration Rate of Guava (CV. Baruipur) for Modified Atmosphere Packaging. *International Journal of Food Properties*, 14(3) pp. 609–628.
- Mangaraj, S., Yadav, A., Bal, L. M., Dash, S. K., Mahanti, N. K. (2018). Application of Biodegradable Polymers in Food Packaging Industry: A Comprehensive Review. *Journal of Packaging Technology and Research*, pp 1-20.
- Mani, T., Hauk, A., Walter, U., Burkhardt-Holm, P. (2015). Microplastics profile along the Rhine River. *Scientific Reports* 5, 17988.
- Mannina, G., Presti, D., Montiel-Jarillo, G., Suárez-Ojeda, M. E. (2019). Bioplastic recovery from wastewater: A new protocol for polyhydroxyalkanoates (PHA) extraction from mixed microbial cultures. *Bioresource Technology*, 282(January), 361–369. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.03.037>
- Mathalon, A., Hill, P. (2014). Microplastic fibers in the intertidal ecosystem surrounding Halifax Harbor, Nova Scotia. *Marine Pollution Bulletin* 81, 69-79.
- Mintenig, S.M., Int-Veen, I., Loder, M.G., Primpke, S., Gerdts, G. (2017). Identification of microplastic in effluents of waste water treatment plants using focal plane array-based micro-Fourier-transform infrared imaging. *Water Research* 108, 365-372.
- Moshood, T.D., Nawanir, G., Mahmud, F., Mohamad, F., Ahmad, M.H., Abdu Ghani, A. (2021). Expanding policy for biodegradable plastic products and market dynamics of bio-based plastics: challenges and opportunities, *Sustainability* 13. <https://doi.org/10.3390/su13116170>.
- Murphy, F., Ewins, C., Carbonnier, F., Quinn, B. (2016). Wastewater Treatment Works(WwTW) as a Source of Microplastics in the Aquatic Environment. *Environmental Science & Technology* 50, 5800-5808.
- Nair, L. S., Laurencin, C. T. (2007) 'Biodegradable polymers as biomaterials.' *Progress in Polymer Science*, 32(8–9) pp. 762–798.

- Naka, K. (2015) Monomers, Oligomers, Polymers, and Macromolecules (Overview). In 'Encyclopedia of Polymeric Nanomaterials.' (Eds S Kobayashi, K Mullen.) pp. 1295-1300. (Springer Berlin Heidelberg: Berlin, Heidelberg).
- Nampoothiri, K.M., Nair, N.R., John, R.P. (2010). An overview of the recent developments in polylactide (PLA) research. *Bioresource technology*, 101(22) pp. 8493–501.
- Nizzetto, L., Futter, M., Langaas, S. (2016b). Are Agricultural Soils Dumps for Microplastics of Urban Origin? ACS Publications, pp. 10777-10779.
- OECD, (2019). Policy Initiatives for Health and the Bioeconomy. <https://doi.org/10.1787/9d98177b-en>
- Pedà, C., Caccamo, L., Fossi, M.C., Gai, F., Andaloro, F., Genovese, L., Perdichizzi, A., Romeo, T., Maricchiolo, G. (2016). Intestinal alterations in European sea bass *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758) exposed to microplastics: Preliminary results. *Environmental Pollution* 212, 251-256.
- Peng, X., Chen, M., Chen, S., Dasgupta, S., Xu, H., Ta, K., Du, M., Li, J., Guo, Z., Bai, S. (2018). Microplastics contaminate the deepest part of the world's ocean. *Geochemical Perspectives, Letters*.
- Plastics Europe. (2019). Plastics – The Facts 2019: Plastics Europe. [https://www.plasticseurope.org/application/files/9715/7129/9584/FINAL_web version Plastics the facts2019 14102019.pdf](https://www.plasticseurope.org/application/files/9715/7129/9584/FINAL_web_version_Plastics_the_facts2019_14102019.pdf)
- Provencher, J.F., Bond, A.L., Avery-Gomm, S., Borrelle, S.B., Rebolledo, E.L.B., Hammer, S., Kuhn, S., Lavers, J.L., Mallory, M.L., Trevail, A., van Franeker, J.A. (2017). Quantifying ingested debris in marine megafauna: a review and recommendations for standardization. *Analytical Methods* 9, 1454-1469.
- Provencher, J.F., Vermaire, J.C., Avery-Gomm, S., Braune, B.M., Mallory, M.L. (2018). Garbage in guano? Microplastic debris found in faecal precursors of seabirds known to ingest plastics. *Science of the Total Environment* 644, 1477-1484.
- Qi, X., Ren, Y., Wang, X. (2017). New advances in the biodegradation of Poly(lactic) acid. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 117, pp. 215–223.
- Queiroz, A. U. B., Collares-Queiroz F. P. (2009). Innovation and Industrial Trends in Bioplastics. *Journal of Macromolecular Science R, Part C: Polymer Reviews*, 49:65–78.

- Reddy, C. S. K., Ghai, R., Rashmi, Kalia, V. C. (2003). Polyhydroxyalkanoates: An overview. *Bioresource Technology*, 87(2) pp. 137–146.
- Rillig, M.C. (2012). Microplastic in terrestrial ecosystems and the soil? *Environmental Science and Technology* 46, 6453-6454.
- Rochman, C.M. (2015). The Complex Mixture, Fate and Toxicity of Chemicals Associated with Plastic Debris in the Marine Environment. In 'Marine Anthropogenic Litter.' (Eds M Bergmann, L Gutow, M Klages.) pp. 117-140. (Springer International Publishing: Cham)
- Rochman, C.M., Hoh, E., Kurobe, T., Teh, S.J. (2013a). Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. *Scientific Reports* 3, 3263.
- Rochman, C.M., Browne, M.A., Halpern, B.S., Hentschel, B.T., Hoh, E., Karapanagioti, H.K., Rios-Mendoza, L.M., Takada, H., Teh, S., Thompson, R.C. (2013). Classify plastic waste as hazardous. *Nature* 494, 169.
- Rostkowski, K. H., Criddle, C. S., Lepech, M. D. (2012). *Cradle-to-Gate Life Cycle Assessment for a Cradle-to-Cradle Cycle: Biogas-to-Bioplastic (and Back)*.
- Rujnić-Sokele, M., Pilipović, A. (2017). Challenges and opportunities of biodegradable plastics: A mini review. *Waste Management and Research*, 35(2) pp. 132–140.
- Sabev, H., Barratt, S., Greenhalgh, M., Handley, P., Robson, G. (2006). Biodegradation and biodeterioration of man-made polymeric materials. In G. Gadd (Ed.), *Fungi in Biogeochemical Cycles* (British Mycological Society Symposia, pp. 212–235). Cambridge: Cambridge University Press.
- Sanchez, W., Bender, C., Porcher, J.M. (2014). Wild gudgeons (*Gobio gobio*) from French rivers are contaminated by microplastics: preliminary study and first evidence. *Environmental Research* 128, 98-100.
- Scarascia-Mugnozza, G., Sica, C., Russo, G. (2012). Plastic materials in European agriculture: actual use and perspectives. *Journal of Agricultural Engineering* 42, 15-28.
- Setälä, O., Fleming-Lehtinen, V., Lehtiniemi, M. (2014). Ingestion and transfer of microplastics in the planktonic food web. *Environmental Pollution* 185, 77-83.

- Sgier, L., Freimann, R., Zupanic, A., Kroll, A. (2016). Flow cytometry combined with viSNE for the analysis of microbial biofilms and detection of microplastics. *Nature Communications* 7, 11587
- Shah, A. A., Hasan, F., Hameed, A., Ahmed, S. (2008). Biological degradation of plastics: A comprehensive review. *Biotechnology Advances*, 26(3) pp. 246–265.
- Shimao, M. (2001). Biodegradation of plastics. *Current Opinion in Biotechnology*, 12(3) pp. 242–247.
- Shogren, R., Wood, D., Orts, W., Glenn, G. (2019). Plant-based materials and transitioning to a circular economy. *Sustainable Production and Consumption* 19 (2019) 194–215.
- Sin, L. T., Rahmat, A. R., Rahman, W. A. W. A. (2013). Applications of Poly(lactic Acid). *Handbook of Biopolymers and Biodegradable Plastics: Properties, Processing and Applications*, pp.55-69. S. *Ebnesajjad (Ed.), William Andrew Publishing, Boston.*
- 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 of London. Series B, Biological sciences*, 364(1526) pp. 2127–2139.
- Song, Y.K., Hong, S.H., Jang, M., Kang, J.H., Kwon, O.Y., Han, G.M., Shim, W.J. (2014). Large accumulation of micro-sized synthetic polymer particles in the sea surface microlayer. *Environmental Science & Technology* 48, 9014-9021.
- Statista (2019). <https://www.statista.com/statistics/282732/global-production-of-plastics-since-1950/>
- Steer, M., Cole, M., Thompson, R.C., Lindeque, P.K. (2017). Microplastic ingestion in fish larvae in the western English Channel. *Environmental Pollution* 226, 250-259.
- Steven, S., Octiano, I., Mardiyati, Y. (2020). Cladophora algae cellulose and starch-based bio-composite as an alternative for environmentally friendly packaging material, in: *AIP Conf. Proc.*, AIP Publishing LLC, 2020, p. 40006.
- Stock, F., Kochleus, C., Bänisch-Baltruschat, B., Brennholt, N., Reifferscheid, G. (2019). Sampling techniques and preparation methods for microplastic analyses in the aquatic environment – A review. *TrAC Trends in Analytical Chemistry* 113, 84-92.

- Swain, S. K., Pattanayak, A. J., Sahoo, A. P. (2018). Functional Biopolymer Composites. *In Functional Biopolymers*, (pp. 159-182). Springer, Cham.
- Talvitie, J., Mikola, A., Setälä, O., Heinonen, M., Koistinen, A. (2017). How well is microliter purified from wastewater? - A detailed study on the stepwise removal of microlitter in a tertiary level wastewater treatment plant. *Water Research* 109, 164-172.
- 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., Akkavong, K., Ogata, Y., Hirai, H., Iwasa, S., Mizukawa, K., Hagino, Y., Imamura, A., Saha, M., Takada, H. (2009). Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 364, 2027-2045.
- Thompson, R. C., Moore, C. J., Saal, F. S. V., Swan, S. H. (2009a). Plastics, the environment and human health: Current consensus and future trends. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526) pp. 2153–2166.
- Thompson, R.C. (2015) Microplastics in the marine environment: Sources, consequences and solutions. In 'Marine Anthropogenic Litter.' (Eds M Bergmann, L Gutow, M Klages.) pp.185-200. (Springer International Publishing: Cham)
- Tokiwa, Y., Calabia, B. P., Ugwu, C. U., Aiba, S. (2009). Biodegradability of plastics. *International Journal of Molecular Sciences*, 10(9) pp. 3722–3742.
- Varžinskas, V., & Markevičiūtė, Z. (2020). Sustainable food packaging: Materials and waste management solutions. *Environmental Research, Engineering and Management*, 76(3), 154–164. <https://doi.org/10.5755/j01.arem.76.3.27511>
- Wang, J., Li, Y., Lu, L., Zheng, M., Zhang, X., Tian, H., Wang, W., Ru, S. (2019). Polystyrene microplastics cause tissue damages, sex-specific reproductive disruption and transgenerational effects in marine medaka (*Oryzias melastigma*). *Environmental Pollution* 254, 113024.
- Wang, J., Tan, Z., Peng, J., Qiu, Q., Li, M. (2016). The behaviours of microplastics in the marine environment, *Mar. Environ. Res.* 113 (2016) 7–17.

- Waring, R.H., Harris, R.M., Mitchell, S.C. (2018). Plastic contamination of the food chain: A threat to human health? *Maturitas* 115 (2018) 64–68.
- Waters, C.N., Zalasiewicz, J., Summerhayes, C., Barnosky, A.D., Poirier, C., Gałuszka, A., Cearreta, A., Edgeworth, M., Ellis, E.C., Ellis, M., Jeandel, C., Leinfelder, R., McNeill, J.R., Richter, D., Steffen, W., Syvitski, J., Vidas, D., Wagreich, M., Williams, M., Zhisheng, A., Grinevald, J., Odada, E., Oreskes, N., Wolfe, A.P. (2016). The Anthropocene is functionally and stratigraphically distinct from the Holocene. *Science* 351.
- Wesolowski, R.A., Wesolowski, A.P., Petrova, R.S. (2020). Pros and Cons of Plastics. In 'The World of Materials.' pp. 85-115. (Springer)
- Westerhoff, P., Song, G., Hristovski, K., Kiser, M.A. (2011). Occurrence and removal of titanium at full scale wastewater treatment plants: implications for TiO₂ nanomaterials. *Journal of Environmental Monitoring* 13, 1195-1203.
- Wiedmann, T., Minx, J. (2007). *A Definition of 'Carbon Footprint'*, Durham: ISA UK Research & Consulting.
- Willén, A., Junestedt, C., Rodhe, L., Pell, M., Jönsson, H. (2016). Sewage sludge as fertiliser – environmental assessment of storage and land application options. *Water Science and Technology* In press.
- Williams, S. F., Martin, D. P., Horowitz, D. M., Peoples, O. P. (1999). PHA applications: addressing the price performance issue I. Tissue engineering. *International Journal of Biological Macromolecules* 25 (1999) 111–121.
- Windsor, F.M., Durance, I., Horton, A.A., Thompson, R.C., Tyler, C.R., Ormerod, S.J. (2019a). A catchment-scale perspective of plastic pollution. *Global Change Biology* 25, 1207-1221.
- Windsor, F.M., Tilley, R.M., Tyler, C.R., Ormerod, S.J. (2019b). Microplastic ingestion by riverine macroinvertebrates. *Science of the Total Environment* 646, 68-74.
- Woodruff, M. A., Hutmacher, D. W. (2010). The return of a forgotten polymer - Polycaprolactone in the 21st century. *Progress in Polymer Science*, 35(10) pp. 1217–1256.
- Worm, B., Lotze, H.K., Jubinville, I., Wilcox, C., Jambeck, J. (2017). Plastic as a persistent marine pollutant. *Annual Review of Environment and Resources* 42, 1-26.

- Wright, S.L., Thompson, R.C., Galloway, T.S. (2013b). The physical impacts of microplastics on marine organisms: a review. *Environmental Pollution* 178, 483-492.
- Xu, J., Guo, B.-H. (2010). Microbial Succinic Acid, Its Polymer Poly(butylene succinate), and Applications. In *Plastics from Bacteria*, (pp. 347-388). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Yang, J., Ching, Y.C., Chuah, C.H. (2019). Applications of lignocellulosic fibres and lignin in bioplastics: a review, *Polymers (Basel)* 11, 751.
- Yonkos, L.T., Friedel, E.A., Perez-Reyes, A.C., Ghosal, S., Arthur, C.D. (2014). Microplastics in four estuarine rivers in the Chesapeake Bay, U.S.A. *Environmental Science & Technology* 48, 14195-14202.
- Zhang, Y., Wei, J., Zhu, Y., George-Ufot, G. (2020). Untangling the relationship between corporate environmental performance and corporate financial performance: the double-edged moderating effects of environmental uncertainty, *J. Clean. Prod.* 263. 121584.
- Zhu, Z.-l., Wang, S.-c., Zhao, F.-f., Wang, S.-g., Liu, F.-f., Liu, G.-z. (2019). Joint toxicity of microplastics with triclosan to marine microalgae *Skeletonema costatum*. *Environmental Pollution* 246, 509-517.
- Zubris, K.A., Richards, B.K. (2005). Synthetic fibers as an indicator of land application of sludge. *Environmental Pollution* 138, 201-211.
- Zylstra, E.R. (2013). Accumulation of wind-dispersed trash in desert environments. *Journal of Arid Environments* 89, 13-15.