

T.C.
SAKARYA ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**BİYOBOZUNUR VE KONVANSİYONEL PLASTİKLERİN
ÇEVRESEL BOZUNMASININ MİKROSKOBİK VE
ENSTRUMENTAL TEKNİKLER İLE İNCELENMESİ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Şevval ÜRKMEZ

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

EYLÜL 2023

T.C.
SAKARYA ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**BİYOBOZUNUR VE KONVANSİYONEL PLASTİKLERİN
ÇEVRESEL BOZUNMASININ MİKROSKOBİK VE
ENSTRUMENTAL TEKNİKLER İLE İNCELENMESİ**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Şevval ÜRKMEZ

Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Tez Danışmanı: Doç. Dr. Meral YURTSEVER

EYLÜL 2023

Şevval ÜRKMEZ tarafından hazırlanan “BİYOBOZUNUR VE KONVANSİYONEL PLASTİKLERİN ÇEVRESEL BOZUNMASININ MİKROSKOBİK VE ENSTRUMENTAL TEKNİKLER İLE İNCELENMESİ” adlı tez çalışması 29.09.2023 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından oy birliği/oy çokluğu ile Sakarya Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı Yüksek Lisans tezi olarak kabul edilmiştir.

Tez Jürisi

Jüri Başkanı : **Doç. Dr. Meral YURTSEVER (Danışman)**
Sakarya Üniversitesi

Jüri Üyesi : **Prof. Dr. Nurtaç ÖZ**
Sakarya Üniversitesi

Jüri Üyesi : **Prof. Dr. Hüseyin ÜNAL**
Sakarya Uygulamalı Bilimler Üniversitesi

ETİK İLKE VE KURALLARA UYGUNLUK BEYANNAMESİ

Sakarya Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Lisansüstü Eğitim-Öğretim Yönetmeliğine ve Yükseköğretim Kurumları Bilimsel Araştırma ve Yayın Etiği Yönergesine uygun olarak hazırlamış olduğum “BİYOBOZUNUR VE KONVANSİYONEL PLASTİKLERİN ÇEVRESEL BOZUNMASININ MİKROSKOBİK VE ENSTRUMENTAL TEKNİKLER İLE İNCELENMESİ” başlıklı tezin bana ait, özgün bir çalışma olduğunu; çalışmamın tüm aşamalarında yukarıda belirtilen yönetmelik ve yönergeye uygun davrandığımı, tezin içerdiği yenilik ve sonuçları başka bir yerden almadığımı, tezde kullandığım eserleri usulüne göre kaynak olarak gösterdiğimi, bu tezi başka bir bilim kuruluna akademik amaç ve unvan almak amacıyla vermediğimi ve 20.04.2016 tarihli Resmi Gazete’de yayımlanan Lisansüstü Eğitim ve Öğretim Yönetmeliğinin 9/2 ve 22/2 maddeleri gereğince Sakarya Üniversitesi’nin abonesi olduğu intihal yazılım programı kullanılarak Enstitü tarafından belirlenmiş ölçütlere uygun rapor alındığını, çalışmamla ilgili yaptığım bu beyana aykırı bir durumun ortaya çıkması halinde doğabilecek her türlü hukuki sorumluluğu kabul ettiğimi beyan ederim.

(29/09/2023)

Şevval Ürkmez

TEŞEKKÜR

Yüksek lisans eğitimim boyunca değerli bilgi ve deneyimlerinden yararlandığım, her konuda bilgi ve desteğini almaktan çekinmediğim, araştırmanın planlanmasından yazılmasına kadar tüm aşamalarında yardımlarını esirgemeyen, teşvik eden, aynı titizlikte beni yönlendiren değerli danışman hocam Doç. Dr. Meral YURTSEVER'e teşekkürlerimi sunarım.

Bu çalışma "Sakarya Üniversitesi Araştırma Geliştirme ve Uygulama Merkezi'nde (SARGEM) gerçekleştirilmiştir. Bu imkanı sağlayan herkese teşekkürlerimi sunarım.

Örnekleme işlemleri ve laboratuvar olanakları konusunda anlayış ve yardımlarını esirgemeyen Sakarya Üniversitesi Bilgisayar Teknolojileri Bölümü Öğr. Gör. Dr. Ulaş YURTSEVER hocama teşekkür ederim.

Eğitim hayatım boyunca ve yüksek lisans tez çalışma sürecimde yanımda olan ve beni destekleyen annem Şenay Ürkmez'e, babam İrfan Ürkmez'e, kardeşim Eslem Ürkmez'e, kuzenim Ayşe Zeynep Ürkmez'e ve motivasyon kaynağım olan biricik kuzenim Ecre Bilgin'e sonsuz teşekkürü borç bilirim.

Laboratuvar çalışmalarımda bana yardımcı olan Yüksek Çevre Mühendisi arkadaşım Ahsen Özer İleri'ye teşekkürlerimi sunarım.

Bu çalışma, bursiyer olarak görev aldığım ve proje yürütücülüğünü Öğr. Gör. Dr. Ulaş YURTSEVER'in yaptığı 220M024 numaralı proje ile TÜBİTAK tarafından desteklenmiştir. Çalışmanın gerçekleşmesinde katkı sağlayan TÜBİTAK'a şükranlarımı sunarım.

Şevval Ürkmez

İÇİNDEKİLER

Sayfa

ETİK İLKE VE KURALLARA UYGUNLUK BEYANNAMESİ	v
TEŞEKKÜR	vii
KISALTMALAR	xi
SİMGELER	xiii
TABLO LİSTESİ	xv
ŞEKİL LİSTESİ	xvii
ÖZET	xix
SUMMARY	xxi
1. GİRİŞ	1
2. KAYNAK ARAŞTIRMASI	5
2.1. Plastiklerin Parçalanmasında Etki Eden Faktörler	5
2.1.1. Fizikokimyasal süreçler	5
2.1.1.1. UV radyasyonu etkisi	5
2.1.1.2. Nem etkisi	12
2.1.1.3. Sıcaklık etkisi	12
2.1.1.4. Tuzluluk etkisi	14
2.1.1.5. Oksijen etkisi	16
2.1.2. Biyolojik süreçler	17
2.1.2.1. Bakteri ve mantar kaynaklı plastik bozunma	19
2.1.2.2. Biyofilm kaynaklı plastik bozunma	20
2.1.2.3. Mikrobiyal kaynaklı plastik bozunma	21
2.1.2.4. Plastiklerin üzerinde mikrobiyal yerleşim ve biyofilm oluşumu	26
2.2. Plastiklerin Parçalanmasını İnceleyen Teknikler Ve Cihazlar	28
2.2.1. Görsel gözlemler	28
2.2.2. Ağırlık kaybı ölçümleri: kalan polimerin belirlenmesi	28
2.2.3. Mekanik özelliklerdeki ve molar kütledeki değişiklikler	29
2.2.4. CO ₂ oluşumu/O ₂ tüketimi	29
2.3. Doğal Ortamda Eskimiş Plastikleri İnceleme Çalışmaları	30
2.4. Laboratuvar Ölçekli Eskitme Çalışmaları	33
3. MATERYAL VE YÖNTEM	37
3.1. Materyal ve Malzeme Temini	37
3.2. Saha Araştırması	37
3.3. Numunelerin Doğal Ortamlara Bırakılması ve İnceleme Teknikleri	38
3.3.1. Numunelerin doğal ortamlara bırakılması	38
3.3.2. Numunelerin muamele sonrası hazırlanması	39
3.3.3. Hazırlanan numunelerin incelenmesi	39
4. ARAŞTIRMA BULGULARI	41
4.1. Plastik Numuneler ve Organizmalara Yaşama Ortamı Olma Süreçleri .	41
4.2. Optik Mikroskop Görüntüleri	42
4.3. SEM Görüntüleri	43
4.4. ATR-FTIR Spektrumundaki Değişimler	43

4.5. Örneklem Yeri ve Doğal Ortam Numunelerinin Korunması	44
5. TARTIŞMA VE SONUÇ.....	51
KAYNAKLAR.....	55
EKLER.....	71
ÖZGEÇMİŞ.....	119

KISALTMALAR

AFM	: Atomik Kuvvet Mikroskobu
ATR-FTIR	: Zayıflatılmış Toplam Yansımali Fourier Dönüşümlü Kızılötesi
AYPE	: Alçak Yoğunluklu Polietilen
CH₄	: Metan
CO₂	: Karbondioksit
DSC	: Diferansiyel Taramalı Kalorimetre
EAB	: Kopma Anındaki Uzama
GC-MS	: Gaz Kromatografisi-Kütle Spektroskopisi
GPC	: Jel Geçirgenlik Kromatografisi
H₂O	: Su
H-NMR	: Nükleer Manyetik Rezonans
HALS	: Engellenmiş Amin Işık Stabilizatörleri
HDPE	: Yüksek Yoğunluklu Polietilen
HT-GPC	: Yüksek Sıcaklık Jel Geçirgenlik Kromatografisi
LDPE	: Düşük Yoğunluklu Polietilen
LLDPE	: Lineer Düşük Yoğunluklu Polietilen
MP	: Mikroplastik
N	: Azot
NP	: Nanoplastik
OXO-PE	: Okso-biyobozunur Polietilen
PE	: Polietilen
PET	: Polietilen Tereftalat
PLA	: Poliaktik Asit
PVC	: Polivinil Klorür
PP	: Polipropilen
PUR	: Poliüretan
TGA	: Termogravimetrik Analiz Cihazı
TS	: Çekme Mukavemeti
SEM	: Taramalı Elektron Mikroskobu
UV	: Ultraviyole

UV-A : Ultraviyole A
UV-B : Ultraviyole B
UV-C : Ultraviyole C
UV-R : Ultraviyole Radyasyon
XRD : X-Işınları Difraktometresi

SİMGELER

g	: Gram
k	: Hız sabiti
kJ	: Kilojoule
L	: Litre
m	: metre
mm	: milimetre
nm	: Nanometre
O	: Oksijenin Kısmi Basıncı
R	: Gaz sabiti [$\text{J mol}^{-1} \text{K}^{-1}$]
T	: Mutlak sıcaklık
ΔE	: Aktivasyon enerjisi
%	: Yüzde
$^{\circ}\text{C}$: Derece santigrat
~	: Yaklaşık işareti

TABLO LİSTESİ

Sayfa

Tablo 1.1. Plastik atıkların çevredeki zamanla meydana gelen değişimi ve genel özellikleri.....	3
Tablo 2.1. Çeşitli bağların ayrılma enerjisi ve karşılık gelen radyasyon dalga boyları..	6
Tablo 2.2. Biyobozunma çalışması için yöntemlere genel bakış..	19
Tablo 2.3. Polietilenin mikrobiyal bozunması..	23
Tablo 2.4. Plastiklerin mikrobiyal bozunması ve yöntemler.....	32
Tablo 4.1. Numunelerin Ham ve 12. Ay Sonunda Deniz ve Toprak Ortamındaki Görüntüleri.....	46

ŞEKİL LİSTESİ

Sayfa

- Şekil 2.1.** UV, görünür ve kızılötesi radyasyon için toplam güneş spektraş ışınımının yüzdesi..... 7
- Şekil 2.2.** Aşınmış ve aşınmamış hali karşılaştırılan bloklar (çift/renkli)..... 10
- Şekil 2.3.** Ksenon lambasının karakteristik radyasyon spektrumunun (güneş ışığının spektrumuna yaklaşan bir filtre ile) mavi çizgi ile güneş ışığının spektrumunun sarı arasındaki karşılaştırma. 12
- Şekil 2.4.** Bozunmadan sonra plastiklerin özelliklerindeki değişiklikler. 17
- Şekil 2.5.** Plastisfer topluluğu. 28
- Şekil 3.1.** Örneklem noktalarını gösteren harita (1: tuzlu su, 2: tatlı su ve 3: toprak).40
- Şekil 3.2.** Numune yerleştirme noktaları (I: tuzlu su, II: tatlı su ve III: toprak).....40
- Şekil 4.1.** Deniz numunelerindeki bivalvia grubu canlılar ve yosunlar.....43

BİYOBOZUNUR VE KONVANSİYONEL PLASTİKLERİN ÇEVRESEL BOZUNMASININ MİKROSKOBİK VE ENSTRUMENTAL TEKNİKLER İLE İNCELENMESİ

ÖZET

Plastikler, düşük maliyet, hafiflik, kolay işlenebilirlik; ısı ve elektriği çok az iletme ya da iletmemeye gibi özellikleri sayesinde günlük hayatta yaygın olarak kullanılan polimerlerdir. Tüm bu özellikleri sebebiyle global ölçekte plastik kullanımı; artan nüfus ile endüstriyel ve teknolojik alanlardaki ilerlemelerle birlikte daha da artmaktadır. Oluşan atıklar ise doğada yüzyıllar boyunca bozunmadan kalarak ortamlarda birikebilmektedir. Konvansiyonel plastiklerin çevre ve biyotada tamiri imkansız problemlere yol açabildiğinin anlaşılmasına başlandığı günümüzde, konvansiyonel plastiklere alternatif olarak doğada ayrışabilen biyobozunur nitelikteki plastikler üretilmeye ve kullanılmaya başlanmıştır. Biyobozunur ya da konvansiyonel olması farketmeksizin ilave birçok katkı maddesi ihtiva edebilen plastik malzeme türlerinin doğada parçalanmaya başlama ve tamamen yok olma süreçleri halen belirsizliğini korumaktadır. Genel olarak, plastik malzemelerin parçalanması, eskimesi veya yapısal değişimleri; UV radyasyonu, nem, sıcaklık, tuzluluk, oksijen etkisi ve biyolojik süreçler gibi doğal çevresel faktörler ve/veya çeşitli antropojenik faktörler aracılığıyla gerçekleşmektedir.

Çalışmanın amacı günümüzde aşırı kullanımına bağlı olarak çevrede de aşırı miktarlarda atıkları oluşan ve birikmeye başlayan biyobozunur ve konvansiyonel tipteki tek kullanımlık plastiklerin farklı doğal ortamlardaki değişimini takip edebilmektir. Bu amaçla, film formunda olan farklı tip plastik malzemelerin çevresel ortamlardaki bozunması hakkında değerlendirme yapabileceğimiz gerçek ölçekli araştırma bulguları değerlendirilmeye çalışılmıştır. Çalışmalarda konvansiyonel plastikler olarak; polietilen (PE), polipropilen (PP), polivinil klorür (PVC) ve polistiren (PS) vb. hammaddelerinden üretilen poşet, karton bardak, muayene eldiveni gibi tek kullanımlık ürünler, biyoplastik olarak da polilaktik asit (PLA) türü tek kullanımlık tabak ve poşet film kullanılmıştır. Kullanılan malzemeler, tatlı su, tuzlu su ve toprak ortamlarındaki plastik atıkların değişimini ve daha uzun vadede kaderini simüle etmek amacıyla, Sakarya ili çevresinde gerçek toprak, deniz ve göl ortamları seçilerek üç farklı ortamda belirlenen noktalara yerleştirilmiştir. Her ortam için ayrı şekilde filelere konulan numuneler toprak ortamına gömülmüştür. Deniz ve göl ortamları için numunelerin içine yerleştirildiği fileler kafese koyularak suya bırakılmıştır. Daha sonra belli aylık periyotlarda alınan örneklerin yüzeylerinde ve yapısında meydana gelen değişimler mikroskopik tekniklerle ve spektroskopik tekniklerle incelenmiştir. Çalışma kapsamında yapılan incelemelerde optik mikroskop, SEM (Taramalı Elektron Mikroskobu) ve ATR-FTIR (Attenuated Total Reflectance-Fourier Transform Infrared) cihazları kullanılarak elde edilen sonuçlar değerlendirilmiş ve daha ileri bilimsel araştırmalara altlık oluşturabilmek amacıyla kaydedilmiştir.

Çalışmada biyolojik olarak parçalanabilen, okso-biyo-bozunur ve geleneksel plastik formülasyonlarının tuzlu su (deniz ve göl) ortamında ne de karasal (toprak) ortamında bozunmadığı tespit edilmiş ve uzun yıllar boyu toprakta ve deniz ortamında işlevselliğini sürdürdüğü gösterilmiştir.

INVESTIGATION OF ENVIRONMENTAL DEGRADATION OF BIODEGRADABLE AND CONVENTIONAL PLASTICS BY MICROSCOPIC AND INSTRUMENTAL

SUMMARY

Plastics, low cost, light weight, easy workability; They are polymers that are widely used in daily life, thanks to their properties such as little or no conduction of heat and electricity. Due to all these features, the use of plastic on a global scale; it is increasing even more with the increasing population and the advances in industrial and technological fields. The resulting wastes, on the other hand, remain intact for centuries in nature and can accumulate in the environment. Today, when it is understood that conventional plastics can cause irreparable problems in the environment and biota, biodegradable plastics that can be decomposed in nature have begun to be produced and used as an alternative to conventional plastics. Regardless of whether they are biodegradable or conventional, the processes of starting to decompose and completely disappearing in nature of plastic material types that may contain many additional additives still remain unclear. In general, fragmentation, aging or structural changes of plastic materials; It occurs through natural environmental factors such as UV radiation, humidity, temperature, salinity, oxygen exposure and biological processes and/or various anthropogenic factors.

Examples of conventional plastics used in daily life are polyethylene (PE), polypropylene (PP), polyvinyl chloride (PVC), polyethylene terephthalate (PET), polystyrene (PS) and polyurethane (PU). The most used ones in daily life are PP and PE. In particular, the use of disposable products such as plastic packages made of plastic of different densities and water bottles made of PET plastic is quite high. The usage time of disposable products can vary from a few seconds to a few hours. Approximately 50% of single-use plastics, which we can define as disposable plastics, turn into waste after a single use, and unfortunately, these plastics constitute a large part of the garbage found in sea and land environments. Plastic waste can reduce the productivity of farmland by inhibiting the nutrient uptake of plants in the soil. Likewise, lakes, rivers and oceans are polluted by single-use plastic waste. Biodegradable plastics and oxodegradable plastics have been shown as alternative solutions in plastic waste management. The term biodegradable; Biobased but non-biodegradable plastics, biodegradable but non-biobased plastics, and biodegradable and bio-based plastics. Plastics that are obtained with bio-natural raw materials (eg; starch-based, cellulose, chitosan) and disappear without leaving any residue in the nature are called biodegradable plastics and are relatively expensive. Plastics produced by adding additives that accelerate the deterioration of plastics are called oxo-biodegradable plastics. The biodegradation of a plastic is due to the action of naturally occurring microorganisms such as bacteria, fungi and algae. Plastics obtained from plant products such as sugar cane, potato and corn starch are expressed as biodegradable plastics.

It is possible to collect the factors affecting the degradation of plastics under two separate headings, physicochemical processes and biological processes. Physicochemical processes; It covers the effects of UV radiation, humidity, temperature, salinity and oxygen. Photo-oxidation by solar UV is generally considered the most important mechanism of environmental degradation. Because UV radiation is necessary to initiate the degradation of most plastics, it advances the pathway of polymers causing bond cleavage and a reduction in molecular weight. High humidity levels have a positive effect on decomposition, accelerating decomposition. Degradation of plastic occurs more slowly in hot and dry climates than in hot and humid climates. In sea waters with high salinity, the degradation rate of plastics is low, but there are opportunities to work on improving this rate. Likewise, oxygen can be added to the carbon chain of the polymer to increase degradability. Biological processes take place with the help of various microorganisms. These; plastic degradation originating from bacteria and fungi, biofilm originating and microbial origin.

Microbial settlement and biofilm formation takes place on plastics, which is called the plastisphere. Environmental factors such as salinity, pressure, oxygen and current velocity differ in different parts of the sea, leading to differences in plastispheric communities in different parts of the sea.

There are many techniques and devices that study the breakdown of plastics. In the visual observations made, the deteriorations on the surface of the plastic are discussed. Upon examining the plastics with an optical microscope, it is understood whether they are deformed by looking at the presence of pits or holes on the surface. Optical microscopy is used as the first step in plastic scanning for all samples or, in a way, as a pre-scan technique to reduce the number of plastic particles to be analyzed by SEM. More complex surfaces can be observed using scanning electron microscopy (SEM) or atomic force microscopy (AFM). Other techniques; weight loss measurements, changes in mechanical properties and molar mass, and CO₂ formation/O₂ consumption. Respirometric test for carbon dioxide production and sturm test for oxygen consumption are performed in laboratory environments. By using ATR-FTIR (Attenuated Total Reflectance-Fourier Transform Infrared), besides particle size and distribution, chemical structures such as polymeric basis of the sample are determined. The aging studies of plastics are done in natural environments and in laboratory environments where results can be obtained in a shorter time.

The aim of the study is to follow the change in different natural environments of biodegradable and conventional type disposable plastics, which are formed and accumulate excessive amounts of waste in the environment due to excessive use today. For this purpose, real-scale research findings that we can evaluate about the degradation of different types of plastic materials in film form in environmental environments have been tried to be evaluated. As conventional plastics in studies; polyethylene (PE), polypropylene (PP), polyvinyl chloride (PVC) and polystyrene (PS) etc. disposable products such as bags, cardboard cups, examination gloves produced from raw materials, and polylactic acid (PLA) type disposable plates and sachet film were used as bioplastics. The materials used were placed at points determined in three different environments by choosing real soil, sea and lake environments around Sakarya province in order to simulate the change of plastic waste in fresh water, salt water and soil environments and its fate in the longer term. The samples, which were placed in the nets separately for each medium, were buried in the soil medium. For marine and lake environments, the nets in which the samples were

placed were placed in the cage and released into the water. Then, they were treated in certain monthly periods (12 months in the sea and soil environment and 4 months in the lake environment. They were treated at regular intervals of one month from the date they were first left in the first place, that is, in the 1st month, 2nd month, 3rd month and 4th months) the changes in the surface and structure of the samples were examined with microscopic and spectroscopic techniques. The results obtained by using optical microscope, SEM (Scanning Electron Microscope) and ATR-FTIR(Attenuated Total Reflectance-Fourier Transform Infrared) devices were evaluated and recorded in order to form a basis for further scientific research.

It is seen that the bio-based plastics used in this study, which compared the aging and degradation of bioplastics and conventional plastics, do not show a tendency to decompose faster than conventional plastics. Neither PE, UV-stabilized-PE, PP, PS, XPS plastics, including PLA type bio-based plastic and oxo-degradable-PE plastic in the form of film, were neither in the fresh-salt water (sea and lake) environment during a period of about 1 year. It has been determined that it does not degrade in the terrestrial (soil) environment. It was observed that the PLA plate started to shrink at a low level only from the morphological samples taken from the aquatic environment, and this shrinkage progressed more heavily in the samples taken from the soil. In the microscopic and spectroscopic examinations, it was understood that there was no remarkable change in a one-year period. These and other studies show that biodegradable, oxo-biodegradable and conventional plastic formulations remain functional in soil and marine environment for many years.

1. GİRİŞ

Plastikler; kolay üretilmeleri, düşük maliyetli olmaları, suya, kimyasallara, sıcaklığa ve ışığa karşı dayanıklı olabilme gibi özellikleri vesilesiyle geniş bir ürün yelpazesinde kullanılmaktadır. Böylece modern dünyada, sabit öğelerden uzay gemilerine kadar değişen bileşenlerde bulunabilmektedirler (Andrady & Neal, 2009).

Günlük yaşantıda kullanılan konvansiyonel plastiklere polietilen (PE), polipropilen (PP), polivinil klorür (PVC), polietilen tereftalat (PET), polistiren (PS) ve poliüretan (PU) örnek olarak verilebilir. Günlük hayatta en çok kullanılanlar PP ve PE'dir. Özellikle farklı yoğunluktaki plastikten imal edilen plastik ambalajlar ve PET plastikten imal edilmiş su şişeleri gibi tek kullanımlık ürünlerin kullanımı da yaygındır (Giacovelli, 2018; Kankanige & Babel, 2020) ve giderek artan bir atık probleminin ana sebepleri arasında sayılır. Buna ilaveten tek kullanımlık plastik ürünler de atık oluşumunda başlıca rol oynayan malzemeler arasındadır. Plastik poşetler, bardaklar, şişeler, pipetler, tabaklar, kaplar gibi yeme-içme malzemeleri, pandemiyle birlikte kullanımı artan maskeler, kişisel koruyucu ekipmanlar ve plastik eldivenler başlıca tek kullanımlık malzemelerden sayılabilir.

Genel olarak tek kullanımlık ürünlerin kullanım süresi ancak birkaç saniyeden birkaç saate kadar devam edebilmektedir. Kullan-at şeklinde de ifade edebileceğimiz tek kullanımlık plastiklerin yaklaşık %50'si tek bir kullanımdan sonra direkt atılarak atığa dönüşmüş olur ve ne yazık ki bu plastikler, deniz ve kara ortamlarında bulunan çöplerin büyük bir bölümünü oluştururlar (Napper & Thompson, 2019). Plastik atıklar toprakta bitkilerin besin alımını engelleyerek tarım arazilerinin üretkenliğini azaltabilir (Chang-Rong vd., 2014). Aynı şekilde göller, nehirler ve okyanuslar tek kullanımlık plastik atıklar sebebiyle kirlenmişlerdir (Boucher vd., 2019; Law vd., 2010).

Plastik poşetlerde yaygın olarak kullanılan polietilenin hidrofobikliği ve uzun karbon zincirli moleküler yapısı, normal şartlar altında biyolojik bozunmaya karşı dayanıklı olmasını sağlamaktadır. Plastiklerin tam parçalanması için zaman çerçevesi bilinmemektedir ve bu da önemli bir atık yönetimi sorunu yaratmaktadır (Napper &

Thompson, 2019). Plastik atık yönetiminde biyolojik olarak parçalanabilen plastikler ve oksobozunur plastikler alternatif çözüm olarak sunulmaktadır (Abdelmoez vd., 2021; Dilkes-Hoffman vd., 2019).

Biyobozunur terimi; biyobazlı ancak biyolojik olarak parçalanamayan plastikler, biyolojik olarak parçalanabilen ancak biyobazlı olmayan plastikler ve biyolojik olarak parçalanabilen ve biyobazlı plastikler olmak üzere bir dizi alt kümeyi kapsamaktadır (Dilkes-Hoffman vd., 2019). Bir plastiğin biyolojik olarak bozunması bakteri, mantar ve algler gibi doğal olarak oluşan mikroorganizmaların etkisinden kaynaklanması ile gerçekleşmektedir (Steinbüchel, 1992). Şeker kamışı, patates ve mısır nişastası gibi bitkisel ürünlerden elde edilen plastikler biyobozunur plastikler olarak adlandırılmaktadır (Değirmenci, 2020). Biyobozunurluk için, belirli koşullar altında farklı bölgelere uygun çeşitli standartlar mevcuttur. Bu standartlar; İktisadi İşbirliği ve Gelişme Teşkilatı (OECD), Uluslararası Standartlar Organizasyonu (ISO) ve ABD düzeyinde, American Society for Testing and Materials (ASTM) olarak sıralanabilir (Filiciotto & Rothenberg, 2021).

Piyasada film halinde bulunan ve yaygın olarak poşetlerde kullanılan plastik türlerine bakıldığında üç tür plastikten bahsedebilir. Bunlar; klasik (petrol türevi) plastikler, biyodegrade olabilen plastikler (Iwata, 2015) ve oxo-biyo-bozunur plastiklerdir (Chiellini vd., Corti, 2016). Biyolojik-doğal hammaddelerle (e.g; nişasta bazlı, selüloz, kitosan) elde edilen ve doğaya herhangi bir kalıntı bırakmadan yok olan plastiklere biyoparçalanabilir (biodegrade) olabilen plastikler denir ve nispeten pahalıdır. Plastiklerin içine, bozulmasını hızlandırıcı katkı maddeleri eklenerek üretilen plastiklere ise oxo-biyo-bozunur plastikler denir. Oxo-biyo-bozunur plastiklerin hammaddesi yine petrol ve petrol türevi maddelerdir. Ancak bunların için eklenen bir katkı maddesi, plastiğin çözünmesini hızlandırır. Bu yapıdaki plastik poşetlerin üzerinde “Yüzde 100 Doğada Çözülür” ifadesi bulunur. Bu tür plastiklerde kullanılan katkı maddesinin gücü ile orantılı olarak, plastik poşet doğada bir süre sonra un gibi ufalanır (Yurtsever ve Yurtsever, 2018). Ufalanır ancak “biyo-bozunur” plastikler gibi yok olmaz. Plastik özelliğini koruyarak küçük parçalara ayrılır.

Oxo-biyobozunur plastiklerde, abiyotik ve biyotik olmak üzere iki bozunma aşaması süreci gerçekleşir. Abiyotik süreç, pro-oksijenlerin etkisiyle meydana gelen oksidatif bozunmadan oluşur (Ammala vd., 2011; Contat-Rodrigo, 2013). İkinci adım, mikroorganizmanın abiyotik süreçten kaynaklanan oksidasyon ürünlerini CO₂ ve

biyokütleyle dönüştürdüğü biyotik süreçtir. Bu bozunma mekanizması okso-bozunma olarak ifade edilir (Abdelmoez vd., 2021).

Kullanılmış, atılmış ve çevrede eskimeye, ufalanmaya başlamış plastiklerden kaynaklanan küçük plastik parçalarının çeşitli özellikleri sınıflandırılarak aşağıdaki Tablo 1.1’de gösterilmiştir (Hidalgo-Ruz vd., 2012; Yurtsever, 2015). Bu tablodan da anlaşıldığı üzere plastik malzemelerin tipi, yapısı, şekli ve rengi, kullanım sonrası atıldığı ortam özelliklerine göre ve zamana bağlı olarak önemli değişimler gösterebilmektedir.

Tablo 1.1. Plastik atıkların çevredeki zamanla meydana gelen değişimi ve genel özellikleri.

Değişen Özellik	Plastik Atığın Değişimi
Tip ve Büyüklük	İri-ufak plastik parçalar, plastik filmler, peletler, granüller, filamentler, iplik-lifler, köpüklü plastikler, straforlar vb.
Şekil	Pelet şeklinde olanlar: silindirik, diskler, düz, oval, küresel Parça şeklinde olanlar: yuvarlak, yarı yuvarlak, köşeli, yarı köşeli Genel: şekilsiz, uzun, parçalanmış, pürüzlü ve kırık kenarlı
Aşınmışlık	Yeni, bozunmamış, pürüzlü yüzey, pürüzlü parçacıklar, doğrusal kırıklıklar, yarı paralel çıkıntılar, yeni başlayan değişim ve çizik düzeyi (konkoidal kırıklar, oyuklu, pürüzsüz yüzey, bozunmuş ve çok bozunmuş olanlar.
Renklilik	Transparan (şeffaf), kristalin, beyaz, açık-beyaz-krem, kırmızı, turuncu, mavi, opak, siyah, gri, kahverengi, yeşil, pembe, ten rengi, sarı ve pigmentasyon.

Plastikler biyolojik olarak parçalanmakla beraber fiziksel ve kimyasal olarak da parçalanabilirler. Parçalanma süreci, plastik ayırma ve yüzeyden malzeme eksilmesi şeklinde iki farklı işlem olarak tanımlanır (Andrady, 2017; Yakimets vd., 2004).

Bu çalışmada, biyobozunur ve konvansiyonel özelliklere sahip tek kullanımlık plastiklerin farklı doğal ortamlardaki bozunması açıklanmaktadır. Sekiz farklı çeşit plastiğin değişimi toprak ortamında ve tuzlu su (deniz suyu) ortamında 12 aylık bir süreçte ele alınmıştır. Tatlı su (göl suyu) ortamında ise 4 aylık bir süreçte ele alınmıştır. Farklı tip ve özellikte seçilmiş olan tüm plastikler Sakarya ilindeki ilgili satış merkezlerinden temin edilmiştir. Araştırmalarda optik mikroskop ve SEM cihazı kullanılarak mikroskobik incelemeler yapılmış ve ATR-FTIR analizleri ile kimyasal

yapı belirleme işlemleri gerçekleştirilmiştir. Elde edilen bulgular kıyaslanarak değerlendirilmiştir.

Bu çalışmamızda incelenen film formundaki PLA tipi biyo-bazlı plastik ve okso-parçalanabilir-PE plastik dahil olmak üzere, PE, UVstabilize-PE, PP, PS, XPS plastiklerin hiçbirinin yaklaşık 1 yıllık süre zarfında ne tatlı-tuzlu su (deniz ve göl) ortamında ne de karasal (toprak) ortamında bozunmadığı tespit edilmiştir.

Bu ve diğer yapılmış çalışmalar, biyolojik olarak parçalanabilen, okso-biyo-bozunur ve geleneksel plastik formülasyonlarının uzun yıllar boyu toprakta ve deniz ortamında işlevselliğini sürdürdüğünü göstermektedir.

2. KAYNAK ARAŞTIRMASI

2.1. Plastiklerin Parçalanmasında Etki Eden Faktörler

Polimerlerdeki herhangi bir fiziksel veya kimyasal değişim; ışık, ısı, nem, kimyasal koşullar ve biyolojik aktivite gibi çevresel faktörlerden kaynaklanır ve plastiğin bozunması olarak adlandırılır (Kale vd., 2015). Güneş ışığı, sıcaklık, nem, oksijen ve mekanik basınç gibi çevresel faktörler altında plastik malzemeler fiziksel bütünlüklerini kaybederler ve parçalanırlar (Thompson vd., 2004). Tüm bu faktörleri fizikokimyasal ve biyolojik süreçler olarak kategorize etmek mümkündür.

2.1.1. Fizikokimyasal süreçler

Yüksek nem veya rutubet, sıcaklık veya UV radyasyonu gibi sert çevre koşulları, plastik malzemelerin parçalanmasına neden olur. Plastiklerin çevresel koşullarda bozunma süreçlerindeki değişim oranını belirlemek için araştırmalar gereklidir (Brebu, 2020).

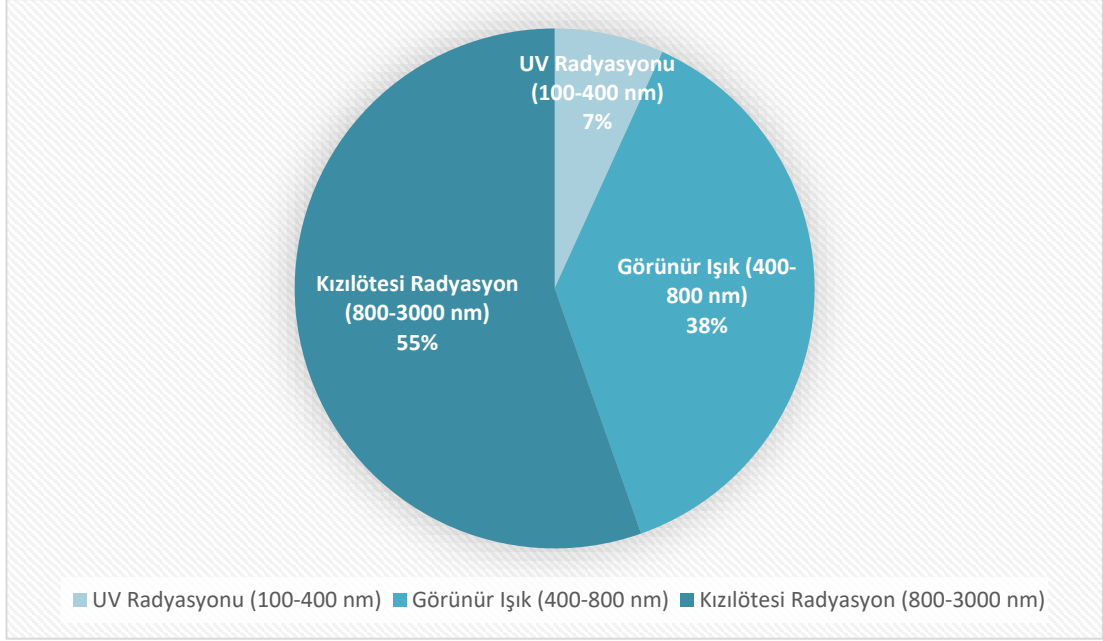
2.1.1.1. UV radyasyonu etkisi

Solar UV ile foto-oksidasyon genellikle çevresel bozunmanın en önemli mekanizması olarak kabul edilir (Masry vd., 2021). Çünkü solar UV radyasyonu, çoğu polimerin foto-oksidasyonunu başlatmak için gereklidir ve buna bağlı olarak bağların bölünmesine ve moleküler ağırlıkta bir azalmaya neden olan bir radikal zincir mekanizması yoluyla ilerler (Yousif & Haddad, 2013). Çevresel koşullarda güneş radyasyonu, plastik malzemelerin renginde (örneğin sararma veya solma) ve görünümünde kırılma oluşmasına ve fiziksel bütünlük kaybına kadar devam edebilen değişikliklere neden olan kimyasal reaksiyonları başlatmak için hava ile birlikte oksitleyici bir madde olarak hareket eder (Rosu & Visakh, 2016). UV radyasyonu (100–400 nm), güneş radyasyonunun (100–3000 nm) spektral aralığının yaklaşık %6,8'ini oluşturur fakat kimyasal bağları koparmak için yeterli yüksek enerjiye sahiptir ve bunun örnekleri Tablo 2.1'de verilmiştir. Bu sebeple dış hava koşullarına maruz kalan plastiklere zarar verir (Brebu, 2020).

Tablo 2.1.Çeşitli bağların ayrılma enerjisi ve karşılık gelen radyasyon dalga boyları.

Bağlar	Bağ ayrılma enerjisi (kJ/mol)	Dalga boyu (nm)
C–C (aromatik)	519	231
C–H (aromatik)	431	278
C–H (metan)	427	280
O – H (metanol)	419	286
C – O (etanol)	385	311
C – O (metanol)	373	321
CH ₃ COO – C (metil esterler)	360	333
C–C (etan)	352	340
C – Cl (metil klorür)	343	349
C–COOCH ₃ (aseton)	331	362
C–O (metil eter)	318	376

UV radyasyonları genel olarak üç aralığa ayrılır: UV-A (400–315 nm), UV-B (315–280 nm) ve UV-C (280–100 nm). UV-A radyasyonu (400 nm) için üst dalga boyu değeri, görünür ve UV ışığı arasındaki sınırdır (Shahzad & Isaac, 2014). UV-A ve UV-B arasındaki 315 nm sınırı etrafındaki bölge, radyasyonun polimerler üzerinde olumsuz etkilere sahip olabileceği noktaya karşılık gelir. UV-B, dünya yüzeyine gelen güneş ışığının en kısa dalga boylarını içerir (~295 nm) ve yüksek polimer hasarlarına neden olabilir. UV-C radyasyonu (<280nm), en yüksek enerjiye sahip olmasına rağmen ozon tabakası tarafından tamamen emilir ve bu sebeple dış hava koşulları için önemli bir faktör değildir. Şekil 2.1'e karşılık gelen dalga boylarıyla birlikte UV, görünür ve kızılötesi radyasyon için dünyaya düşen toplam spektral ışınımın yüzdesini göstermektedir (Brown, 1999).



Şekil 2.1. UV, görünür ve kızılötesi radyasyon için toplam güneş spektral ışınımının yüzdesi.

Genellikle, karbonil kromoforların oluşumu veya yüzey kaynaklı renk bozulmaları hava etkisiyle aşınarak UVR için absorpsiyon katsayılarını arttırmaktadır (Hakkarainen & Albertsson, 2004). Bu nedenle, UVR aracılı oksidasyon plastikleri güneş radyasyonuna karşı daha da hassas hale getirebilmektedir. Bu pozitif geri besleme döngüsü hızlı ve tam parçalanma ile sonuçlanabilirken aynı zamanda tam mineralizasyona da yol açıp açmadığı büyük ölçüde belirsizliğini korumaktadır (Ward vd., 2019; Zhu vd., 2020). Ortaya çıkan yüzey çukurları veya çatlakları, UVR'ye daha fazla muamele edildiğinde malzemenin daha fazla kısmına yayılabilir ve plastiği birkaç yeni parçaya bölebilmektedir (Cai vd., 2018; Ter Halle vd., 2017). Fotooksidasyon, polimer malzemeyi sadece zayıflatır fakat daha küçük parçaların veya ayrı MP'lerin oluşması ek mekanik baskılar gerektirmektedir (Karlsson vd., 2018; Y. K. Song vd., 2017). Okyanus veya kıyı ortamlarında dalga hareketi önemli bir mekanik baskı kaynağıdır, karada ise rüzgar veya hayvanlarla etkileşimler bu işlevi görebilmektedir. Kırılğan plastiklerin bu şekilde muamele edilmesi parçalanma ile sonuçlandığından yüksek oranda foto oksitlenmiş kırılğan plastiği parçalamak için düşük oranda kuvvete ihtiyaç duyulacaktır (Corcoran vd., 2009; Y. K. Song vd., 2017). İşlenmemiş veya hafif oksitlenmiş plastiklerin parçalanması daha büyük kuvvetler gerektirmektedir. Deniz ortamındaki aşınmamış, işlenmemiş plastik artığın mekanik parçalanması okyanusun sulu kar bölgesinde kayalar ve kum ile aşınma yoluyla

meydana gelebilir ve bu süreçler laboratuvarında simüle edilebilmektedir (Chubarenko vd., 2020).

Parçalanma, plastik numunenin spesifik yüzey alanının artmasıyla sonuçlanır ve biyobozunmanın yanı sıra daha fazla foto-oksidasyon için mevcut olan yüzeyi artırır. Fotobozunma devam ederken ve en azından teoride, plastiklerin daha da küçük parçalara ayrılma sürecini başlatmak için UVR'nin mevcut olması koşuluyla önemli miktarlarda MP ve NP oluşmaktadır (Andrady, Barnes, vd., 2022). UVR'ye maruz bırakılan ve daha sonra kumla çalkalamaya tabi tutulan plastiklerle laboratuvar ölçekli hızlandırılmış parçalanma deneyleri benzer şekilde yüzeyden plastiklerin eksilmesi yoluyla mikro parçalar vermektedir (Y. K. Song vd., 2017). Bu hızlandırılmış hava koşulları ile muamele edilme sonucu plastikler her cm^2 yüzey alanı için çok sayıda mikro veya nano ölçekli yan parça (~105 ila 106 parçacık) verebilmektedir. Yüzeyden plastiklerin eksilmesi ve bozunma kavramı ile uyumlu olarak bu bağ parçaların 10 sn veya 100 sn mikronluk bir boyut aralığı vardır (Lambert & Wagner, 2016b, 2016a; Svedin, 2020). Üç farklı ortamda (hava, simüle edilmiş deniz suyu ve ultra saf su) UV (UVA340) ışınmasına maruz bırakılan üç tür (PP, PE ve PS) işlenmemiş plastiğin bozunması incelenip fiziksel ve kimyasal özelliklerdeki değişimlere ilişkin veriler toplanmıştır. Raman spektrumundaki sonuçlara göre plastiklerin UV ışınmasına maruz kaldıktan sonra karakteristik tepe noktalarında farklı yoğunluklar olduğu belirtilmiştir. SEM görüntülerine göre PE pelet yüzeylerinde granüler oksidasyon ve pullar, PP pelet yüzeylerinde çatlaklar ve pullar ve PS pelet yüzeylerinde ise pullar bulunmuştur (Cai vd., 2018).

Plastiklerin bozunma oranını değerlendirirken önemli bir husus, kullanışları sırasında UVR'ye maruz kalınması ile ilgilidir. Örneğin, binalardaki PVC kaplama malzemesi rutin olarak UVR'ye maruz kalırken yer altı plastik kanalizasyon borularının maruz kalması kıyasla daha sınırlıdır. Düzenli depolama alanlarına dökülen veya tortuya gömülen plastik makro artıklar, UVR'ye daha az maruz kalmışlardır. Karada ve denizde en yüksek miktarda UVR alan plastik çöplerdir. Plastik malzemeler için UVR'ye maruz kalınma oranına bağlı olarak farklı bölgeler tanımlanabilmektedir:

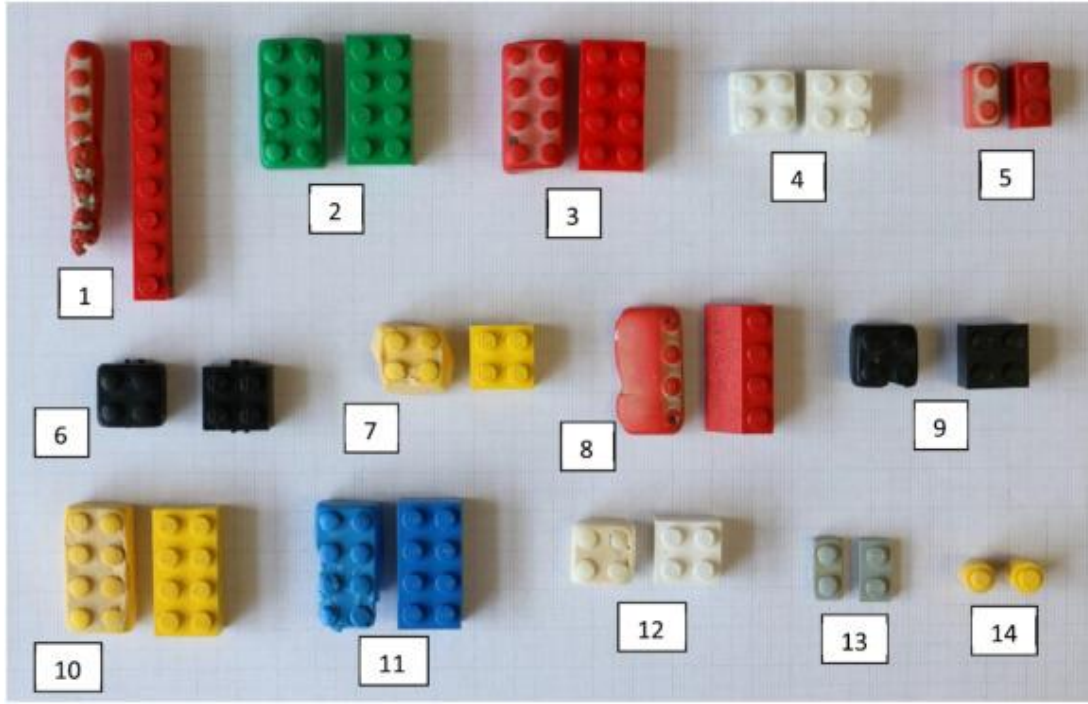
1. Kara yüzeyleri; UV ışınımı konuma ve zamana göre değişiklik gösterir ve genel olarak tahmin edilmesi nispeten kolaydır. Maruz kalma süresi, tamamen açıkta kalan alanlardan gömülü su borularına kadar her özel plastik uygulama için de tahmin edilebilir.

2. Depolama alanları; UVR, depolama sahasının yüzeyine çarpar. Bununla birlikte, dolgu üzerindeki toprak örtüsü gelen radyasyonun çoğunu engelleyeceğinden, UVR'nin gerçek depolama sahası kütlesine nüfuz etme derinliği önemsiz kalabilmektedir.
3. Su kaynağı: UVR'nin sulara nüfuz etmesi, büyük ölçüde asılı partiküllerin ve diğer soğurucuların miktarlarına bağlıdır. Güneş UVR olarak nüfuz etmesi farklı doğal sular arasında önemli ölçüde değişebilmektedir (Tedetti & Sempéré, 2006).
4. Atmosfer: Genellikle mikroplastiklerin yaşadığı en yoğun UVR ortamıdır. Atmosferde bulunan UVR miktarı hem teoride hem de ölçümler yoluyla olduğu kadar spektral detaylarda da iyi anlaşılmıştır. Maruz kalma süresi, parçacık boyutuna bağlı olarak genellikle birkaç hafta ile sınırlı olabilmektedir.
5. Kumsallar ve diğer ikincil kara sedimentleri: Düzenli depolama alanlarında olduğu gibi UVR'nin nüfuz etmesi tipik tane boyutlarıyla karşılaştırılabilir. Derinlikle ve yüzey katmanlarıyla sınırlı olabilmektedir. Bununla birlikte, dalga (ve rüzgar) eylemi, kumda dikey karışım oluşturabilir böylece daha derinlerdeki MP'ler bir süre sonra yüzeye geri dönebilir. Belirli ölçümlere ve modellemeye uygun olsa da bu maruz kalmanın net süresi belirsizdir.

Beş UVR ortamının tümü birbirinden farklıdır ve plastikler farklı seviyelerde UVR'ye, farklı sıcaklıklara, farklı seviyelerde atmosferik oksijene erişimine ve farklı seviyelerde mekanik baskıya maruz kalacaktır. Bu nedenle, plastiğin dayanıklılığı, konuma özgü çevresel koşullardan etkilenen göreceli bir süreçtir. Özetle, plastiğin parçalanma mekanizması ve oranı plastiğin tipine, yapısına ve içeriğine (katkı maddeleri, dolgu maddeleri ve pigmentler vb.) bağlı olarak değişebilir. Plastiğin parçalanması, plastiğin UV'ye maruz kalma süresine ve dış hava koşullarına göre maruz kaldığı kimyasal ve fiziksel değişikliklere bağlıdır. Belirlenmesi gereken mutlak bir kriter veya belirli bir değer yoktur çalışmaya göre bir veya birkaç parametre ile tanımlanabileceği için farklı plastik numunelerin eskime derecelerinin karşılaştırılmasını gerektiren göreceli bir kriterdir.

UV radyasyonuna maruz bırakılan plastiğin rengi, kaynağı ve çevrede kalma süresi hakkında fikir edinilebilir. Kıyı sularında ve uzak adalarda uluslararası pelet izleme çalışmalarında gönüllüler, özellikle başlangıçta şeffaf ve beyaz peletler olmak üzere

yıpranmış peletlerde sarımsı bir renk fark etmişlerdir (Frias vd., 2010; Heskett vd., 2012; Le vd., 2016; Mizukawa vd., 2013; Ogata vd., 2009). Diğer araştırmacılar, Şekil 2.2’de gösterildiği üzere daha önce renklendirilmiş, yıpranmış plastik döküntülerde renk değişikliğinin yanı sıra parlaklık ve doku kaybı, düzleşme ve soyulma tanımlamışlardır (Bandow vd., 2017; Gauquie vd., 2015; Karkanorachaki vd., 2018; Turner vd., 2020).

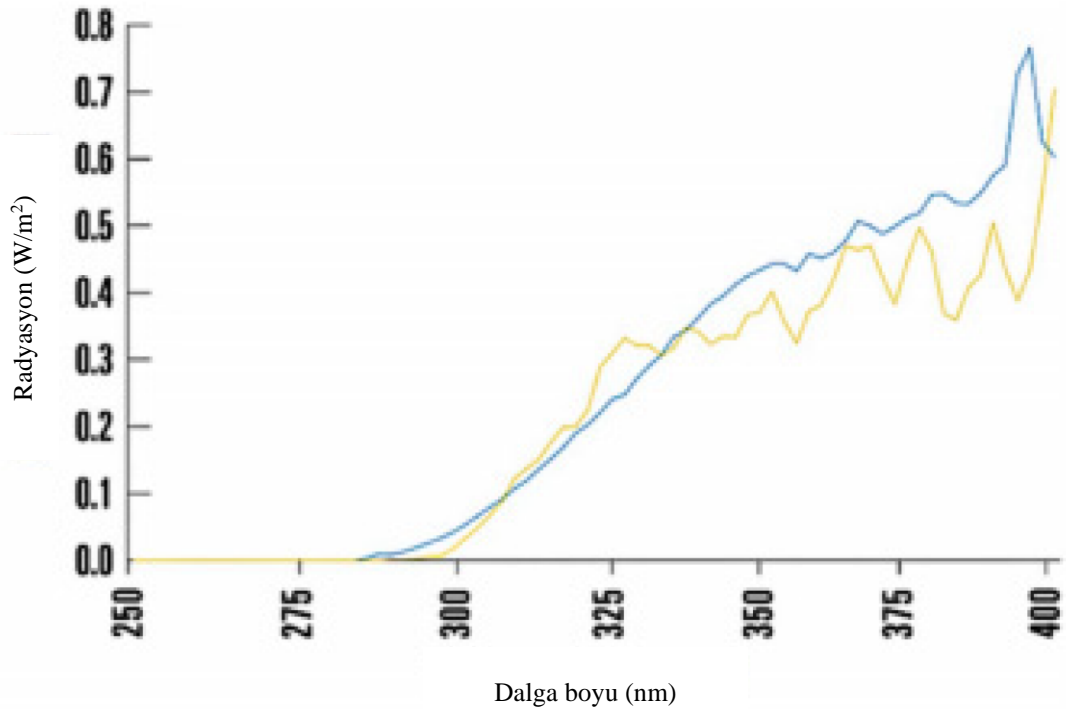


Şekil 2.2. Aşınmış ve aşınmamış hali karşılaştırılan blokler (çift/renkli) (Turner vd., 2020).

Önceden renklendirilmiş plastiklerin renk kaybı, plastik malzemenin ana bileşeninden suya fotodegradasyon veya difüzyon nedeniyle organik ve/veya inorganik renklendiriciler, pigmentler veya boyaların kaybına bağlanabilir. Sararma, kimyasal modifikasyonlara ve güneş ışığına maruz kaldıktan sonra görünür bölgedeki dalga boylarını absorbe edebilen doymamış organik grupların oluşumuna bağlı olduğu ifade edilebilmektedir (Masry vd., 2021).

UV lambaları (ksenon, cıva, metal halojenür veya karbon arkı, flüoresan tüp ışık kaynakları), hızlandırılmış foto-oksidatif bozunmada doğal güneş ışığını taklit etmek için kullanılır (Brebu, 2020; Tocháček & Vrátníčková, 2014). Atmosferin filtrelenmesinden sonra dünyaya ulaşan UV güneş ışığı radyasyonlarının kesitlerinin UV-B ve UV-A radyasyonlarını temsil eden 290–400 nm dalga boyu aralığında olduğunun altı çizilmelidir (Tocháček & Vrátníčková, 2014). Ayrıca ozon tabakası,

UVC'ye karşılık gelen 200–290 nm aralığındaki dalga boylarını ve 290–320 nm aralığındakilerin çoğu olan UVB'yi filtreler. UVA radyasyonları (320–400 nm) ve az miktarda UVB dünyaya ulaşır ve her ikisi de birçok polimer için zararlıdır. Bu nedenle, bir polimerin yüzeyinde güneşe doğal maruz kalmayı hedefleyen bir cihaz, 290–320 nm eşliğinden daha düşük dalga boylarını kesmelidir. 340 nm'de en yüksek emisyonuna sahip UVA floresan lambaların, laboratuvar uygulamalarında genellikle tavsiye edilmektedir (Mehmood vd., 2020). Bazı araştırmacılar, UV-A lambalarının (340 nm'de emisyon yüksekliği ve $0,76 \text{ W/m}^2$ ışınım ile) yazın öğle vaktinin karakteristik radyasyonlarını yeniden üretebildiğini bildirmiştir (Asadi vd., 2021). Benzer şekilde, $0,68 \text{ W/m}^2$ ışınım bir 340 nm UV-A lambasının, plastik malzemede parçalanmanın meydana geldiği kritik dalga boyu aralığı olan 365-295 nm'de güneş ışığının en iyi simülasyonu olduğu rapor edilmiştir (Philip & Al-Azzawi, 2018). Bu tür lambalar tipik olarak UV-B lambalardan daha düşük bir ivme faktörüne sahiptir ancak daha gerçekçi test sonuçları sağladığının altı çizilmelidir. Son zamanlarda, güneş radyasyonunun tekrar üretilebilirliği açısından en iyi seçeneğin, Şekil 2.3'te gösterildiği gibi 290–400 nm dalga boyu aralığında filtrelenmiş ksenon ışık kaynağı tarafından gerçekleştirildiği kabul edilmiştir (Tocháček & Vrátníčková, 2014).



Şekil 2.3. Ksenon lambasının karakteristik radyasyon spektrumunun (güneş ışığının spektrumuna yaklaşan bir filtre ile) mavi çizgi ile güneş ışığının spektrumunun sarı çizgi arasındaki karşılaştırma.

2.1.1.2. Nem etkisi

Yüksek nem seviyeleri, bölünmeyi olumlu yönde etkileyerek polyster bozulmasını hızlandırır. Bu, reaksiyon ürünlerinin çözünmesi veya yıkanması ile ilişkili olabilmektedir (Fernando vd., 2009). Örneğin, %45 bağıl nemde plastik şişedeki bir PET'in zincirlerinin ayrılması 60°C'de ve % 100 bağıl neme göre 5 kat daha fazladır. Bununla birlikte, 80°C veya daha yüksek sıcaklıklarda artan nem ile hidroliz oranında önemli bir artış olmamıştır çünkü bu yüksek sıcaklıklarda termal-oksidatif bozunma hızı hidrolizinkinden fazladır (Edge vd., 1991). Nemin, hidroksil radikallerinin konsantrasyonunda artışı sağlayarak PLA, PE, PP ve PVC gibi poliolefinlerin fotodegradasyonunu hızlandırdığı da ifade edilmiştir (Copinet vd., 2004; Fernando vd., 2009; James vd., 2013; Jin vd., 2006). Ayrışmada en uygun nem değeri %50 - %60 arasındadır. Bu nem değerinde organik moleküller elverişli bir şekilde parçalanmaktadır. %30'un altındaki düşük nem değerlerinde mikrobiyal aktivite gerçekleşmesi sınırlandırılırken nem değerinin %65'ten fazla olduğunda ise plastik malzemenin yavaş bölünmesine, istenmeyen koku oluşumuna ve sızıntı suyuna besi maddesi karışmasına neden olmaktadır (Şen, 2015). Derin denizlerde, güneş ışığı yoğunluğu azalmaktadır ve bu da fotodegradasyon oranının düşmesine sebep olur fakat deniz yüzeyinde foto-stabilizatörler gibi belirli katkı maddelerinin çözünmesini sağlayan yüksek nem seviyesi ile polimerik zincirlerin bozunması artmaktadır (Booth vd., 2017). PLA'nın zamanla ve farklı nem koşullarındaki bozunması incelenmiştir. Numuneler bağıl nemde %56,5 ve %27 oranlarında olmak üzere bu iki farklı nem şartında muamele edilmiş ve numunelerin çekme mukavemetleri 4 hafta boyunca her hafta olacak şekilde ölçülmüştür. Hem ortam hem de nem kontrollü ortamda saklanan numuneler için çekme mukavemetinde azalma gözlemlenmiştir bu da PLA malzemesinin zaman içinde bozunduğunu düşündürmektedir. Bununla birlikte, PLA'nın mukavemetindeki bozunma daha yüksek bağıl neme sahip ortam koşullarında saklanan numuneler için çok daha önemlidir. Çevreden gelen nem zamanla PLA malzemesi tarafından emildiğinden sonuçlar olası hidrolitik bozunma ile ilişkilendirilebilmektedir (Pang vd., 2022).

2.1.1.3. Sıcaklık etkisi

Parçalanma süreci genellikle, sıcak ve kuru iklimlerde sıcak ve nemli iklimlere göre daha yavaş gerçekleşir (Ray & Cooney, 2018). Gelecekte bazı bölgelerin küresel iklim değişikliğine bağlı olarak ortalama ortam sıcaklıklarında artış öngörülmektedir ve bu

artışın da dışarıdaki plastik malzemelerin ışık kaynaklı bozulmasını hızlandırması muhtemeldir. Plastiklerdeki oksidatif reaksiyonlar, UV-B radyasyonu veya termal maruz kalma ile başlatılabilir. Bir plastiğin ışıkla başlatılan oksidatif bozunması artan ortam sıcaklığı ile hız kazanır. Bu hızlanmanın büyüklüğü reaksiyonların aktivasyon enerjisine bağlıdır ve malzemenin kimyasal yapısına göre değişir. Polimerlerdeki katkı maddelerinin varlığı aktivasyon enerjisini etkileyebilir. Bu bağlamda bazı bölgelerdeki iklim değişikliğinin sebep olduğu ortam sıcaklığı artışı plastiklerin ışık kaynaklı bozulmasını hızlandıracaktır (Andrady vd., 2011). Örneğin, konvansiyonel engellenmiş amin ışık stabilizatörleri (HALS) kararlı hale getirilmiş polietilenden yapılan malç filmlerinin hızlandırılmış ayrışma odasındaki sıcaklık 30°C'den 40°C'ye çıktığında kullanım ömrü (çekme özelliği ölçümlerine dayalı olarak) %40 oranında azaldığı görülmüştür (Pickett vd., 2009). Aynı şekilde Güney Hindistan'da polipropilenin (PP) bozunması, dış hava koşullarına karşı yaz ve kış mevsimleri olarak değerlendirilmiştir ve farklı değerlerin çıkması sıcaklığın artıp azalmasına dayandırılmıştır (Rajakumar vd., 2009). Sıcaklık, etkisini yalıtkan altlık malzemesi olsun ve olmasın dış hava koşullarına maruz kalan sert poli (vinil klorür) kaplama malzemesi üzerinde de göstermektedir. Destekli numuneler, güneş ışığına maruz kaldıklarında daha yüksek sıcaklığa ulaşırlar ve aynı oranda UV-Radyasyonuna maruz kaldıklarında daha etkili renk bozulmalarına uğrarlar. Örneğin yapılan bir çalışmada destekli ve desteksiz poli (vinil klorür) numuneleri arasındaki renk değişikliği farkı gözlenmiştir. İki numune farklı sıcaklıklar ile muamele edilmiştir ve numunelerdeki renk değişimi sıcaklık ile yüksek pozitif korelasyon ($r = 0.96$) göstermiştir (Hardcastle, 2002). Yapılan bir başka çalışmada ise her 10°C'de bir iki katına çıkan reaksiyon hızı ile sıcaklıklardaki bu artışla birlikte bozunma oranlarının arttığı bulunmuştur. Ayrıca sıcaklık artışı polimer zincirinin hareketliliğini yoğunlaştırarak biyolojik bozunma sırasında mikropların enzimatik aktivitesini de etkiler (Pischedda vd., 2019). Bozunma reaksiyonlarında sıcaklığın etkisi yani yüksek sıcaklıklarda artan bozunma oranlarını tahmin etmek için kullanılan iyi kurulmuş Arrhenius denklemi ile açıklanmaktadır (Baker vd., 2015; Raccurt vd., 2014). Örneğin son yıllarda PE ve PP üzerinde yapılan çalışmalarda bu plastikler dış hava koşullarına maruz bırakılmıştır ve foto-oksidatif bozunma oranının belirleyici özelliğinin güneş ışığı dozu olduğu tespit edilmiştir. Bununla birlikte, PP'nin farklı hava koşullarında bozunma oranı araştırılmış ve etkin olan değişkenin sıcaklık olduğu ifade edilmiştir (Lv vd., 2017; Xiong vd., 2017). Bölgeler arasındaki güneş radyasyonu oranındaki

değişimin az olduğu durumlarda sıcaklıktaki farklılıklar bozunma oranlarını belirleyebilir (Andrady vd., 2019). Bina içlerinde plastikler doğrudan güneş UV radyasyonuna maruz kalmaz. Bu koşullar altında, diffüz UV radyasyonu, ortam sıcaklığı ve hava kirleticileri bozunmanın başlıca etkenleridir (Pastorelli vd., 2014). Plastiklerin bozunma reaksiyonları oksidatif olduğundan mevcut oksijenin konsantrasyonu da bozunma hızını etkileyecektir. Değişken olarak oksijen kısmi basıncını da içeren yeni bir Arrhenius denklemi biçimi (2.1) önerilmektedir.

$$Lnk = pLn(I) + qLn(O) - (\Delta E/RT) \quad (2.1)$$

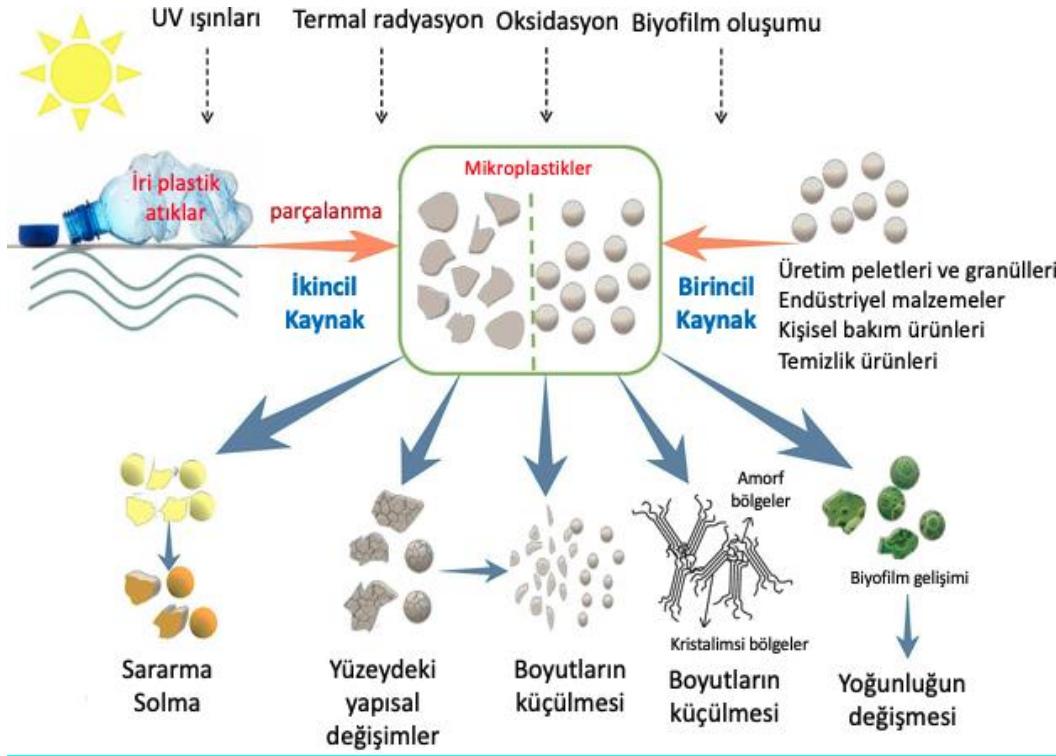
Burada k hız sabiti, O oksijenin kısmi basıncı, ΔE aktivasyon enerjisi, T mutlak sıcaklık ve R gaz sabitidir ($J \text{ mol}^{-1} \text{ K}^{-1}$). Plastiklerin bozunma sürecini modellemek ve bu denklemin doğruluğunu ispat edebilmek için daha fazla çalışma yapılması gerekmektedir (Andrady vd., 2019).

2.1.1.4. Tuzluluk etkisi

Plastik bozunması UV radyasyonu, oksijen ve sıcaklık gibi faktörlere bağlı olduğundan herhangi bir plastiğin bozunma hızı da genel anlamda çevresel koşullara bağlı olacaktır. Toprak ve kompostla karşılaştırıldığında deniz ortamı; düşük sıcaklık, yüksek tuzluluk, yüksek basınç, akıntılar ve düşük besin seviyeleri (örn. nitrat) ile tanımlanır (G.-X. Wang vd., 2021). Deniz suyu inorganik tuzlar açısından zengindir ve tuzluluk; buharlaşma, yağış, nehir akışı ve deniz suyu akıntıları ile ilişkilidir. Okyanus tuzluluğu 35 g/L'dir ve deniz suyunda en fazla bulunan çözünmüş iyonlar sodyum, klorür, magnezyum, sülfat ve kalsiyumdur (Sharqawy vd., 2010). Farklı bölgelerde, farklı derinliklerde tuzluluk değişir veya aynı deniz bölgesinde mevsimsel değişiklikler gösterir (G.-X. Wang vd., 2021). Örneğin, polietilen filmlerin ve termoplastik malzemelerin deniz suyu ile muamele edildiğinde dış hava koşullarına kıyasla daha yavaş bozunması daha az güneş ışığına maruz kalmanın, daha düşük sıcaklıkların ve daha düşük oksijen seviyelerinin bir sonucudur (Andrady vd., 1993; Pegram & Andrady, 1989). Genel olarak biyo-bazlı ve biyolojik olarak parçalanabilen plastiklerin yağ-bazlı plastiklerden daha hızlı bozunacağı varsayılsa da sınırlı sayıda çalışma yapılmış ve bunların sonuçları karıştırılmıştır. Örneğin yapılan bir çalışmada biyolojik olarak parçalanabilen, okso-biyobozunur ve kompostlanabilir dahil olmak üzere birkaç farklı türde taşıma çantası 3 yıla kadar açık havaya, toprağa ve deniz

suyuna maruz bırakılmıştır. Bu üç ortamdaki torbaların hiçbiri konvansiyonel HDPE plastik torbalar kadar bozunmaya dayanıklılığı olmadıkları bulunmuştur ancak kompostlanabilir torbanın sadece 3 ay sonra deniz suyunda tamamen kaybolmasının ilginç olduğu ifade edilmiştir (Napper & Thompson, 2019). Bu sonuçlar, kompostlanabilir bir torbanın deniz suyu ile 24 hafta muamele edildikten sonra torbada %100 oranında yüzey alanı kaybı gerçekleştiğini ifade eden çalışmanın sonuçlarını doğrulamaktadır (O'Brine & Thompson, 2010). Tuzlu bataklık ortamında biyo-bazlı ve biyolojik olarak parçalanabilir plastiklerin bozunmasını inceleyen bir çalışmada, 16 hafta (113 gün) muamele edilen MB (Mater-Bi® torbaları) şeritlerinde geniş ölçüde parçalanma ve bozunma tespit edilmiştir (Weinstein vd., 2020). Kontrollü laboratuvar koşullarında deniz suyu kullanılarak yürütülen diğer çalışmalarda, Mater-Bi® için daha yavaş bozunma oranları bulunmuştur. Örneğin, Mater-Bi® torbalarının deniz suyunda 49 gün sonra ihmal edilebilir düzeyde bozunma (%4,5 ağırlık kaybı) ve 389 gün sonra %50 oranında bozunmaya uğradığı belirtilmiştir (Müller vd., 2012). Yapılan bir başka çalışmada ise PET'in (polietilen tereftalat) deniz ortamında bozunması incelenmiştir ve denizaltı ortamında yaklaşık on beş yıl boyunca yapısal olarak bozulmadan kaldığını ve daha sonra doğal fonksiyonel gruplarında azalmalar olduğu sonucuna varmışlardır (Ioakeimidis vd., 2016). PET'in tatlı su mikroorganizmaları tarafından tuzlu su organizmalarına göre daha kolay parçalandığını bildirilmiştir (Crawford & Quinn, 2017). Yakın tarihli bir makalede deniz suları, toprak ve kompost dahil olmak üzere doğal koşullar altında umut vaat eden bozunabilir polimerlerin biyobozunmasına ilişkin verileri özetlenmiş ve biyobozunur polimerlerin çoğu zaman iddia ettikleri kadar "biyobozunur" olmadığını altı çizilmiştir (Haider vd., 2019). Özellikle günümüzde neredeyse bir meta olan PLA, deniz suyunda 1 yıl sonra belirgin bir bozunma belirtisi göstermemiştir (Gexia vd., 2020). PLA'nın (polilaktik asit) bozunması incelediğinde, 180 günlük bir süreçte ev kompostu halini aldığı ve %5'lik bir ağırlık kaybı gerçekleştiği gözlemlenmiştir (J. H. Song vd., 2009). İki farklı ortam olan deniz suyu ve damıtılmış su içerisinde PLA bozunma oranları değerlendirilmiştir ve deniz suyunda gerçekleşen bozunma oranının daha düşük olduğu tespit edilmiştir (Deroiné vd., 2014). Genel olarak bakıldığında tuzluluk oranı yüksek olan deniz sularında plastiklerin bozunma oranı düşüktür fakat geliştirilmesi mümkündür (G.-X. Wang vd., 2021). Okyanus ve deniz kıyılarında çevreyi kirleten makroskopik plastikler ve mikroplastikler güneş ışığına maruz kalma,

termal yaşlanma, biyofilm büyümesi ve oksidasyon gibi çeşitli parçalanma süreçleri Şekil 2.4’te gösterilmiştir (Guo ve Wang, 2019).



Şekil 2.4. Bozunmadan sonra plastiklerin özelliklerindeki değişiklikler.

2.1.1.5. Oksijen etkisi

Polimerin kimyasal bileşimi parçalanabilirliğinden sorumludur çünkü uzun karbon zincirleri örneğin polietileni hidrofobik yapar ve bu da duyarlı olmayan mikroorganizmalara yol açar. Biyobozunurluğun artırılması için polimerin karbon zincirine termal ve biyolojik bozunma için değişken olan bir heterogrup yani oksijen dahil edilmektedir (Gowariker vd., 1986). Bir başka polimer olan polipropilen, hidrofobikliği nedeniyle yüksek moleküler ağırlık ve yüksek yüzey pürüzlülüğüne sahiptir ve su ortamında pek bozunmaz. Polipropilen ile ilgili en etkili bozunma süreci, polar karbonil grupları, esterler, ketonlar ve asitler üretmek için güneş ışığı ve oksijen ile muamele edilmeyi gerektiren ve böylece polipropilenin hidrofilik özelliğini iyileştiren fotooksidatif bozunmadır (Arkatkar, Arutchelvi, Bhaduri, vd., 2009; Arkatkar, Arutchelvi, Sudhakar, vd., 2009; Gewert vd., 2015; Shah vd., 2008). Ayrıca Muthukumar & Veerappapillai (2015), polipropilenin karbon zincirleri içerdiğini ve bunun da doğrudan bozunmasını zorlaştırdığını belirtmişlerdir. Bozunma, karbon zincirini parçalamak ve moleküler ağırlığını azaltmak için fotodegradasyon ve

kimyasal bozunma ile başlatılmalı ve sonuç olarak bozunmayı kolaylaştıran hidrofilik özelliklerini geliştirmelidir.

Foto ve termo oksidatif reaksiyonların ve ardından parçalanmanın doğal ortamlarda, özellikle sucul ortamlara karşı açık ortamlarda (hava) nasıl gerçekleştiği hakkında çok az şey bilinmektedir. Havadaki parçalanma ile deniz suyundaki parçalanma arasındaki üç temel fark tespit edilmiştir (Andrady, 2011):

- a) Sudaki numunelerin havadakilere göre daha düşük sıcaklıkları, Arrhenius ilişkisine dayanarak tahmin edilebileceği gibi deniz suyundaki oksidasyon oranlarını yavaşlatacaktır.
- b) Deniz suyunda havaya göre daha düşük çözünmüş oksijen konsantrasyonları oksidasyon oranlarını yavaşlatacaktır.
- c) Plastiklerin deniz ortamında batması, plastiğin deniz suyunda ışığın ulaşabildiği derinlikten uzaklaştırılmasının foto başlatmayı yavaşlatmasına neden olacaktır (Andrady, Law, vd., 2022)

Plastiklerin deniz suyunda bu üç faktörün birleşimi ve özellikle sınırlı oksijen, foto oksidasyon işleminin gecikmesine neden olacaktır (Andrady, Barnes, vd., 2022).

Deniz suyu yüzey alanında plastik, güneş ışığına maksimum maruz kalması ile birlikte foto oksidasyon bozunma işleminin gerçekleşmesi için oksijen de mevcuttur böylece suyun hidrolitik doğasının yardımıyla plastik abiyotik faktörler nedeniyle kırılabilir ve parçalanır (Lambert vd., 2014). Güneş ışığı yoğunluğunun az olduğu su seviyelerinde oksijenin varlığı mikrop ve plankton gibi düşük seviyeli organizmaların büyüme sürecinde önemli rol oynayacaktır. Ayrıca bu bölgede abiyotik ve biyotik faktörlerin varlığı eş zamanlı olarak plastik bozunma üzerinde çalışacaktır. Orta derinlikte, plastikler hem kimyasal hem de biyolojik olarak çeşitli bozunma süreçleri geçirecektir (Khoironi vd., 2020). Denizin dibinde, güneş ışığının yoğunluğu ve atmosferdeki oksijen varlığı yüzeye kıyasla yoktur (Browne vd., 2008) ve bu da mikrobiyal toplulukların çeşitliliğinin azalmasına neden olacaktır (Barnes vd., 2009).

2.1.2. Biyolojik süreçler

Nem, sıcaklık, pH, tuzluluk, oksijen varlığı veya yokluğu, güneş ışığı, su, gerilme ve kültür koşulları gibi çevresel parametreler sadece polimer bozunmasını etkilemekle kalmaz aynı zamanda mikrobiyal popülasyon ve enzim aktivitesi üzerinde de çok önemli bir etkiye sahiptir (Gu, 2003). Mikroorganizmaların, plastiği substrat olarak

kullanmalarına izin veren enzimler elde ederek plastiğin bozulması ya da yok olması olayı biyolojik bozulma olarak adlandırılır. Plastik kirleticilerin biyolojik bozulma süreci, yüzey alanı, fonksiyonel gruplar, moleküler ağırlık, hidrofilik ve hidrofobiklik, erime sıcaklığı, kimyasal yapı gibi birden fazla etkene bağlıdır (Okada, 2002). Kristallik, biyolojik parçalanabilirliği etkileyen çok önemli bir diğer faktördür; biçimsiz alanlar içeren polimerler, mikrobiyal enzimatik girişimlere karşı daha savunmasızdır. Plastik polimerlerin kristal yapısı, mikrobiyal enzimatik faaliyet için daha az ulaşılabilir olmasını sağlar. Bu sebeple polimerlerin kristalliğinin artması ile plastiklerin bozunma hızı azalır. Biyolojik bozunma çeşitli mikroorganizmaların yardımıyla gerçekleşir (Slor vd., 2018).

Plastiklerin parçalanması farklı ortamlarda gerçekleşmektedir. Buna bağlı olarak da yapılan incelemelerin avantajları ve dezavantajları değişiklik göstermektedir. Biyobozunma çalışması için yöntemlere genel bakış Tablo 2.2’de gösterilmiştir (Kale vd., 2015).

Tablo 2.2. Biyobozunma çalışması için yöntemlere genel bakış.

	Alan (Yaşayan Organizmada)	Simülasyon	Laboratuvar (Yapay Ortamda)
İşlem	Plastik numunelerin toprağa gömülmesi Bir göle veya nehre yerleştirmek	Plastik numunelerin kontrollü (sıcaklık, pH, nem) koşullarda kompost, toprak veya deniz suyuna gömülmesi	Karışık mikrobiyal popülasyon (örneğin atık sudan) veya belirli bir polimer için özellikle taranmış olabilecek bireysel mikrobiyal gerinimler veya enzimler ile aşılınmış tanımlanmış ortam
Avantajlar	En kolay ve yaygın olarak kullanılan	Pratik olarak en uygun Saha testleri için kullanılacaktır daha iyi analitik araçlar mevcuttur	Doğal koşullar altında olduğundan daha hızlı bozulma oranı Birçok sistematik araştırma için tercih edilen araştırmalar
Dezavantajlar	Çevre koşulları iyi kontrol edilemez Bozulma sürecini izlemek için analitik fırsatlar sınırlıdır	Değişken mikrobiyal popülasyon nedeniyle tekrar üretilemez	Bu yöntem, bir mikroorganizma tarafından metabolizma açısından biyolojik bozunmayı kanıtlamak için kullanılamaz

2.1.2.1. Bakteri ve mantar kaynaklı plastik bozunma

Bakteriler ve mantarlar plastiği doğal olarak bozan biyolojik faktörlerdir. Aerobik ve anaerobik koşullar altında ısı enerjisi olmadan “biyodegradasyon” olarak tanımlanan metabolik aktiviteleri ile plastikleri bozabilmektedirler (Rutkowska vd., 2002). Bakteriler, mikroorganizmaların önemli bir grubudur ve tüm organizmalar içinde en çok bulunan tür bakterilerdir. Öncelikle toprakta, suda ve atmosferde yaşar ve birçok tür kirleticileri iyi parçalama özellikleriyle bilinirler (Bakir vd., 2014).

Son yıllarda mikroplastikleri parçalayabilen bakteri izolatların sayısı artmış ve bu parçalanma özelliklerine bağlı olarak mikroplastikler üzerindeki etkileri ilgi görüp çeşitli araştırmalar yapılmıştır. Mangrove tortusundan saf iki bakteri kültürü elde edilip polipropilen mikroplastik parçalanması için kullanılmıştır. 40 günlük inkübasyondan sonra *Rhodococcus sp.* suşu 36 ve *Bacillus sp.* suşu 27 tarafından bozunmaya uğrayan propopilen mikroplastığın ağırlık kayıpları sırasıyla %6,4 ve %4,0'dır. Aynı zamanda, muamele edilen propopilen mikroplastiklerin yüzeylerinde bakterilerin aktiftiğinden dolayı çeşitli gözenekler ve düzensizlikler tespit edilmiştir. Sonuç olarak, çevreden izole edilen saf bakteri kültürlerinin mikroplastiklere yapışabileceğini, koloni haline getirebileceğini ve zarar verebileceğini göstermiştir (Auta vd., 2018). Bakteriler, çevre koşullarının (ısı, sıcaklık, besin) etkisine uğramış plastikleri de parçalayabilir. *E. coli* ile 72 saat inkübe edilen poliüretanların bozunma oranları %1-%2'ye ulaşmıştır (Uscátegui vd., 2016). Mikroplastiklerin bakteriler tarafından parçalanma süreci 0-3 aydır ve nispeten uzun bir süreçtir. Parçalanma sürecini kısaltmak ve mikroplastikler bakteriler tarafından parçalanma oranını arttırmak için gelecekteki araştırmalarda çalışma koşulları optimize edilmeli ve suşlar iyileştirilmelidir (Yuan vd., 2020). Bakteriler ile birlikte bozunmada aktif rol oynayan mantarlar ile ilgili çalışmalar da yapılmıştır. Bozunabilir plastik polietilenin lignoselülozu parçalayan *Phanerochaete* mantarları ve bakteri *Streptomyces türleri* tarafından biyolojik olarak bozunması test edilmiştir. *Phanerochaete chrysosporium* mantarları ve *Streptomyces, S. setonii* 75Vi2 ve *Viridosporus T7A, S. badius* 252 dahil bakteri suşları, gerilme mukavemetinde %50 azalma ile test örneğini etkin bir şekilde bozmuştur. İlk test numunesi, bozulma sürecini kolaylaştıran %6 nişasta ve proksidan içermektedir (Lee vd., 1991). Farklı ortamlarda mantarlar tarafından mikroplastiklerin bozunması üzerine araştırmalar devam etmektedir. Polietilenin bozunmasında kullanmak için *Penicillium simplicissimum* YK izole edilmiştir. İzole

edilen bu mantarın radyasyona maruz kalmamış duruma göre ortam 500 saat radyasyona maruz bırakılıp %0,5 polietilen eklenmiş katı bir ortam üzerinde daha iyi büyümüştür. Daha sonra yapılan analizler, mantarın 3 aylık sıvı işlemeden sonra daha düşük moleküler ağırlıklı polietilen biçimlerinin gözlemlenebildiğini göstermiştir. Bunlara bağlı olarak ultraviyole ön işleminin, mantarlar tarafından mikroplastiklerin bozulmasına katkıda bulunabileceği sonucuna ulaşılmıştır. Ek olarak mantarlar sadece mikroplastiklerin morfolojisini değiştirmekle kalmaz aynı zamanda iç özelliklerini de değiştirmektedirler (Yamada-Onodera vd., 2001).

2.1.2.2. Biyofilm kaynaklı plastik bozunma

Biyofilmler; mikroplastiklerin yapısına ve işlevine mikroplastiklerin yüzey özelliklerini maskeleyerek ve katkı maddelerini bozarak zarar verebilirler. Aynı şekilde mikroplastikleri değiştiren/bozan enzimleri salgılayarak ve metabolik yan ürünleri serbest bırakarak zarar verebilirler (Miao vd., 2019). Biyofilmlerin mikroplastiklerin fiziksel özelliklerini değiştirmesi mikroplastikleri parçaladığını göstermektedir (Rummel vd., 2017).

Mikroplastiklerin biyofilm kaynaklı bozunması, bakteri ve mantar kaynaklı bozunmaya göre daha karmaşıktır ve bozunma süreci dört aşamada incelenir. İlk aşamada mikroplar mikroplastiklerin hidrofilitik ve yapışma ile yüzey özelliklerini değiştirir. İkinci aşamada, katkı maddelerinin ve monomerlerin hücre ve enzim bozunması sebebiyle mikroplastiklerden sızması artar. Üçüncü aşamada, biyolojik kökenli enzimler veya radyaller mikroplastiklere ve katkı maddelerine saldırır bu da hem kırılma ve mekanik kararlılık kaybına yol açar. Son aşamada, biriken su ve mikrobiyal lifler mikroplastiklerin içine girerek mikroplastiklerin biyofilmler tarafından bozunmasına sebep olur (Flemming, 1998).

Plastiklerin hidrofobik olması biyofilm kaynaklı bozunmada su emilimini engelleyerek parçalanma eylemini zorlaştırır. Mikroplar, bakterilerde bulunun fimbriyal yapılarla elde edilen plastiğin hidrofilitik yüzeyine yapışabilir (Syranidou vd., 2017). Örneğin, *Bacillus mycooides* ve *Penicillium frequentans* bakterileri tarafından oluşturulan biyofilm, bozunabilir polietilenin ağırlığını %7 oranında azaltmıştır. Buna karşılık tek başına *P. frequentans* ve *B. mycooides* suşu ile gerçekleşen bozunmada ağırlık kaybı sırasıyla %0,45 ila %0,50 ve %0,01 olarak gözlemlenmiştir. Sonuçlar, bakteriler tarafından oluşturulan biyofilmlerin biyobozunma sürecini 14 kat arttırdığını göstermiştir (Skariyachan vd., 2017).

2.1.2.3. Mikrobiyal kaynaklı plastik bozunma

Plastik polimerlerin mikroorganizmalar tarafından mikrobiyal bozunması, biyobozunma, biyoparçalanma, asimilasyon ve mineralizasyon gibi adımları içermektedir. Biyobozunma, fiziksel, kimyasal ve mekanik özellikleri değiştiren plastik yüzeylerin yüzeysel bozunmasını etkiler. Plastik substratın üstünde ve içinde mikrobiyal biyofilm oluşumu bozunma sürecine yardımcı olur. Şiddetli şekilde kimyasal ve fiziksel bozunmaya neden olur ve bunların oluşumu plastik polimerlerin yapısına ve bileşimine olduğu kadar çevresel koşullara da bağlıdır (Vivi vd., 2019). Plastikler polimer olduklarından bozunma işlemi sırasında mineralize edilmeden önce monomerlere dönüştürülmesi gerekir. Mineralizasyon ve asimilasyon, mikrobiyal kaynaklı bozunmanın son adımlarıdır. Biyofragmentasyon sonucu oluşan monomerlerin mikrobiyal hücre zarını geçmesi gerekir. Zardan geçemeyen monomerler dışarıda kalır ve asimile edilemezler (Kale vd., 2015). Asimilasyon süreci bozunmanın tamamlanması için atomların mikrobiyal hücreyle bütünleşmesi gerekmektedir. Asimilasyon sonucu oluşan ikincil metabolitler, mikrobiyal hücrenin dışına taşınabilir ve daha fazla bozunma işlemi gerçekleştiren diğer mikroplar tarafından kullanılabilir. Metabolitlerin (birincil ve ikincil) bozunması, CO₂, N, CH₄ ve H₂O gibi oksitlenmiş ürünlerin salınmasına neden olur (Nakajima-Kambe vd., 1995).

Plastiklerin biyolojik bozunması bakteri, mantar, biyofilm ve mikrobiyal kaynaklı gerçekleşmektedir. Polietilenin mikrobiyal bozunması Tablo 2.3'te özetlenerek gösterilmiştir (Venkatesh vd., 2021).

Tablo 2.3. Polietilen'in mikrobiyal bozunması.

	Test edilen polietilen	Kontrol edilen parametreler	Bozunma için kullanılan mikroplar/enzimler	Referanslar
1	Taşıma poşeti	Çekme mukavemeti, yüzey korozyonu, ağırlık yüzdesi	Pseudomonas sp; Bacillus cereus	(P. Aswale & Ade, 2008)
2	Nişasta ve pro-oksidan içeren biyolojik olarak parçalanabilir plastik	Moleküler ağırlık dağılımı, ağırlık kaybı, çekme mukavemeti, uzama yüzdesi	Streptomyces; Phanerochaete chrysosporium ; S. setonii 75Vi2; Viridosporus T7A; S.badius 252	(Lee vd., 1991)
3	Plastik bardaklar ve polietilen poşetler	Ağırlık kaybı	Pseudomonas ; Bir nişan; B. subtilis; P. vulgaris; S. aureus; A.niger; S.lactis; A.glaucus; A.flavus; penisilyum; M. luteus	(Priyanka & Archana, 2011)
4	Dallanmış düşük yoğunluklu polietilen	Gravimetrik ve moleküler ağırlık kaybı	B. borstelensis suşu 707	(Hadad vd., 2005)
5	Alçak yoğunluklu polietilenin toz hali	Sturm testi ve SEM analizi	Aspergillus türü; Aspergillus versicolor	(Pramila & Ramesh, 2011)
6	Düşük yoğunluklu polietilen filmler	Ağırlık ölçümleri, Çekme mukavemeti, SEM, FTIR, GC-MS	P.aeruginosa; P.putida ; P.syringae	(Kyaw vd., 2012)
7	Nişasta ile karıştırılmış LLDPE tork	SEM, DSC, TGA, FTIR spektroskopisi, kilo kaybı.	P.funiculosum; G.virens; P. pullulans; A.niger; C. globosum	(Gilan vd., 2004)

Tablo 2.3. (Devamı): Polietilen'in mikrobiyal bozunması.

8	Düşük yoğunluklu polietilen ve doğrusal düşük yoğunluklu polietilen	GC-MS ve FTIR	B. megaterium; Brevibacillus; B. cereus; B. subtilis	(Abrusci vd., 2011)
9	Dallanmış düşük yoğunluklu polietilen	FTIR, SEM, ortalama ağırlık kaybı	Rhodococcus ruber C208	(Chandra & Rustgi, 1997)
10	Dengeli bir antioksidan ve pro oksidan içeriğine Dengeli bir antioksidan ve pro oksidan içeriğine sahip LDPE, HDPE ve LLDPE	FTIR, H NMR, SEM	Rhodococcus rhodochrous ATCC 29.672	(Fontanella vd., 2010)
11	HDPE ve AYPE	Ortalama ağırlık	Listeria; basil; mikrokok; Vibrio	(Kumar vd., 2007)
12	PE taşıma poşetleri	Ağırlık kaybı	Serretia marscence	(P. N. Aswale & Ade, 2009)
13	Düşük yoğunluklu polietilen	Yüzde uzama, FTIR, Çekme mukavemeti, SEM, Ağırlık kaybı ve spektroskopi,	Aspergillus oryzae	(Konduri vd., 2011)
14	Çevresel olarak bozunabilen PE	Epifloresan mikroskopi, SEM ve FTIR	Cladosporium cladosporides ATCC 20251; Nocardia steroidleri GK 911; Rhodococcus rhodocorous ATCC 29.672	(Bonhomme vd., 2003)

Tablo 2.3. (Devamı): Polietilen'in mikrobiyal bozunması.

15	Ekstrüde düşük yoğunluklu polietilen (LDPE)		FTIR ve SEM	Stafilokok epidermisi	(Chatterjee vd., 2010)
16	Yüksek yoğunluklu polietilen (HDPE)	Ağırlık kaybı, Kristallik yüzdesi ve FTIR		Artrobakter; Pseudomonas sp.	(Balasubramanian vd., 2010)
17	PE taşıma poşetleri ve bardaklar	Çekme mukavemeti ve Ağırlık kaybı		basil; Stafilokok; Streptokok; Diplokok; mikrokok; Pseudomonas; moraxella; A. ornatus; A. nidulans; A. flavus, A. candidus, A. cremeus, mantarlar (Aspergillus niger & A. glaucus)	(Reddy, 2008)
18	Düşük yoğunluklu polietilen	Uzama yüzdesi, Çekme mukavemeti, FTIR, SEM, Yüzey enerjisi ve değme açısı.		Bacillus cereus (C1)	(Suresh vd., 2011)
19	Polietilen atık poşeti ve su torbaları		Kilo kaybı yüzdesi	Aspergillus niger; Pseudomonas putida; Bacillus subtilis; Pseudomonas aeruginosa	(Nwachukwu vd., 2010)
20	Plastik bardaklar ve poşetler		Ağırlık kaybı	Streptokok; Stafilokok; moraxella; mikrokok; Pseudomonas; A. glaucus; a. nijer	(Kathiresan, 2003)
21	Yüksek molekül ağırlıklı polietilen	Çekme mukavemeti, Bağıl uzama		Trametler çok renkli IFO 7043 ve IZU-15413; Phanerochaete krizosporium ME-446	(Iiyoshi vd., 1998)
22	Parçalanabilir polietilen	Strum testi ve ağırlık kaybı yüzdesi.		Bacillus mycoides; Penicillium frekansları	(Seneviratne vd., 2006)

Tablo 2.3. (Devamı): Polietilen'in mikrobiyal bozunması.

23	Plastik taşıma poşetleri	Ağırlık kaybı	Aspergillus niger	(P. Aswale & Ade, 2011)
24	Nişasta polietilenprooksidan parçalanabilir plastikler	Mekanik özellikler, moleküler ağırlık dağılımı ve FTIR	Streptomyces setonii 75Vi2; Streptomyces badius 252; Streptomyces viridosporus T7A	(Pometto 3rd vd., 1992)
25	AYPE tozu	Ağırlık kaybı	Streptomyces KU1; Streptomyces KU8; Streptomyces KU6; Streptomyces KU5; Pseudomonas sp; Bacillus sp; Staphylococcus sp; A. flavus; Aspergillus nidulans	(Usha vd., 2011)
26	PE taşıma poşetleri	FTIR, GC-MS, TLC ve ağırlık kaybı.	B. cereus; S. marcescens , P.aeruginosa; S.aureus B- 324; A.glaucus; M.lilae B- 429; A.niger; P. chrysosporium; Postretus	(P. N. Aswale, 2010)
27	Sıradan polietilen (sebze nişastası %6) ve suni polietilen	Ağırlık kaybı	Pseudomonas spp.	(Nanda vd., 2010)
28	HDPE filmleri	Uzama, FTIR, Çekme mukavemeti, Uzama kırılması	A.oryzae; A. niger; A.flavus	(Konduri vd., 2010)
29	Düşük yoğunluklu toz polietilen	XRD, DSC, SEM ve FTIR	Penicillium pinophilum; A.niger	(Volke-Sepúlveda vd., 2002)

2.1.2.4. Plastiklerin üzerinde mikrobiyal yerleşim ve biyofilm oluşumu

Plastik çöpün kıyı ve açık okyanus gibi su ekosistemleri üzerindeki etkisi keşfedilmek istenmiştir (Amaral-Zettler vd., 2020). Bu bağlamda ilk kez (Zettler vd., 2013), plastisfer terimini ortaya çıkarmışlardır.

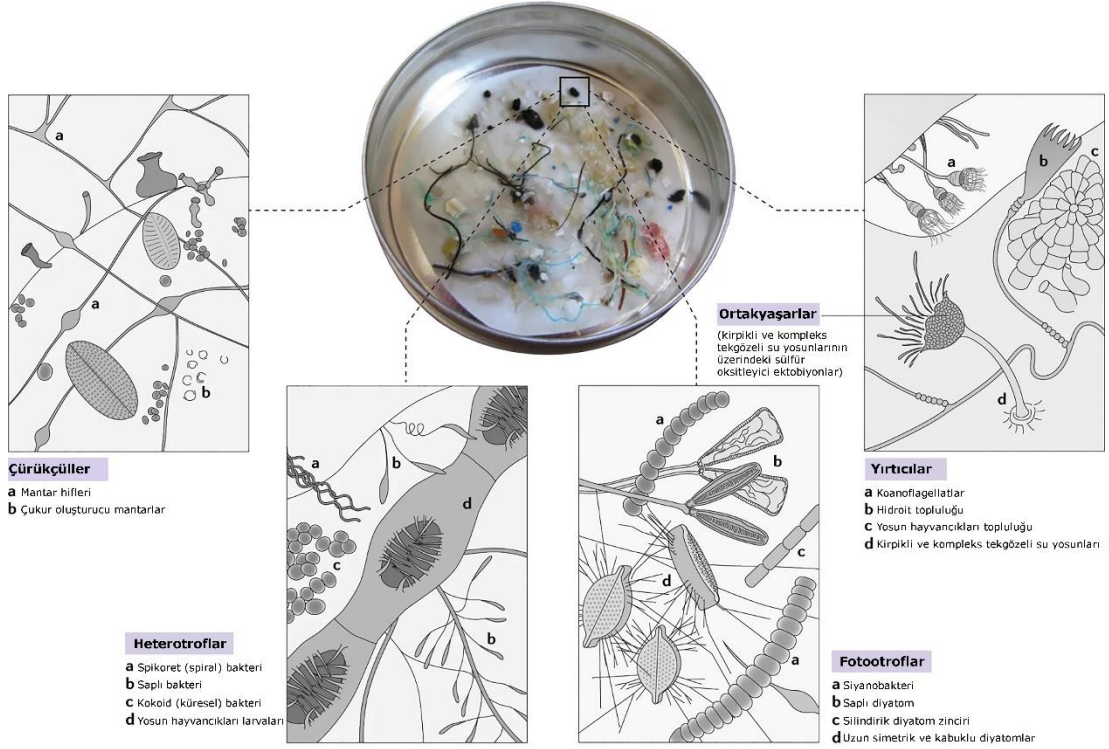
Heterotroflar, ototroflar, avcılar ve ortakyaşarlardan oluşan çeşitli mikrobiyal bir topluluğu plastisfer olarak tanımlamışlardır (Zettler vd., 2013). Bu terim başlangıçta Kuzey Atlantik Subtropikal Döngüsünden toplanan mikroplastikler (plastik çöp <5 mm) üzerindeki yaşamı ifade etmekteydi ve bir bakıma yüzen artık birikimleri "çöp parçaları" olarak adlandırılırdı ancak birçok su ortamında plastik artık ile ilişkili yaşamı tanımlamak için kullanılmaya başlanmıştır (Harrison vd., 2018; Kirstein vd., 2019).

Fitoplankton ve bakteriler arasındaki etkileşimler, Dünya'nın ekolojik döngülerine ve okyanuslardaki besin ağlarının yapısına aracılık etmede önemli bir rol oynar. Ototrofik organizmalar ve diğer mikroorganizmalar arasındaki bu ilişki plastisferde de mevcuttur (Mayali, 2018).

Bilinen plastisferin biyokütlesi, açık okyanus yüzey sularındaki toplam mikrobiyal biyokütlenin %0,01-0,2'sine yaklaşmıştır (Takada & Karapanagioti, 2019). Plastisferle ilgili ilk çalışmalar öncelikle diatomlar ve ipliksi bakteriler gibi morfolojik olarak farklı organizmaları tanımlayan mikroskopiye dayanmaktaydı ancak modern moleküler yöntemlerin ve özellikle yüksek verimli DNA dizilemenin uygulanması plastisferde yaşayan çeşitli mikroorganizmalar hakkındaki bilgi birimini arttırmaktadır (C. De Tender vd., 2017; Stanier, 1975).

Tuzluluk, basınç, oksijen ve akıntı hızı gibi çevresel faktörler denizin farklı bölgelerinde farklılık gösterir ve bu da denizin farklı bölgelerindeki plastisfer topluluklarında farklılıklara yol açmaktadır (Harrison vd., 2018; J. Wang vd., 2021).

Moleküler veriler ile taramalı elektron mikroskopunu (SEM) birleştiren çalışmalarda, plastisferin birincil üreticileri (örneğin fototroflar), yırtıcı ortakyaşarları ve ayrıştırıcıları içeren ve besin değeri düşük olan okyanusta kalabalık yüzey tabanlı bir mikro ekosistem (Şekil 2.5.) olabileceğini doğrulamışlardır (Bryant vd., 2016; Dussud vd., 2018; Kirstein vd., 2018; Zettler vd., 2013).



Şekil 2.5. Plastisfer topluluğu.

Güneş ışığına maruz kalmış plastik plastisferinin büyük bir kısmında diatomlar gibi fotootrofların bulunduğu gözlemlenmiştir. Morfolojik özellikler temelinde rapor edilen sonuçlara göre farklı şekilde diatom çeşitleri tespit edilmiştir. Enerjisini ışıktan alan Fotootroflara ek olarak okyanusun güneşli kısımlarında plastisferde fotoheterotrofik bakteriler bulunur (Luo & Moran, 2014). Kettner vd. (2019), yapmış oldukları çalışmada, plastisferdeki mantar çeşitliliği az olmasına rağmen acı ve tatlı sularda polietilen ve polistiren substratlar üzerindeki mantarların varlığını kanıtlamışlardır. Patojen bakteriler de ise Özellikle *Vibrio* cinsi ve üyeleri deniz ortamlarına özgüdür ve birçoğu zararsız olsa da bazıları vahşi yaşamda ve insanlarda hastalığa neden olabilir. *Vibrio* bakterileri, özellikle daha yüksek su sıcaklıklarına karşılık olarak çiçek açtıklarının bilindiği yaz aylarında bakteriyel plastisfer topluluklarına hükmedebilirler (Amaral-Zettler vd., 2020).

Plastik üretimindeki artışlara rağmen denizlerdeki atık plastiklerin yaşları ve akıbeti yetersiz şekilde nitelendirilmiştir. Denizlerdeki atık plastikler hakkında bilinenler (Hidalgo-Ruz vd., 2012) tarafından özetlenmiş olup abiyotik ve biyotik faktörlerin plastik atıkları nasıl parçaladığına dair daha fazla çalışma ihtiyacını vurgulanmaktadır. Yapılan bir başka çalışmanın sonucuna göre SEM görüntüleri plastik yüzeydeki çukurlara gömülü mikrobiyal hücreleri göstermekte olup bu da mikropların plastiğin

fiziksel veya metabolik yollarla parçalanmasında rol oynayabileceğini düşündürmektedir (Zettler vd., 2013).

2.2. Plastiklerin Parçalanmasını İnceleyen Teknikler Ve Cihazlar

Plastiklerin parçalanması farklı yaklaşımlar kullanılarak araştırılabilir. Örneğin saf kültürlerin plastikleri bozunma yetenekleri açısından test ederek ya da plastik numuneleri doğal numunelerin varlığında veya doğrudan toprak, kompost, depolama alanları, su veya bentik çökelti gibi doğal ortamlarda kuluçkaya yatırarak yapılabilmektedir. İkinci yaklaşım, gerekli aktiviteye sahip olan suşların doğal seçimine odaklanmıştır (Kotova vd., 2021). Plastiklerin doğal bozunması, O₂ alımı, CO₂ oranı, fiziksel ve kimyasal özelliklerinde meydana gelen değişiklikler ve mikrobiyal büyüme hızları nitelendirilebilir (Mohan, 2011). Plastik parçalanmanın değerlendirilmesi için mevcut birçok teknik ve cihaz bulunmaktadır.

2.2.1. Görsel gözlemler

Plastiklerde gözle görülür değişikliklerin değerlendirilmesi neredeyse tüm testlerde yapılabilmektedir. Bozunmayı tanımlamak için kullanılan etkiler arasında yüzeyin pürüzlenmesi, delik veya çatlak oluşumu, parçalanma, renk değişiklikleri veya yüzeyde biyofilm oluşumu yer alır. Bu değişiklikler metabolizma açısından bir biyolojik bozunma sürecinin varlığını kanıtlamaz ancak görsel değişiklikler parametresi herhangi bir mikrobiyal oluşumun ilk göstergesi olarak kullanılabilir. Plastiklerin yüzeyindeki bozunmalar için taramalı elektron mikroskobu (SEM) veya atomik kuvvet mikroskobu (AFM) kullanılarak daha karmaşık yüzeyler gözlemlenebilir (Ikada, 1999). Polimerik malzemenin biyolojik olarak bozunabilirliğini değerlendirmek için bir dizi başka teknik de kullanılabilir. Bunlar; Fourier transform kızılötesi spektroskopisi (FTIR), diferansiyel taramalı kolorimetri (DSC), nükleer manyetik rezonans spektroskopisi (NMR), X-ışını fotoelektron spektroskopisi (XPS), X-ışını kırınım (XRD) cihazlarıdır (Shah vd., 2008).

2.2.2. Ağırlık kaybı ölçümleri: kalan polimerin belirlenmesi

Filmler veya test çubukları gibi test numunelerinin ağırlık kaybı, bozunma testlerinde (özellikle saha ve simülasyon testlerinde) yaygın olarak uygulanır ancak yine de doğrudan biyobozunma kanıtı elde edilmez. Numunenin doğru şekilde temizlenmesi veya malzemenin aşırı derecede parçalanması durumunda problemler ortaya

çıkabilir. İkinci durumda, numuneler geri kazanımı kolaylaştırmak için küçük ağlara yerleştirilebilir. Bu yöntem, DIN V 54900'ün tam ölçekli kompostlama prosedüründe kullanılır. Plastik numuneleri çevreleyen matrisin eleme analizi, parçalanma özelliklerinin daha iyi nicel olarak belirlenmesini sağlar. İnce dağıtılmış polimer numuneleri (örneğin tozlar) için, kalan polimerdeki azalma, yeterli bir ayırma veya ekstraksiyon tekniği (biyokütleden ayrılmış polimer veya topraktan veya komposttan çıkartılmış polimer) ile belirlenebilir (Witt vd., 2001).

2.2.3. Mekanik özelliklerdeki ve molar kütledeki değişiklikler

Görsel gözlemlerde olduğu gibi polimer malzemenin metabolizması nedeniyle malzeme özelliklerindeki değişiklikler doğrudan kanıtlanamaz. Bununla birlikte, mekanik özelliklerdeki değişiklikler genellikle test numunesinin kütlelerinde yalnızca küçük değişiklikler gözlemlendiğinde kullanılır. Gerilme mukavemeti gibi özellikler, polimerlerin molar kütledeki değişikliklere karşı çok hassastır ve bu da genellikle doğrudan bozulma göstergesi olarak alınır (Erlandsson vd., 1997). Enzim kaynaklı polimer parçalanması için malzeme özellikleri yalnızca önemli bir ağırlık kaybı gözlemlendiğinde değişir (numune yüzey erozyonu süreci nedeniyle incelik ve malzemenin iç kısmı bozunma sürecinden etkilenmez), abiyotik için bozunma süreçleri (genellikle tüm malzemede gerçekleşir ve polyesterlerin hidrolizini veya polietilenlerin oksidasyonunu içerir) mekanik özellikler önemli ölçüde değişebilir ancak bu aşamada bozunma ara maddelerinin çözünürlüğünden dolayı neredeyse hiç ağırlık kaybı meydana gelmez. Sonuç olarak, bu tip ölçüm genellikle ilk bozunma adımından abiyotik süreçlerin sorumlu olduğu malzemeler için kullanılır (Breslin, 1993; Tsuji & Suzuyoshi, 2002).

2.2.4. CO₂ oluşumu/O₂ tüketimi

Aerobik koşullar altında, mikroplar karbonu oksitlemek için oksijeni kullanır ve ana metabolik son ürünlerden biri olarak karbondioksiti oluşturur. Sonuç olarak, oksijen tüketimi (respirometrik test) veya karbon dioksit oluşumu (Sturm testi) polimer bozunması için iyi göstergelerdir ve laboratuvar testlerinde biyolojik bozunmayı ölçmek için en sık kullanılan yöntemlerdir (Hoffmann vd., 1997).

Plastikler fiziksel, kimyasal ve biyolojik olarak parçalanırlar ve bu parçalanmanın da farklı parametleri vardır. Her parçalanma ve parametreyi analiz eden yöntem Tablo 2.4'te özetlenmiştir (Kotova vd., 2021).

Tablo 2.4. Plastiklerin mikrobiyal bozunması ve yöntemler.

Analiz edilen parametre	Yöntem	Plastiğin biyolojik bozunma belirtileri	Referanslar
1 Plastik yüzeylerin özellikleri	Taramalı elektron mikroskobu (SEM), atomik kuvvet mikroskobu (AFM)	<i>Yüzey yapısındaki değişiklikler: mikro kusurların oluşumu, delikler, pürüzlü kabartma</i>	<i>(Delacuvellerie vd., 2019; Muhonja vd., 2018; Park & Kim, 2019; Sarmah & Rout, 2018; Skariyachan vd., 2018)</i>
2 Çekme mukavemeti (TS) ve kopmada uzama (EAB)	Tansiyometri	<i>TS ve EAB'de azalma (LDPE bozulması sırasında)</i>	<i>(Skariyachan vd., 2018)</i>
3 Cam değişim ısı	Diferansiyel taramalı kalorimetri (DSC)	<i>Camsı geçiş sıcaklığında azalma</i>	<i>(Lucas vd., 2008; Park & Kim, 2019)</i>
4 Kristallik derecesi	Fourier dönüşümü kızılötesi spektroskopisi (FTIR)	<i>Amorf PE'nin tercihli bozunması nedeniyle kristallik derecesinde artış</i>	<i>(Das & Kumar, 2015; Sen & Raut, 2015)</i>
5 Hidrofobiklik	Değme açısının ölçülmesi; BATH testi	<i>Değme açısında azalma (artan hidrofüliklik)</i>	<i>(Das & Kumar, 2015; Koutny vd., 2006)</i>
6 Artık polimer kütlesi	Gravimetri (tartım)	<i>Plastiğin kütlelerinde azalma</i>	<i>(Delacuvellerie vd., 2019; Park & Kim, 2019; Sarmah & Rout, 2018; Skariyachan vd., 2017)</i>
7 Kimyasal bileşim	FTIR spektroskopisi	<i>Karbonil dizininde artış; ek fonksiyonel gruplar (karbonil/karboksil) ve alkanlarla ara ürünlerin oluşumu; karbonil ve eter bağlarına karşılık gelen yeni zirvelerin görünümü</i>	<i>(Delacuvellerie vd., 2019; Muhonja vd., 2018; Park & Kim, 2019; Sarmah & Rout, 2018; Skariyachan vd., 2018)</i>
8 Moleküler ağırlık	Nükleer manyetik rezonans (NMR), gaz kromatografisi/kütle spektrometrisi (GC-MS), jel permeasyon kromatografisi (GPC)	<i>Ortalama moleküler ağırlıkta azalma</i>	<i>(Park & Kim, 2019; Sarmah & Rout, 2018; Skariyachan vd., 2018; Yamada-Onodera vd., 2001)</i>
9 Mikrobiyal biyokütle	Protein (biyokütle) veriminin analizi	<i>Polimer varlığında artan miktarlarda mikrobiyal protein</i>	<i>(Sarmah & Rout, 2018)</i>

2.3. Doğal Ortamda Eskimiş Plastikleri İnceleme Çalışmaları

Plastiklerin yaklaşık %50'si tek kullanımdan sonra atılır (Hopewell vd., 2009). Ömrünü tamamlamış tek kullanımlık plastikler önemli miktarlarda çevrede çöp olarak bulunurlar. Bu plastikler, deniz ve kara ortamlarında bulunun çöplerin büyük bir

kısmını oluşturur. Plastik taşıma poşetlerinin çöpe atılmasının okyanuslarda önemli bir kirlilik kaynağı oluşturduğuna dair endişeler vardır (Napper & Thompson, 2019).

Doğal ortamda eskimiş plastikleri incelerken ticari bir kompostlama tesisinde bozunabilirlik gibi belirli bir standartla ilişkili olarak biyobozunma performansını özel olarak ölçmeye çalışılmamaktadır. Bunun yerine, plastiklerin azaltılması bağlamında herhangi bir anlamlı bozulma olup olmadığını değerlendirilmektedir. Örneğin plastik poşetin sağlamlığı veya gözle görülür şekilde parçalara ayrılabilirliği analiz edilmektedir. Öte yandan, doğal ortamda eskiyen plastikler için parçalanma; mikroorganizmaların etkisi yoluyla parçalanma, mekanik özelliklerin kaybı veya kimyasal değişiklikler anlamına gelir. Bu nedenle abiyotik veya biyotik bozunma olmak üzere birçok farklı bozunma tipi, plastikleri bozmak için doğal koşullarda sinerjik olarak birleşerek farklı derecelerde bozunabilirliğe (parçalanma, kırılma, çözünme) yol açabilir ve her bir belirli eylemin izole edilmesi zordur (Calmon-Decriaud vd., 1998).

Toprak ortamında 5 ay boyunca kalmış nişasta içeren LDPE numunelerinde bozulma, çatlak, oyuk veya delinme bulguları gözlemlenmemiştir. Numunelerin parçalanmasına neden olan çatlaklar ve kırılma çözümler 7. ayda gözlemlenmeye başlamıştır (Barak vd., 1991).

LDPE plastik taşıma torbalarının doğal ortamda bozulmasını değerlendirmek için 2 yıla yakın bir süreç içerisinde toprağa gömme testi gerçekleştirilmiştir. Numuneler 7-9 ay toprağa maruz kaldıktan sonra film yüzeyinde mikrobiyal kolonizasyon belirginleşmiştir. Maruz kalan LDPE numunelerde 17-22 ay sonra bozunmaya doğru giden değişiklikler gözlemlenmiştir. Yapılmış bu çalışma genel olarak biyolojik bozunma için uygun koşullar altında gerçekleştirilmiş olsa bile polietilen gibi bir malzeme için iki yıl çok kısa bir süredir. Bu kısa süre içerisinde dahi numunelerde mekanik özelliklerin kaybı ile birlikte bütünlük kaybı görülmüştür. Ayrılmış parçalar 22 ay sonra parçalanmanın erken bir evresine benzeyerek 1 mm olarak ölçülmüştür (Mumtaz vd., 2010).

Düşük yoğunluklu polietilenin (LDPE), 3 aylık bir süre boyunca bakteri konsorsiyumunun talk bazlı formülasyonu ile aşılabilir ve ardından toprağa gömülü bırakılarak doğal koşullarda mikrobiyal bozunması analiz edilmiştir. FTIR, SEM & DSC analizlerinde bakteri konsorsiyumunun LDPE filmin önemli ölçüde yüzeysel

bozulmasına ve ayrıca yapısal özelliklerinde (gövde yoğunluğu) değişikliğe neden olduğu sonucuna varılmıştır. Ek olarak bu çalışma, LDPE filminin laboratuvar ve doğal koşullarda karşılaştırmalı yerinde biyobozunma çalışması, güneş ışığı, sıcaklık ve yağış gibi çevresel faktörlerin polimerin doğadaki biyolojik bozunma oranını artırabileceğini göstermektedir (Negi vd., 2011).

Plastik ve politenin biyolojik bozunması kümes hayvanı pisliği, inek gübresi ve inorganik gübre ile değiştirilmiş Fadama Toprağı kullanılarak izlenmiştir. Polietilen ve plastiğin bozunması, organik ve inorganik gübrelere değiştirilmiş fadama toprağı numuneleri 2, 4, 6 ve 9 ay toptağa gömülü kaldıktan sonra incelenmiştir. Dokuz ay sonra polietilen torbaların ve plastiklerin maksimum % ağırlık kaybı %18,1 (inek pisliği) ve %6 (kümes hayvanlarının dışkısı) olmuştur. Yapılan 9 aylık analizlerden sonra organik ve inorganik gübrelere karıştırılan Fadama Toprağının fizikokimyasal özelliklerinin sonucunda pH'da artış görülmüştür. Toplam nitrojen azalmış ve kullanılabilir fosfor artmıştır (Abdullahi & Saidu, 2013).

Basra Körfezi'ndeki iki derinlikte (2 m ve 6 m) okso-biyobozunur polietilen (OXO-PE), polietilen (PE) ve polietilen tereftalatın (PET) bozunması karşılaştırılmıştır. Taramalı elektron mikroskopunda (SEM) yapılan analizlerde, OXO-PE ve PE'de PET'e göre daha fazla çatlak oluştuğu gözlemlenmiştir bu da fiziksel bozulmaya işaret etmektedir. Fourier dönüşümü kızılötesi spektroskopisi (FTIR) ile yapılan analizde ise hidroksil gruplarının ve karbonil bağlarının oluştuğu gözlenmiştir bu da OXO-PE'nin kimyasal bozunması anlamına gelmektedir. OXO-PE'nin abiyotik ve biyotik süreçlerin birleşmesi nedeniyle zamanla artan bozunma belirtileri gösterdiği ve suyun derinliklerinde gerçekleşen bozunmanın suyun yüzeye yakın olan kısmından daha yüksek olduğu sonucuna varılmıştır (Abed vd., 2020).

Biyolojik olarak parçalanabilen, okso-biyolojik olarak parçalanabilen, kompostlanabilir ve yüksek yoğunluklu polietilen (klasik plastik poşeti) malzemeleri 3 yıllık bir süre boyunca üç ayrı doğal ortam olan açık havada, toprakta ve denizde muamele görmüştür. Ek olarak laboratuvar koşullarında da incelenmesi yapılmıştır. Deniz ortamında kompostlanabilir ve yüksek yoğunluklu polietilen 3 ay içinde tamamen ortadan kalkmıştır. Bununla birlikte, aynı kompostlanabilir plastik numune, 27 ay sonra toprak ortamında hala mevcuttu ancak artık yırtılmadan ağırlık taşıyamamaktadır. Açık havaya maruz kalan tüm plastik numuneler dokuz ay sonunda parçalara ayrılmıştır. Genel bir sonuç olarak tüm ortamlarda 3 yıllık bir süre boyunca

önemli bir bozunma yaşanmamıştır. Bu nedenle okso-biyo-bozunur veya biyolojik olarak-bozunur formülasyonların klasik plastik poşetlere göre deniz çöpünün azaltılması bağlamında avantajlı olmak için yeterince gelişmiş bozulma oranları sağladığı tespit edilememiştir (Napper & Thompson, 2019).

2.4. Laboratuvar Ölçekli Eskitme Çalışmaları

Doğal ortamdaki farklı plastik malzemelerin direkt olarak ayrışma, parçalanma ve mineralizasyon oranlarını mevcut yöntemlerle ölçmek kolay değildir (Eubeler vd., 2009). Bu nedenle daha kısa süreler içerisinde çeşitli plastik malzemelerin biyolojik olarak kirlenmesini ve parçalanmasını araştırmak için laboratuvar deneyleri yapılmaktadır.

Lignin parçalayan bakteriler kullanılarak pro-oksidan ve %6 nişasta içeren plastik numunelerinin bozunma oranları çalkalama şişelerine konularak araştırılmıştır. Lignin parçalayıcı bakteri olarak *Streptomyces viridosporus* T7A, *S. badius* 252 ve *S. setonii* 75Vi2 ve mantar *Phanerochaete chrysosporium* kullanılmıştır. Pro-oksidan aktivite, 0, 4, 8, 12, 16 veya 20 gün boyunca atmosferik basınç ve hava altında 70°C'de bir kurutma fırınına bir plastik tabaka yerleştirilerek hızlandırılmıştır. Aynı zamanda 365 nm'de 2-, 4- ve 8 haftalık uzun dalga UV ışınlanmasının plastiğin biyobozunurluğu üzerindeki etkisi de araştırılmıştır. Ağırlık kaybı verileri, hücre kütleindeki birikim sebebiyle kesin sonuçlar vermemiştir. Üç bakteri tarafından 4 ve 8 günlük ısı işlem görmüş numuneler için önemli ($P < 0.05$) azalmalar gösterilmiştir. 2 ve 4 haftalık UV ile muamele edilen numuneler, üç bakterinin tümünden de en büyük biyolojik bozunmayı göstermiştir fakat mantar tarafından neredeyse hiçbir bozulma gözlenmemiştir. Bu çalışma plastiklerin saf kültürde bakteriyel bozunmasını gösteren ilk rapordur (Lee vd., 1991).

Polietilen ve pro-oksidan katkı maddesi bazlı çevresel olarak parçalanabilir plastiklerin kompostlanabilirliği 45 günlük bir deney ile incelenmiştir. 60°C'de hidrolitik veya oksidatif olarak muamele edilen lineer düşük yoğunluklu polietilen (LLDPE) numuneleri, abiyotik bozunma yolunun hidrolitikten ziyade oksidatif olduğunu göstermiştir. %8'lik bir ağırlık kaybı olmuştur ve Fourier dönüşümü kızılötesi (FTIR) Spektrumu sonuçlarına göre ek karbonil grubunun gösterdiği şekilde plastikler oksitlenmiştir. Oksidasyon hızının, pro-oksidan katkı maddesinin miktarı, plastik numunelerin kimyasal yapısı ve morfolojisi ve yüzey alanından etkilendiği

görülmüştür. McD numunelerinin [yüksek yoğunluklu polietilen, (HDPE) %3 katkı] ve LL numunelerinin boyutlarında (%7 katkı LLDPE) sırasıyla %20 ve %18 azalma olduğu tespit edilmiştir. Pozitif bir bakteri üremesi ve bozunmuş polietilen numuneler için %2,2'lik bir ağırlık kaybı, bozunabilen plastiğin biyolojik olarak bozunabilir olduğunu göstermektedir. Bu sebeple çöplüklerdeki bozunmayan plastiklerle ilgili atık sorunlarını önlemek için kullanılabilir (Agamuthu & Faizura, 2005).

Plastik atıkların döküldüğü deniz kıyısından alınan yüksek yoğunluklu polietilenin (HDPE), *Aspergillus tubingensis* (VRKPT1) ve *Aspergillus flavus* (VRKPT2) mantar suşları kullanılarak bozunması laboratuvar koşulları altında incelenmiştir. Ağırlık kaybı ve FT-IR Spektrofotometrik analize dayalı olarak VRKPT1 ve VRKPT2 olarak adlandırılan iki mantar suşunun HDPE bozunmasında etkili olduğu bulunmuştur. HDPE'nin biyolojik bozunması ayrıca SEM analizi yoluyla araştırılmıştır. HDPE filmin herhangi bir ön işlem ve pro-oksidan katkı maddesi olmaksızın *A. tubingensis* VRKPT1 ve *A. flavus* VRKPT2 mantarları tarafından bozunduğunu analiz edilmiştir. HDPE filmin *A. flavus* VRKPT2 tarafından kolonizasyonu, biyofilm oluşumu ve biyolojik bozunması *A. tubingensis'ten* VRKPT1 daha yüksek olduğu tespit edilmiştir. Deneysel sonuçlar, mantar suşlarının laboratuvar koşulları altında bozunma kabiliyetini göstermiştir ve ayrıca HDPE polimerinin oluşturduğu atık sorununa uygun bir çözüm sağlamıştır (Devi vd., 2015).

500 saat boyunca UV ışığı ile ışınlanmış veya ışınlanmamış topraktan ve yapraktan elde edilen polietilenin (PE) *Penicillium simplicissimum* YK mantar suşu tarafından bozunması 3 aylık bir deney sürecinde incelenmiştir. PE, mantar ile muamele edilmeden önce ve muamele edildikten sonra yüksek sıcaklık jel geçirgenlik kromatografisi (HT-GPC) ile moleküler ağırlık dağılımı tespit edilmiştir. Başlangıç moleküler ağırlıkları 4000 ila 28.000 olan PE daha düşük moleküler ağırlıklarda ölçülmüştür. Polietilende fonksiyonel grupların tespiti için FT-IR analizi kullanılmıştır. Analiz sonuçlarına göre *Penicillium simplicissimum* YK %0.5 polietilen içeren katı bir ortam üzerinde 500 saat boyunca ışınlandığında, ışınlanmadığı duruma göre daha iyi büyümüştür (Yamada-Onodera vd., 2001).

Termo oksitlenmiş (80°C, 15 gün) düşük yoğunluklu polietilen (TO-LDPE), *Aspergillus niger* ve *Penicillium pinophilum* mantarları ile birlikte substrat olarak etanol olsun veya olmasın 31 ay süreyle muamele edilmiştir ve bozunma değer analizleri Diferansiyel taramalı kalorimetri (DSC), X-ışını kırınımı (XRD), Fourier

dönüşümü kızılötesi spektroskopisi (FTIR) ve taramalı elektron mikroskobu (SEM) kullanılarak yapılmıştır. Analizlere göre etanol içermeyen numunelerde oksidasyon düşüşü (neredeyse iki kat) gözlenirken etanol bulunan numunelerde bu artış 2,5 kata kadar gözlemlenmiştir. Etanol içeren ve içermeyen numunelerde *A. niger* için sırasıyla %0,50 ve %0,57 ve *P. pinophilum* için %0,64 ve %0,37 değerlerinde bozunma gerçekleşmiştir (Volke-Sepúlveda vd., 2002).

Odunsu bitkilerden elde edilen *Pestalotiopsis microspora* mantarı kullanılarak 2 haftalık bir deney sürecinde sentetik polimer polyester poliüretanın (PUR) parçalanması incelenmiştir. *Pestalotiopsis microspora* mantarı hem aerobik hem de anaerobik koşullar altında tek karbon kaynağı olarak PUR üzerinde büyüme gerçekleştirmiştir. Bu da odunsu bitkilerin plastikleri parçalayabilmesi için yararlı umut verici bir biyoçeşitlilik kaynağı olduğunu düşündürmektedir (Russell vd., 2011).

Deniz ortamından alınan *Zalerion maritimum* mantarı kullanarak 28 günlük deney sürecinde polietilen (PE) peletlerin mikrobiyal bozunması incelenmiştir. FTIR ve NMR sonuçlarına göre *Z. maritimum* için ağırlık yüzdesindeki artış, plastik parçacıkların kütle kaybı yüzdesindeki artışa karşılık gelmiştir ve pozitif bir korelasyon kaydedilmiştir (Paço vd., 2017).

Laboratuvar koşulları altında oluşturan deniz suyu mikro kozmosunda 389 günlük bir deney sürecinde plastik numunelerin parçalanması incelenmiştir. Plastik ürünlerin ağırlık kaybı polietilen, polistiren ve polipropilen için yılda \leq %1; lateks, polietilen tereftalat ve poliüretan için %3-5, selüloz asetat için %15 ve polyester ve polilaktik asit kompostlanabilir torbalar için %7-27 olarak analiz edilmiştir. Aynı zamanda bu çalışma, deniz ortamları için gerçekçi olan koşullar altında plastik çöplerin bozulmasına ilişkin deneysel verilerin elde edilmesi ihtiyacını vurgulamaktadır (Gerritse vd., 2020).

Respirometrik laboratuvar testi aracılığıyla 48 gün boyunca okso-bozunur ve kompostlanabilir plastiklerin deniz ortamlarındaki performansını değerlendirmektedir. Kompostlanabilir plastikte, daha yüksek derecede parçalanma (%10) gerçekleşmişken poliolefinler arasında %2,06 - %2,78 oranlarında parçalanma gerçekleşmiştir. Pro-oksidanlarda ise önceden abiyotik bozunma olsun veya olmasın hiçbir parçalanma gerçekleşmemiştir. Öte yandan, UV ışığına maruz bırakılan okso-bozunur plastikte $>$ %68 oranında uzama kaybı gerçekleşmiştir. Sonuçlar, incelenen plastiklerin çok

düşük biyobozunma oranlarına ulaştığını ve daha yüksek bir fiziksel bütünlük kaybı oranı gösterdiğini göstermektedir (Alvarez-Zeferino vd., 2015).

Tarımsal toprakta bozunmalarını değerlendirme amacıyla malçlama için potansiyel olarak biyolojik olarak parçalanabilen beş plastik film (mısır termoplastik nişasta-kopolyester, tahıl unu-kopolyester, polilaktik asit-kopolyester, polihidroksibutirat ve patates termoplastik nişasta-kopolyester) test edilmiştir. Kontrol olarak polietilen film kullanılmıştır. Laboratuvar koşullarında 6 ay boyunca toprağa gömme testi yapılmış ve film ağırlık kaybı, kimyasal değişimler ve toprak mikrobiyal aktivitesi izlenmiştir (Barragán vd., 2016).

3. MATERYAL VE YÖNTEM

3.1. Materyal ve Malzeme Temini

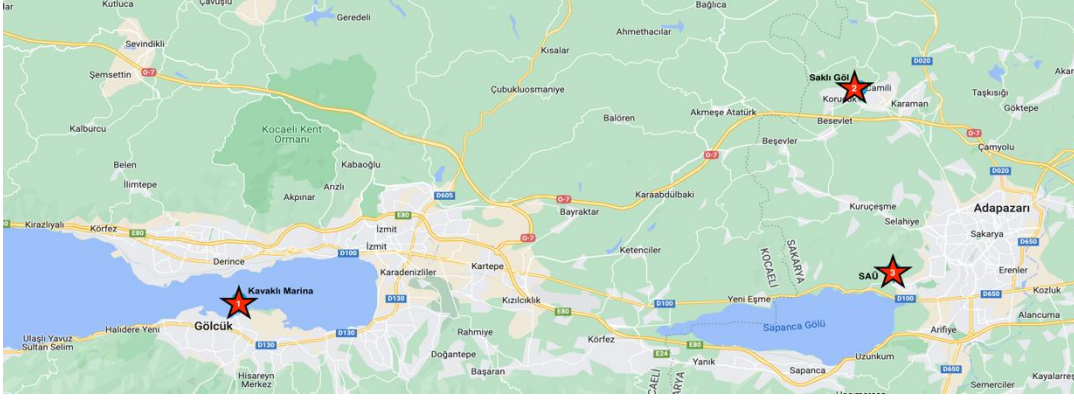
Çalışma, 8 farklı çeşit tek kullanımlık biyobozunur ve konvansiyonel plastikleri kullanarak yapılmıştır. Tek kullanımlık plastikler, kolay ulaşılabilir olması sebebiyle geniş bir kullanım alanına sahiplerdir. Plastik kirliliği, bu tek kullanımlık plastiklerin kullanımının artmasıyla birlikte artmış ve bir endişe kaynağı haline gelmişlerdir. Plastiklerin; toprak, göl ve deniz ortamlarında bozunması hakkındaki mevcut bilgiler ise kısıtlıdır.

Çalışmada tek kullanımlık 8 farklı çeşit plastik olan oxo poşet, çöp torbası (küçük boy), bio poşet (şeffaf), karton bardak (küçük), PS bardak kapağı, PP bardak (şeffaf), köpük bardak ve PLA tabak kullanılmıştır ve Sakarya'daki farklı marketlerden temin edilmiştir.

Numuneler; deniz ve toprak ortamında 12 ay, göl ortamında ise 4 aylık bir sürede muamele edilmişlerdir. Toprak ve deniz ortamındaki numuneler 6. ay ve 12. ayda; göl ortamındaki numuneler ise 4. ayda incelenmek üzere bırakıldıkları ortamlardan alınmışlardır.

3.2. Saha Araştırması

Çalışmada 3 farklı doğal ortam seçilmiştir. Toprak ortamında muamele edilen numuneler Sakarya Üniversitesi Araştırma-Geliştirme Uygulama ve Araştırma Merkezi (SARGEM) laboratuvarlarının önüne gömülmüştür. Deniz ortamında muamele edilmiş numuneler, Marmara Denizi Kocaeli ilinin Gölcük ilçesi kıyısına yerleştirilmiştir. Marmara Denizi'nde tuzluluk %22 civarındadır. Göl ortamında muamele edilmiş numuneler ise Sakarya ili Karapınar Saklı Göl'e yerleştirilmiştir (Şekil 3.1.).



Şekil 3.1. Örneklem noktalarını gösteren harita, 1: tuzlu su, 2: tatlı su ve 3: toprak).

Suya yerleştirilen numuneler yüzeyin 50 cm aşağısına, toprağa yerleştirilen numuneler ise yaklaşık 30 cm yüzey altına yerleştirilerek üzeri toprak ile örtülmüştür. Tüm numuneler için ayrı ayrı 15mmx15mm'lik elek aralığına sahip, 65 cm boyunda balıkçı ağı kullanılmıştır. Tatlı ve tuzlu sudaki numunelerde büyük bir yer değişimini önlemek amacıyla sabitleme yapılmıştır (Şekil 3.2.).



Şekil 3.2. Numune yerleştirme noktaları (I: tuzlu su, II: tatlı su ve III: toprak).

3.3. Numunelerin Doğal Ortamlara Bırakılması ve İnceleme Teknikleri

Çalışmanın amacı, plastiklerin farklı ortamlarda bozunma sürecini incelemektir. Bu bağlamda numuneler toprak, deniz ve göl ortamlarında muamele edildikten sonra belli aylık periyotlarda alınarak incelenmişlerdir.

3.3.1. Numunelerin doğal ortamlara bırakılması

Her bir numune her farklı ortam için ayrı ayrı filelerin içerisine koyulup toprak ortamına gömülmüş, göl ve deniz ortamlarında ise numunelerin koyulduğu fileler bir kafes içerisine yerleştirilip suya bırakılmıştır.

3.3.2. Numunelerin muamele sonrası hazırlanması

Doğal ortamlardan alınan numuneler toz, toprak, çamur, yosun veya numunelerin üzerinde bulunan canlılardan temizlenmesi amacıyla numunenin yapısına zarar vermeden yıkanır. Yıkanan numuneler oda sıcaklığında kurumaya bırakılır. Kuruyan numunelerden incelenmek üzere bir parça kesilir.

3.3.3. Hazırlanan numunelerin incelenmesi

Numunelerin mikroyapısal ve kesit görünüşlerinin incelenmesinde BAB marka araştırma optik mikroskobu, yüzey yapısı ve özelliklerinin incelenmesinde ise SEM cihazı kullanılarak mikroskop incelemeleri yapılmıştır. Mikroskop incelemelerinden sonra numunelerin polimer çeşidini ve kimyasal yapılarını öğrenebilmek amacıyla Bruker-Lumos marka ATR-FTIR (Attenuated Total Reflectance-Fourier Transform Infrared) kullanılarak ATR-FTIR analizleri yapılmıştır.

4. ARAŞTIRMA BULGULARI

4.1. Plastik Numuneler ve Organizmalara Yaşama Ortamı Olma Süreçleri

Su ortamlarındaki plastiklerin daha önce plastiğin yüzeyinde, çevredeki sudan farklı olarak mikrobiyal bir topluluk ile birlikte "plastisfer" oluşturduğu ifade edilmiştir (C. A. De Tender vd., 2015; Kirstein vd., 2018; Oberbeckmann vd., 2018; O'Brine & Thompson, 2010).

Plastiklerin deniz ve tatlı su ekosistemlerinde çeşitli boyutlarda ve parçacıklarda her yerde bulunması, suda yaşayan mikroorganizmaların tutunması ve kolonize olması için bir substrat sağlayarak plastik yüzeye yapışan mikroorganizmaların sentrofik bir konsorsiyumu olan bir biyofilm oluşturur (Arias-Andres vd., 2019).

Plastisfer üzerindeki mikrobiyal kolonizasyon ve mikrobiyal biyofilmlerin oluşumu, esas olarak besinlerin mevcudiyeti, tuzluluk ve sıcaklık gibi biyocoğrafik ve çevresel parametreler tarafından yönetilmektedir (Oberbeckmann vd., 2018; Oberbeckmann & Labrenz, 2020; Rai vd., 2021; Rüthi vd., 2020).

MP yüzeyinin kendisi, mikrobiyal kolonizasyonunu harekete geçirir (Frère vd., 2018). MP'ler yalnızca biyofilm oluşumu için yüzeyler sağlamakla kalmaz, aynı zamanda yavaş yavaş ayrışan polimerlerden ortam suyuna çözülmüş oksijen konsantrasyonu salar bu da plastisferdeki heterotrofik mikroorganizmaların büyümesini ve aktivitesini artırır (Bradney vd., 2019).

MP'lerin dağılımı su ortamında değişkendir; PET, PVC ve PA dip tortularda baskınken, PP ve PE çoğunlukla üst su sütunlarında tespit edilmiştir (Dey vd., 2022).

Birleşik Krallık Kuzey Denizi'ndeki şamandıralara takılan PET içme suyu şişeleri, deniz suyunun mikrobiyal topluluklarına, plankton ve aplastik artıklara bağlı olanlara kıyasla plastisfer topluluğunun bileşiminde büyük farklılıklar göstermiştir (Oberbeckmann vd., 2014).

Steril yapay deniz suyu içeren ve düşük yoğunluklu polietilen (LDPE) mikroplastiklerle aşılınmış laboratuvar tabanlı bir mikro kozmos düzeneği ile yapılan

bir çalışmada, plastiklerin morfolojik olarak farklı prokaryotik hücreler ve ağırlıklı olarak bakteriler tarafından kolonizasyonu zaman içinde meydana gelmiştir. Yapılan bir çalışmada toprakta biyolojik olarak parçalanabilirlikleri açısından farklılık gösteren üç çeşit plastiğin plastisfer mikrobiyomunu karakterize edilmesi amaçlanmıştır. Bulgular; plastik artıkların büyük bir kısmı olan topraktaki mikrobiyal topluluklardan, belirgin yaşam tarzları ve muhtemelen metabolik yolları olan karışık mikrobiyal topluluklar için bir yaşam ortamı oluşturduğunu göstermektedir (Rüthi vd., 2020). Plastiklerin bozunmasının başlangıcı olarak kabul edebileceğimiz bu süreçlerde konvansiyonel plastiklerde de biyoplastiklerde de biyofilm oluşumu söz konusudur. Özellikle ilk aydan itibaren su ortamlarına bıraktığımız tüm plastikler üzerinde bivalvia grubu canlıların ve yosunların yerleşmiş olması söz konusudur (Şekil 4.1.). Ancak bu çalışmada, bu biyolojik değişimler incelenmemiş olup, inceleme süreçleri içerisinde genel olarak tüm bu petrol türevi olan ve biyo-bazlı olan plastiklerin yüzeylerindeki ve kimyasal spektrumlarındaki değişimin nasıl ilerlediği incelenmiştir.



Şekil 4.1. Deniz numunelerindeki bivalvia grubu canlılar ve yosunlar.

4.2. Optik Mikroskop Görüntüleri

Plastiklerdeki bozunmanın ilk ve en önemli belirtileri plastiğin yüzeyinin bozulması oluşan çatlaklar ve renk bozulmalarıdır. Bu sebeple plastiklerin optik mikroskop ile incelenmesi üzerine yüzeyde çukur veya deliklerin varlığına bakılarak deforme olup olmadığı anlaşılır (Taghavi vd., 2021). Optik mikroskop tüm numuneler için plastik taramanın ilk adımı olarak veya bir bakıma SEM ile analiz edilecek plastik parçacık sayısını azaltmak için ön tarama tekniği olarak kullanılır. Optik mikroskop

görüntülerinde bu plastik parçacıklarının renk bozulmaları ve bozunmaları gözlemlenir. Bazı durumlarda optik mikroskobun, incelenen plastiği yanlış tanımladığı görülmüştür (Z.-M. Wang vd., 2017). Benzer bir çalışma, Büyük Göller'de olduğu gibi başlangıçta kömür külünün optik mikroskop altında bir mikroplastik olarak yanlış şekilde tanımlandığını tespit etmiş ve görsel olarak yanlış tanım yapabilmeye karşı uyarıda bulunmuştur (Eriksen vd., 2013).

4.3. SEM Görüntüleri

SEM, birçok potansiyel mikroplastik parçacığın daha kısa sürede taranmasına olanak sağlar. SEM taraması, her parçacığın potansiyel olarak plastik olup olmadığını belirlemek için parçacığın yüzey morfolojisini ve element bileşimini kullanır. Optik mikroskopta, plastiklerin görsel olarak ortaya çıkabilecek yanlış tanımlanmaların önüne SEM kullanılarak geçilebilir. Yalnızca optik mikroskopiye dayalı olarak inceleme yapmak plastiklerin yapısal olarak karıştırılmasına sebep olabilir. SEM'in daha yüksek çözünürlü sonuçlar vermesi plastiklerin yanlış tanımlanmasını önlemek için gerekli olan yüzey yapısını ortaya koymaktadır (Z.-M. Wang vd., 2017).

Mikroplastik parçacık yüzeylerinin SEM analizi genellikle yüzeyin polimer yaşlanmasını, mekanik ve oksidatif ayrışmasını ortaya çıkaran ve daha belirgin çatlakları ortaya çıkarmıştır. Mekanik parçalanmada oluklar ve oyuklar gibi yüzeyde değişiklikler meydana gelebilir (Zbyszewski vd., 2014).

Bu bağlamda SEM için, analiz edilen numunelerin morfolojisi, topografyası (yüzey özellikleri, bileşimi ve kristalografik (iç yapısı) doğası hakkında önemli bilgiler sağlayan optik mikroskopinin sınırlamalarını ortadan kaldırdığı ifade edilmiştir (Girão, 2020).

4.4. ATR-FTIR Spektrumundaki Değişimler

Plastik malzemelerin bozunma sürecini izlemek ve değerlendirmek için farklı çalışmalarda çeşitli analitik teknikler rapor edilmiştir. Kızılötesi (IR) spektroskopinin güvenilir, hızlı ve uygun maliyetli olması nedeniyle polimer bozunmasının kalitatif ve kantitatif analizi için uygun olduğu kanıtlanmıştır (Manfredi vd., 2017). Optik mikroskop ve SEM görüntülerinin sonuçları ATR-FTIR analizleri ile doğrulanmaktadır (Z.-M. Wang vd., 2017). ATR-FTIR analizleri ile partikül boyutunun ve dağılımının yanı sıra kimyasal yapılarının, örneğin numunenin







polimerik temellerinin belirlenmesi sağlanır. Aynı zamanda analiz edilen mikroplastiklerin polimerik yapısını hızlı bir şekilde belirleyebilmek amacıyla ATR-FTIR spektrumları için mevcut veritabanlarından yararlanır (Girão, 2020). Plastiğin bozunmasında önemli bir parametre olan kristallik ATR-FTIR kullanımı ile analiz edilmektedir (Zhang vd., 2021). Bir başka bozunma parametresi olan ağırlık kaybı analizi de ATR-FTIR kullanımı ile gerçekleştirir (Beltrán-Sanahuja vd., 2020).

4.5. Örneklem Yeri ve Doğal Ortam Numunelerinin Korunması

Bir plastik malzemenin doğada yok olmasının yüzyılları hatta bin yılları alabileceği bilinmektedir. Bu çalışmada farklı plastik malzemelerin tatlı-tuzlu su ortamlarına ve toprak ortamına girdikten sonraki değişiminin, plastiğin genel yaşam döngüsüne oranla “kısa vadede” diyebileceğimiz bir süreçte nasıl ilerlediği ve birkaç ay içerisinde doğada çözünür şeklinde lanse edilen ürünlerin değişimi incelenmiştir. Çalışmalar 12 ay boyunca sürdürülmüştür. Ortam olarak Sakarya ili civarındaki deniz, göl ve toprak ortamları kullanılmıştır. Yapılan çalışmalarda seçilen örnekleme noktalarının temsil edici olması gerekmektedir. Bu amaçla farklı tatlı su ortamları ve toprak ortamı örnekleme noktasına karar verirken öncelikle sahalarda fizibilite çalışmasının yapılması gerekir. Amaca uygun şekilde temsil edici konum seçiminde, bölgenin coğrafi özellikleri, iklim, ortamın özellikleri, ulaşılabilirlik, korunabilirlik gibi konular öne çıkmaktadır. Özellikle numunenin aylarca bir bölgede bekletileceği aylarca veya yıllarca sürececek uzun vadeli bir çalışma planlanıyorsa numunenin konulacağı ortamın güvenli ve korunaklı olması, araştırma için ilgili kurum veya kuruluşlardan izin onay belgesinin alınmış olması gerekir. Aksi halde numunenin uzun süre korunması ve periyodik örnekleme tehlikeye girebilir. Numunelerin yerleştirildiği bölgeler her ne kadar elverişli şekilde seçilmiş olsa dahi insan faktörünün müdahale edemeyeceği durumlarla karşı karşıya gelinebilir. Örneğin göl ortamına koyulan filelere çalındığı için 4. aydan sonra ulaşılamamıştır.

Yapılan çalışmada incelenen numunelerin ham halleri ile birlikte deniz ve toprak ortamında 12. ay sonundaki değişimleri Tablo 4.1’de verilmiştir.

Tablo 4.1. Numunelerin Ham ve 12. Ay Sonunda Deniz ve Toprak Ortamındaki Görüntüleri.

Numuneler	Ham Hali	Deniz Ortamı	Toprak Ortamı
Oxo Poşet			
Çöp Torbası			

Tablo 4.1. (Devamı) Numunelerin Ham ve 12. Ay Sonunda Deniz ve Toprak Ortamındaki Görüntüleri.

Bio Poşet



Karton
Bardak



Tablo 4.1. (Devamı) Numunelerin Ham ve 12. Ay Sonunda Deniz ve Toprak Ortamındaki Görüntüleri.

PS Bardak
Kapağı



PP Bardak



Tablo 4.1. (Devamı) Numunelerin Ham ve 12. Ay Sonunda Deniz ve Toprak Ortamındaki Görüntüleri.

Köpük
Bardak



PLA Tabak



Numunelerin maruz kaldığı ortama göre bozunması değişiklik göstermiştir fakat genel olarak bakıldığında ham maddesi petrol ve petrol türevleri olan plastiklere alternatif olarak üretilen oxo-biyobozunur ve bio plastikler de dahil olmak üzere deniz ve toprak ortamında incelenen hiçbir numune işlevselliğinden bir şey kaybetmemiştir. Bu numunelerden yalnızca dış kısmı selüloz iç tarafı ise ince plastik lamine filminden (PE) üretilen karton bardakların her iki ortamda da dış selüloz kısmı ayrıldığından dolayı işlevselliğinin kaybolduğu görülmüştür. Deniz ortamındaki tüm numunelerin rengine sararma ve solmalar meydana gelirken toprak ortamındaki numunelerde hiçbir renk değişimi meydana gelmemiştir. Polipropilenden imal edilmiş şeffaf bardak numunesinin toprak ortamında ezilip büküldüğü görülürken deniz ortamında fizikî bir değişime rastlanmamıştır.

5. TARTIŞMA VE SONUÇ

Biyoplastiklerle konvansiyonel plastiklerin eskime ve bozulmasının kıyaslandığı bu çalışmada kullanılan biyo-bazlı plastiklerin, klasik plastiklere oranla daha hızlı bir parçalanma eğilimi göstermediği anlaşılmaktadır.

Biyo-bazlı plastik olarak satılan veya kompostlanabilir (doğada % 100 çözünür) olarak etiketi bulunan film yapısındaki plastik malzemelerin de 12 ay sonunda bütünlüğünden herhangi bir şey kaybetmediği görülmüştür. Mısır nişastasından üretilmiş PLA tabağın veya okso-parçalanabilir olarak satılan market poşetlerinin bütünlük açısından herhangi bir değişimi görülmemiştir. Yalnızca morfolojik olarak su ortamından alınan örneklerden PLA tabağın düşük seviyede büzüşmeye başladığı, topraktan alınanlarda bu büzüşmenin daha ağır ilerlediği görülmüştür. Yapılan mikroskopik ve spektroskopik incelemelerde de bir yıllık süre zarfında dikkate değer bir değişimin olmadığı anlaşılmıştır.

Farklı plastik poşet türlerinin doğadaki şartlara maruz bırakılarak parçalanmasının 3 yıl boyunca takip edildiği bir çalışma (Napper ve Thompson, 2019), kompostlanabilir poşetin deniz ortamında 3 ay içinde yok olduğunu göstermektedir.

Buna ilaveten Napper ve Thompson'un (2019) yaptığı çalışmada denizde üç ayda çözünen aynı kompostlanabilir poşetin, toprak ortamında 27 ay sonra bile kaldığını ve yalnızca yıpranmış olduğunu, yok olmadığını göstermiştir. Deneyleri sonucunda, çevrede bozunduğu iddia edilen hatta %100 doğada çözünür sloganıyla satılan okso-bozunur veya biyo-bozunur poşetlerin klasik petrol türevi poşetten daha hızlı bozulduğuna dair net bir sonuç çıkaramamışlardır.

Bu çalışmamızda incelenen film formundaki PLA tipi biyo-bazlı plastik ve okso-parçalanabilir-PE plastik dahil olmak üzere, PE, UVstabilize-PE, PP, PS, XPS plastiklerin hiçbirinin yaklaşık 1 yıllık süre zarfında ne tatlı-tuzlu su (deniz ve göl) ortamında ne de karasal (toprak) ortamında bozunmadığı tespit edilmiştir.

Bu ve diğerk yapılmış çalışmalar, biyolojik olarak parçalanabilen, okso-biyo-bozunur ve geleneksel plastik formülasyonlarının uzun yıllar boyu toprakta ve deniz ortamında işlevselliğini sürdürdüğünü göstermektedir.

Çalışmamızda yaklaşık bir yıllık bir süre boyunca takip edilerek incelenen film yapısında olarak nitelendirebileceğimiz tek kullanımlık plastik poşet, bardak, tabak, kapak ürünlerinin hiçbirinin, üç ortamda (deniz, toprak, açık hava) atık olarak beklemesi durumunda ayrışmadığı görülmüştür.

Malzemenin biyoplastik veya klasik plastik adı altında satılması, o plastiğın toksisite etkisi veya kimyasal bileşimi hakkında bilgi vermemektedir. Biyoplastik adı altında üretilen malzemelerin içerdiki katkı maddeleri çok çeşitli olabilmekte, bilinmeyen ve toksik olabilecek bileşen içerebilmektedir.

Plastik malzemelere biyo-bozunur, okso-bozunur gibi daha çeşitli ve maliyetli alternatifler getirilse de bunların da, doğada hiç de bahsedildiğı kadar kısa sürede yok olmadığı anlaşılmaktadır. Ayrıca parçalanma, malzemenin cinsi kadar ortam koşullarına da son derece bağılıdır. Farklı ortam koşullarında farklı seyretmektedir.

Biyoparçalanabilir olarak pazarlanan ürünlerle ilgili olarak, klasik plastiklerin biyotadaki olumsuz etkilerini ve çevrede estetik açıdan oluşturdukları görüntü kirliliğini azaltacak kadar kısa sürede ayrışabileceğı hakkında da güven vermediğı söylenebilir. Biyo-parçalanabilir veya kompostlanabilir ibaresiyle satılan plastiklerin bertarafı için özel endüstriyel tesislere ulaştırılması ve tesislerde bertarafının sağlanması gerekli görünmektedir. Biyo-parçalanabilir plastikleri kaynağında ayırarak ayrı toplama sistemi geliştirilmesi ve kompostlama tesislerinde bertarafının sağlanması gerekir. Ayrıca biyo bazlı plastiklerin kompostlaştırılması ve anaerobik çürütülmesi detaylı olarak incelenirken, döngüsel bir ekonomide plastik biyobozunmaya ilişkin mikroorganizmaların rolü ve operasyonel performansları halen sınırlı olduğı da bilinmektedir. Biyo-bazlı plastik üretimi ve satışı üretici ve pazarlamacı açısından yeşil yıkama ile müşteri üzerinde algı yönetimi yapmaya açık bir konu olmaktadır. Atıksız, emisyonuz, sürdürülebilir ölçekte yeni nesil biyoplastik ürünlerin geliştirilmesine ihtiyaç bulunmaktadır. Ancak yeni nesil biyoplastik geliştirilecekse yeşil üretimi bir algı yönetimi yapanların elenmesi ve onun yerine sürdürülebilir üretime odaklanması gerekli görünmektedir. Bunlara ilaveten plastik veya biyoplastik olan tüm ürünlerde, ambalajlarda; etiketi, ilave kapağı, kutuyu,

kullanılan boyayı vs daha azaltacak sürdürülebilir “akıllı tasarımlar”ın geliştirilmesine ihtiyaç bulunmaktadır. Biyo-bazlı veya fosil-bazlı tek kullanımlık plastiklerin aşırı kullanımını önlemek ve çevresel etkilerini azaltmak, aynı zamanda tüketici davranış değişikliklerini geliştirmek için çok sayıda strateji önerilmektedir (Adam vd., 2021; Karasik vd., t.y.). Bu stratejiler arasında caydırıcı araçlar (ör. yasaklar, ücretler, cezalar), geri ödeme programları, genişletilmiş üretici sorumluluğu (EPR) ve eğitim/sosyal yardım girişimleri yer alır (Adam vd., 2020; Bezerra vd., 2021; Clayton vd., 2021; Schnurr vd., 2018; Walker & Xanthos, 2018; Xanthos & Walker, 2017).

KAYNAKLAR

- Abdelmoez, W., Dahab, I., Ragab, E. M., Abdelsalam, O. A., & Mustafa, A. (2021). Bio-and oxo-degradable plastics: Insights on facts and challenges. *Polymers for Advanced Technologies*, 32(5), 1981-1996.
- Abdullahi, M., & Saidu, B. T. (2013). Biodegradation of polythene and plastic using fadama soil amended with organic and inorganic fertilizer. *Indian journal of scientific research*, 4(1), 17-24.
- Abed, R. M., Muthukrishnan, T., Al Khaburi, M., Al-Senafi, F., Munam, A., & Mahmoud, H. (2020). Degradability and biofouling of oxo-biodegradable polyethylene in the planktonic and benthic zones of the Arabian Gulf. *Marine pollution bulletin*, 150, 110639.
- Abrusci, C., Pablos, J. L., Corrales, T., López-Marín, J., Marín, I., & Catalina, F. (2011). Biodegradation of photo-degraded mulching films based on polyethylenes and stearates of calcium and iron as pro-oxidant additives. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 65(3), 451-459.
- Adam, I., Walker, T. R., Bezerra, J. C., & Clayton, A. (2020). Policies to reduce single-use plastic marine pollution in West Africa. *Marine Policy*, 116, 103928.
- Adam, I., Walker, T. R., Clayton, C. A., & Bezerra, J. C. (2021). Attitudinal and behavioural segments on single-use plastics in Ghana: Implications for reducing marine plastic pollution. *Environmental Challenges*, 4, 100185.
- Agamuthu, P., & Faizura, P. N. (2005). Biodegradability of degradable plastic waste. *Waste management & research*, 23(2), 95-100.
- Alvarez-Zeferino, J. C., Beltrán-Villavicencio, M., & Vázquez-Morillas, A. (2015). Degradation of plastics in seawater in laboratory. *Open Journal of Polymer Chemistry*, 5(04), 55.
- Amaral-Zettler, L. A., Zettler, E. R., & Mincer, T. J. (2020). Ecology of the plastisphere. *Nature Reviews Microbiology*, 18(3), 139-151.
- Ammala, A., Bateman, S., Dean, K., Petinakis, E., Sangwan, P., Wong, S., Yuan, Q., Yu, L., Patrick, C., & Leong, K. H. (2011). An overview of degradable and biodegradable polyolefins. *Progress in Polymer Science*, 36(8), 1015-1049.
- Andrady, A. L. (2011). Microplastics in the marine environment. *Marine pollution bulletin*, 62(8), 1596-1605.
- Andrady, A. L. (2017). The plastic in microplastics: A review. *Marine pollution bulletin*, 119(1), 12-22.

- Andrady, A. L., Barnes, P. W., Bornman, J. F., Gouin, T., Madronich, S., White, C. C., Zepp, R. G., & Jansen, M. A. K. (2022). Oxidation and fragmentation of plastics in a changing environment; from UV-radiation to biological degradation. *Science of The Total Environment*, 158022.
- Andrady, A. L., Hamid, H., & Torikai, A. (2011). Effects of solar UV and climate change on materials. *Photochemical & Photobiological Sciences*, 10(2), 292-300.
- Andrady, A. L., Law, K. L., Donohue, J., & Koongolla, B. (2022). Accelerated degradation of low-density polyethylene in air and in sea water. *Science of The Total Environment*, 811, 151368.
- Andrady, A. L., & Neal, M. A. (2009). Applications and societal benefits of plastics. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 1977-1984.
- Andrady, A. L., Pandey, K. K., & Heikkilä, A. M. (2019). Interactive effects of solar UV radiation and climate change on material damage. *Photochemical & Photobiological Sciences*, 18(3), 804-825.
- Andrady, A. L., Pegram, J. E., & Song, Y. (1993). Studies on enhanced degradable plastics. II. Weathering of enhanced photodegradable polyethylenes under marine and freshwater floating exposure. *Journal of environmental polymer degradation*, 1(2), 117-126.
- Arias-Andres, M., Rojas-Jimenez, K., & Grossart, H.-P. (2019). Collateral effects of microplastic pollution on aquatic microorganisms: An ecological perspective. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 112, 234-240.
- Arkatkar, A., Arutchelvi, J., Bhaduri, S., Uppara, P. V., & Doble, M. (2009). Degradation of unpretreated and thermally pretreated polypropylene by soil consortia. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 63(1), 106-111.
- Arkatkar, A., Arutchelvi, J., Sudhakar, M., Bhaduri, S., Uppara, P. V., & Doble, M. (2009). Approaches to enhance the biodegradation of polyolefins. *The Open Environmental Engineering Journal*, 2(1).
- Asadi, H., Uhlemann, J., Stranghoener, N., & Ulbricht, M. (2021). Artificial weathering mechanisms of uncoated structural Polyethylene Terephthalate fabrics with focus on tensile strength degradation. *Materials*, 14(3), 618.
- Aswale, P., & Ade, A. (2008). Assessment of the biodegradation of polythene. *Bioinfolet*, 5, 239.
- Aswale, P., & Ade, A. (2011). Polythene degradation potential of *Aspergillus niger*. *Scholarly Articles in Botany, Pune*.
- Aswale, P. N. (2010). *Studies on biodegradation of polythene*.
- Aswale, P. N., & Ade, A. B. (2009). Effect of pH on biodegradation of polythene by *Serretia marscence*. *The Ecotech*, 1, 152-153.
- Auta, H. S., Emenike, C. U., Jayanthi, B., & Fauziah, S. H. (2018). Growth kinetics and biodeterioration of polypropylene microplastics by *Bacillus* sp. And *Rhodococcus* sp. Isolated from mangrove sediment. *Marine Pollution Bulletin*, 127, 15-21.

- Baker, W., McCauley, K., & Tsang, J. (2015). Sustaining the unsustainable: Mitigation and monitoring for modern materials. *AIC News*.
- 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.
- Balasubramanian, V., Natarajan, K., Hemambika, B., Ramesh, N., Sumathi, C. S., Kottaimuthu, R., & Rajesh Kannan, V. (2010). High-density polyethylene (HDPE)-degrading potential bacteria from marine ecosystem of Gulf of Mannar, India. *Letters in applied microbiology*, 51(2), 205-211.
- Bandow, N., Will, V., Wachtendorf, V., & Simon, F.-G. (2017). Contaminant release from aged microplastic. *Environmental Chemistry*, 14(6), 394-405.
- Barak, P., Coquet, Y., Halbach, T. R., & Molina, J. A. E. (1991). *Biodegradability of Polyhydroxybutyrate (co-hydroxyvalerate) and Starch-Incorporated Polyethylene Plastic Films in Soils*. Wiley Online Library.
- Barnes, D. K., Galgani, F., Thompson, R. C., & Barlaz, M. (2009). Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical transactions of the royal society B: biological sciences*, 364(1526), 1985-1998.
- Barragán, D. H., Pelacho, A. M., & Martin-Closas, L. (2016). Degradation of agricultural biodegradable plastics in the soil under laboratory conditions. *Soil Research*, 54(2), 216-224.
- Başkan, G. (t.y.). *EVALUATION OF ADSORPTION BEHAVIORS OF HEAVY METALS BY MICROPLASTICS AĞIR METALLERİN MİKROPLASTİKLERLE ADSORPSİYON DAVRANIŞLARININ DEĞERLENDİRİLMESİ*.
- Beltrán-Sanahuja, A., Casado-Coy, N., Simó-Cabrera, L., & Sanz-Lázaro, C. (2020). Monitoring polymer degradation under different conditions in the marine environment. *Environmental Pollution*, 259, 113836.
- Bezerra, J. C., Walker, T. R., Clayton, C. A., & Adam, I. (2021). Single-use plastic bag policies in the Southern African development community. *Environmental Challenges*, 3, 100029.
- Bonhomme, S., Cuer, A., Delort, A. M., Lemaire, J., Sancelme, M., & Scott, G. (2003). Environmental biodegradation of polyethylene. *Polymer degradation and Stability*, 81(3), 441-452.
- Booth, A. M., Kubowicz, S., Beegle-Krause, C., Skancke, J., Nordam, T., Landsem, E., Throne-Holst, M., & Jahren, S. (2017). Microplastic in global and Norwegian marine environments: Distributions, degradation mechanisms and transport. *Miljødirektoratet M-918*, 1-147.
- Boucher, J., Faure, F., Pompini, O., Plummer, Z., Wieser, O., & de Alencastro, L. F. (2019). (Micro) plastic fluxes and stocks in Lake Geneva basin. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 112, 66-74.
- Bradney, L., Wijesekara, H., Palansooriya, K. N., Obadamudalige, N., Bolan, N. S., Ok, Y. S., Rinklebe, J., Kim, K.-H., & Kirkham, M. B. (2019). Particulate plastics as a vector for toxic trace-element uptake by aquatic and terrestrial organisms and human health risk. *Environment international*, 131, 104937.

- Brebu, M. (2020). Environmental degradation of plastic composites with natural fillers—A review. *Polymers*, 12(1), 166.
- Breslin, V. T. (1993). Degradation of starch-plastic composites in a municipal solid waste landfill. *Journal of environmental polymer degradation*, 1(2), 127-141.
- Brown, R. (1999). *Handbook of polymer testing: Physical methods*. CRC press.
- 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(13), 5026-5031.
- Bryant, J. A., Clemente, T. M., Viviani, D. A., Fong, A. A., Thomas, K. A., Kemp, P., Karl, D. M., White, A. E., & DeLong, E. F. (2016). Diversity and activity of communities inhabiting plastic debris in the North Pacific Gyre. *MSystems*, 1(3), e00024-16.
- Cai, L., Wang, J., Peng, J., Wu, Z., & Tan, X. (2018). Observation of the degradation of three types of plastic pellets exposed to UV irradiation in three different environments. *Science of the Total Environment*, 628, 740-747.
- Calmon-Decriaud, A., Bellon-Maurel, V., & Silvestre, F. (1998). Standard methods for testing the aerobic biodegradation of polymeric materials. Review and perspectives. *Blockcopolymers-Polyelectrolytes-Biodegradation*, 207-226.
- Chandra, R., & Rustgi, R. (1997). Biodegradation of maleated linear low-density polyethylene and starch blends. *Polymer Degradation and Stability*, 56(2), 185-202.
- Chang-Rong, Y., En-Ke, L., Fan, S., Liu, Q., Liu, S., & Wen-Qing, H. (2014). Review of agricultural plastic mulching and its residual pollution and prevention measures in China. *Journal of Agriculture Resources and Environment*, 31(2), 95.
- Chatterjee, S., Roy, B., Roy, D., & Banerjee, R. (2010). Enzyme-mediated biodegradation of heat treated commercial polyethylene by Staphylococcal species. *Polymer Degradation and Stability*, 95(2), 195-200.
- Chubarenko, I., Efimova, I., Bagaeva, M., Bagaev, A., & Isachenko, I. (2020). On mechanical fragmentation of single-use plastics in the sea swash zone with different types of bottom sediments: Insights from laboratory experiments. *Marine pollution bulletin*, 150, 110726.
- Chiellini, E., Corti, A. 2016. "Oxo-biodegradable Plastics: Who They Are and to What They Serve—Present Status and Future Perspectives", In *Polyolefin Compounds and Materials*, pp. 341-354.
- Clayton, C. A., Walker, T. R., Bezerra, J. C., & Adam, I. (2021). Policy responses to reduce single-use plastic marine pollution in the Caribbean. *Marine Pollution Bulletin*, 162, 111833.
- Contat-Rodrigo, L. (2013). Thermal characterization of the oxo-degradation of polypropylene containing a pro-oxidant/pro-degradant additive. *Polymer degradation and stability*, 98(11), 2117-2124.

- Copinet, A., Bertrand, C., Govindin, S., Coma, V., & Couturier, Y. (2004). Effects of ultraviolet light (315 nm), temperature and relative humidity on the degradation of polylactic acid plastic films. *Chemosphere*, 55(5), 763-773.
- Corcoran, P. L., Biesinger, M. C., & Grifi, M. (2009). Plastics and beaches: A degrading relationship. *Marine pollution bulletin*, 58(1), 80-84.
- Crawford, C. B., & Quinn, B. (2017). 4—Physiochemical properties and degradation. İçinde C. B. Crawford & B. Quinn (Ed.), *Microplastic Pollutants* (ss. 57-100). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809406-8.00004-9>
- Das, M. P., & Kumar, S. (2015). An approach to low-density polyethylene biodegradation by *Bacillus amyloliquefaciens*. *3 Biotech*, 5(1), 81-86.
- De Tender, C. A., Devriese, L. I., Haegeman, A., Maes, S., Ruttink, T., & Dawyndt, P. (2015). Bacterial community profiling of plastic litter in the Belgian part of the North Sea. *Environmental science & technology*, 49(16), 9629-9638.
- De Tender, C., Schlundt, C., Devriese, L. I., Mincer, T. J., Zettler, E. R., & Amaral-Zettler, L. A. (2017). A review of microscopy and comparative molecular-based methods to characterize “Plastisphere” communities. *Analytical Methods*, 9(14), 2132-2143.
- Değirmenci, N. (2020). Biyobazlı, Biyobozunur PLA Bazlı Elyafardan Doğa Dostu Ev tekstili Ürünlerinin Geliştirilmesi. *10th International Ecology Symposium*.
- Delacuvellerie, A., Cyriaque, V., Gobert, S., Benali, S., & Wattiez, R. (2019). The plastisphere in marine ecosystem hosts potential specific microbial degraders including *Alcanivorax borkumensis* as a key player for the low-density polyethylene degradation. *Journal of hazardous materials*, 380, 120899.
- Deroiné, M., Le Duigou, A., Corre, Y.-M., Le Gac, P.-Y., Davies, P., César, G., & Bruzaud, S. (2014). Accelerated ageing of polylactide in aqueous environments: Comparative study between distilled water and seawater. *Polymer degradation and stability*, 108, 319-329.
- Devi, R. S., Kannan, V. R., Nivas, D., Kannan, K., Chandru, S., & Antony, A. R. (2015). Biodegradation of HDPE by *Aspergillus* spp. From marine ecosystem of Gulf of Mannar, India. *Marine pollution bulletin*, 96(1-2), 32-40.
- Dey, S., Rout, A. K., Behera, B. K., & Ghosh, K. (2022). Plastisphere community assemblage of aquatic environment: Plastic-microbe interaction, role in degradation and characterization technologies. *Environmental Microbiome*, 17(1), 1-21.
- Dilkes-Hoffman, L. S., Pratt, S., Lant, P. A., & Laycock, B. (2019). The role of biodegradable plastic in solving plastic solid waste accumulation. İçinde *Plastics to energy* (ss. 469-505). Elsevier.
- Dussud, C., Meistertzheim, A. L., Conan, P., Pujo-Pay, M., George, M., Fabre, P., Coudane, J., Higgs, P., Elineau, A., & Pedrotti, M. L. (2018). Evidence of niche partitioning among bacteria living on plastics, organic particles and surrounding seawaters. *Environmental Pollution*, 236, 807-816.
- Edge, M., Hayes, M., Mohammadian, M., Allen, N. S., Jewitt, T. S., Brems, K., & Jones, K. (1991). Aspects of poly (ethylene terephthalate) degradation for archival life and environmental degradation. *Polymer degradation and stability*, 32(2), 131-153.

- Eriksen, M., Mason, S., Wilson, S., Box, C., Zellers, A., Edwards, W., Farley, H., & Amato, S. (2013). Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes. *Marine pollution bulletin*, 77(1-2), 177-182.
- Erlandsson, B., Karlsson, S., & Albertsson, A.-C. (1997). The mode of action of corn starch and a pro-oxidant system in LDPE: Influence of thermo-oxidation and UV-irradiation on the molecular weight changes. *Polymer degradation and stability*, 55(2), 237-245.
- Eubeler, J. P., Zok, S., Bernhard, M., & Knepper, T. P. (2009). Environmental biodegradation of synthetic polymers I. Test methodologies and procedures. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 28(9), 1057-1072.
- Fernando, S. S., Christensen, P. A., Egerton, T. A., & White, J. R. (2009). Humidity dependence of carbon dioxide generation during photodegradation of biaxially oriented polypropylene in oxygen. *Polymer Degradation and Stability*, 94(1), 83-89.
- Filiciotto, L., & Rothenberg, G. (2021). Biodegradable plastics: Standards, policies, and impacts. *ChemSusChem*, 14(1), 56-72.
- Flemming, H.-C. (1998). Relevance of biofilms for the biodeterioration of surfaces of polymeric materials. *Polymer degradation and stability*, 59(1-3), 309-315.
- Fontanella, S., Bonhomme, S., Koutny, M., Husarova, L., Brusson, J.-M., Courdavault, J.-P., Pitteri, S., Samuel, G., Pichon, G., & Lemaire, J. (2010). Comparison of the biodegradability of various polyethylene films containing pro-oxidant additives. *Polymer degradation and stability*, 95(6), 1011-1021.
- Frère, L., Maignien, L., Chalopin, M., Huvet, A., Rinnert, E., Morrison, H., Kerninon, S., Cassone, A.-L., Lambert, C., & Reveillaud, J. (2018). Microplastic bacterial communities in the Bay of Brest: Influence of polymer type and size. *Environmental pollution*, 242, 614-625.
- Frias, J., Sobral, P., & Ferreira, A. M. (2010). Organic pollutants in microplastics from two beaches of the Portuguese coast. *Marine pollution bulletin*, 60(11), 1988-1992.
- Gauquie, J., Devriese, L., Robbens, J., & De Witte, B. (2015). A qualitative screening and quantitative measurement of organic contaminants on different types of marine plastic debris. *Chemosphere*, 138, 348-356.
- Gerritse, J., Leslie, H. A., de Tender, C. A., Devriese, L. I., & Vethaak, A. D. (2020). Fragmentation of plastic objects in a laboratory seawater microcosm. *Scientific reports*, 10(1), 1-16.
- Gewert, B., Plassmann, M. M., & MacLeod, M. (2015). Pathways for degradation of plastic polymers floating in the marine environment. *Environmental science: processes & impacts*, 17(9), 1513-1521.
- Gexia, W., Dan, H., Wei, Z., & Junhui, J. I. (2020). Degradation performance of typical biodegradable polyesters in seawater. *功能高分子学报*, 33(5), 492-499.
- Giacovelli, C. (2018). *Single-Use Plastics: A Roadmap for Sustainability (rev. 2)*.

- Gilan, I., Hadar, Y., & Sivan, A. (2004). Colonization, biofilm formation and biodegradation of polyethylene by a strain of *Rhodococcus ruber*. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 65(1), 97-104.
- Girão, A. V. (2020). SEM/EDS and optical microscopy analysis of microplastics. *Handbook of Microplastics in the Environment*, 1-22.
- Gowariker, V. R., Viswanathan, N. V., & Sreedhar, J. (1986). *Polymer science*. New Age International.
- Gu, J.-D. (2003). Microbiological deterioration and degradation of synthetic polymeric materials: Recent research advances. *International biodeterioration & biodegradation*, 52(2), 69-91.
- Hadad, D., Geresh, S., & Sivan, A. (2005). Biodegradation of polyethylene by the thermophilic bacterium *Brevibacillus borstelensis*. *Journal of applied microbiology*, 98(5), 1093-1100.
- Haider, T. P., Völker, C., Kramm, J., Landfester, K., & Wurm, F. R. (2019). Plastics of the future? The impact of biodegradable polymers on the environment and on society. *Angewandte Chemie International Edition*, 58(1), 50-62.
- Hakkarainen, M., & Albertsson, A.-C. (2004). Environmental degradation of polyethylene. *Long term properties of polyolefins*, 177-200.
- Hardcastle, H. K. (2002). Influence of Backing on Weathering Induced Color Change of Two Rigid Vinyl Building Materials (669). *ANTEC-CONFERENCE PROCEEDINGS-*, 3, 2543-2547.
- Harrison, J. P., Hoellein, T. J., Sapp, M., Tagg, A. S., Ju-Nam, Y., & Ojeda, J. J. (2018). Microplastic-associated biofilms: A comparison of freshwater and marine environments. İçinde *Freshwater microplastics* (ss. 181-201). Springer, Cham.
- Heskett, M., Takada, H., Yamashita, R., Yuyama, M., Ito, M., Geok, Y. B., Ogata, Y., Kwan, C., Heckhausen, A., & Taylor, H. (2012). Measurement of persistent organic pollutants (POPs) in plastic resin pellets from remote islands: Toward establishment of background concentrations for International Pellet Watch. *Marine pollution bulletin*, 64(2), 445-448.
- 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 & technology*, 46(6), 3060-3075.
- Hoffmann, J., Řezníčková, I., Vaňóková, S., & Kupec, J. (1997). Manometric determination of biological degradability of substances poorly soluble in aqueous environments. *International biodeterioration & biodegradation*, 39(4), 327-332.
- Hopewell, J., Dvorak, R., & Kosior, E. (2009). Plastics recycling: Challenges and opportunities. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 2115-2126.
- Idumah, C. I., & Nwuzor, I. C. (2019). Novel trends in plastic waste management. *SN Applied Sciences*, 1(11), 1-14.

- Iiyoshi, Y., Tsutsumi, Y., & Nishida, T. (1998). Polyethylene degradation by lignin-degrading fungi and manganese peroxidase. *Journal of wood science*, 44(3), 222-229.
- Ikada, E. (1999). Electron microscope observation of biodegradation of polymers. *Journal of environmental polymer degradation*, 7(4), 197-201.
- Ioakeimidis, C., Fotopoulou, K. N., Karapanagioti, H. K., Geraga, M., Zeri, C., Papathanassiou, E., Galgani, F., & Papatheodorou, G. (2016). The degradation potential of PET bottles in the marine environment: An ATR-FTIR based approach. *Scientific reports*, 6(1), 1-8.
- Iwata, T. 2015. "Biodegradable and Bio-Based Polymers: Future Prospects of Eco-Friendly Plastics", *Angewandte Chemie International Edition*, 54(11), 3210-3215.
- James, S. L., Robinson, A. J., Arnold, J. C., & Worsley, D. A. (2013). The effects of humidity on photodegradation of poly (vinyl chloride) and polyethylene as measured by the CO₂ evolution rate. *Polymer degradation and stability*, 98(2), 508-513.
- Jin, C., Christensen, P. A., Egerton, T. A., Lawson, E. J., & White, J. R. (2006). Rapid measurement of polymer photo-degradation by FTIR spectrometry of evolved carbon dioxide. *Polymer Degradation and Stability*, 91(5), 1086-1096.
- Kale, S. K., Deshmukh, A. G., Dudhare, M. S., & Patil, V. B. (2015). Microbial degradation of plastic: A review. *Journal of Biochemical Technology*, 6(2), 952-961.
- Kankanige, D., & Babel, S. (2020). Smaller-sized micro-plastics (MPs) contamination in single-use PET-bottled water in Thailand. *Science of the total environment*, 717, 137232.
- Karasik, R., Vegh, T., Diana, Z., Bering, J., Caldas, J., Pickle, A., Rittschof, D., & Virdin, J. (t.y.). Years of government responses to the global plastic pollution problem: The plastics policy inventory. *NI X*, 20-05.
- Karkanorachaki, K., Kiparissis, S., Kalogerakis, G. C., Yiantzi, E., Psillakis, E., & Kalogerakis, N. (2018). Plastic pellets, meso-and microplastics on the coastline of Northern Crete: Distribution and organic pollution. *Marine pollution bulletin*, 133, 578-589.
- Karlsson, T. M., Hassellöv, M., & Jakubowicz, I. (2018). Influence of thermooxidative degradation on the in situ fate of polyethylene in temperate coastal waters. *Marine pollution bulletin*, 135, 187-194.
- Kathiresan, K. (2003). Polythene and plastics-degrading microbes from the mangrove soil. *Revista de biologia tropical*, 51(3-4), 629-633.
- Kettner, M. T., Oberbeckmann, S., Labrenz, M., & Grossart, H.-P. (2019). The eukaryotic life on microplastics in brackish ecosystems. *Frontiers in microbiology*, 10, 538.
- Khoironi, A., Hadiyanto, H., Anggoro, S., & Sudarno, S. (2020). Evaluation of polypropylene plastic degradation and microplastic identification in sediments at Tambak Lorok coastal area, Semarang, Indonesia. *Marine pollution bulletin*, 151, 110868.

- Kirstein, I. V., Wichels, A., Gullans, E., Krohne, G., & Gerds, G. (2019). The plastisphere—uncovering tightly attached plastic “specific” microorganisms. *PLoS One*, *14*(4), e0215859.
- Kirstein, I. V., Wichels, A., Krohne, G., & Gerds, G. (2018). Mature biofilm communities on synthetic polymers in seawater-Specific or general? *Marine Environmental Research*, *142*, 147-154.
- Konduri, M. K., Anupam, K. S., Vivek, J. S., DB, R. K., & Narasu, M. L. (2010). Synergistic effect of chemical and photo treatment on the rate of biodegradation of high density polyethylene by indigenous fungal isolates. *International Journal of Biotechnology & Biochemistry*, *6*(2), 157-175.
- Konduri, M. K., Koteswarareddy, G., Rohini Kumar, D. B., Venkata Reddy, B., & Lakshmi Narasu, M. (2011). Effect of pro-oxidants on biodegradation of polyethylene (LDPE) by indigenous fungal isolate, *Aspergillus oryzae*. *Journal of Applied Polymer Science*, *120*(6), 3536-3545.
- Kotova, I. B., Taktarova, Y. V., Tsavkelova, E. A., Egorova, M. A., Bubnov, I. A., Malakhova, D. V., Shirinkina, L. I., Sokolova, T. G., & Bonch-Osmolovskaya, E. A. (2021). Microbial degradation of plastics and approaches to make it more efficient. *Microbiology*, *90*(6), 671-701.
- Koutny, M., Sancelme, M., Dabin, C., Pichon, N., Delort, A.-M., & Lemaire, J. (2006). Acquired biodegradability of polyethylenes containing pro-oxidant additives. *Polymer degradation and stability*, *91*(7), 1495-1503.
- Kumar, S., Hatha, A. A. M., & Christi, K. S. (2007). Diversity and effectiveness of tropical mangrove soil microflora on the degradation of polythene carry bags. *Revista de biología Tropical*, *55*(3-4), 777-786.
- Kyaw, B. M., Champakalakshmi, R., Sakharkar, M. K., Lim, C. S., & Sakharkar, K. R. (2012). Biodegradation of low density polythene (LDPE) by *Pseudomonas* species. *Indian journal of microbiology*, *52*(3), 411-419.
- Lambert, S., Sinclair, C., & Boxall, A. (2014). Occurrence, degradation, and effect of polymer-based materials in the environment. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, *Volume 227*, 1-53.
- Lambert, S., & Wagner, M. (2016a). Characterisation of nanoplastics during the degradation of polystyrene. *Chemosphere*, *145*, 265-268.
- Lambert, S., & Wagner, M. (2016b). Formation of microscopic particles during the degradation of different polymers. *Chemosphere*, *161*, 510-517.
- Law, K. L., Morét-Ferguson, S., Maximenko, N. A., Proskurowski, G., Peacock, E. E., Hafner, J., & Reddy, C. M. (2010). Plastic accumulation in the North Atlantic subtropical gyre. *Science*, *329*(5996), 1185-1188.
- Le, D. Q., Takada, H., Yamashita, R., Mizukawa, K., Hosoda, J., & Tuyet, D. A. (2016). Temporal and spatial changes in persistent organic pollutants in Vietnamese coastal waters detected from plastic resin pellets. *Marine pollution bulletin*, *109*(1), 320-324.
- Lee, B., Pometto III, A. L., Fratzke, A., & Bailey Jr, T. B. (1991). Biodegradation of degradable plastic polyethylene by *Phanerochaete* and *Streptomyces* species. *Applied and Environmental Microbiology*, *57*(3), 678-685.

- Lucas, N., Bienaime, C., Belloy, C., Queneudec, M., Silvestre, F., & Nava-Saucedo, J.-E. (2008). Polymer biodegradation: Mechanisms and estimation techniques—A review. *Chemosphere*, *73*(4), 429-442.
- Luo, H., & Moran, M. A. (2014). Evolutionary ecology of the marine Roseobacter clade. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, *78*(4), 573-587.
- Lv, Y., Huang, Y., Kong, M., Yang, Q., & Li, G. (2017). Multivariate correlation analysis of outdoor weathering behavior of polypropylene under diverse climate scenarios. *Polymer Testing*, *64*, 65-76.
- Manfredi, M., Barberis, E., & Marengo, E. (2017). Prediction and classification of the degradation state of plastic materials used in modern and contemporary art. *Applied Physics A*, *123*(1), 1-11.
- Masry, M., Rossignol, S., Gardette, J.-L., Therias, S., Bussière, P.-O., & Wong-Wah-Chung, P. (2021). Characteristics, fate, and impact of marine plastic debris exposed to sunlight: A review. *Marine Pollution Bulletin*, *171*, 112701.
- Mayali, X. (2018). Metabolic interactions between bacteria and phytoplankton. İçinde *Frontiers in microbiology* (C. 9, s. 727). Frontiers Media SA.
- Mehmood, B., Akbar, M., & Ullah, R. (2020). Accelerated aging effect on high temperature vulcanized silicone rubber composites under DC voltage with controlled environmental conditions. *Engineering Failure Analysis*, *118*, 104870.
- Miao, L., Wang, P., Hou, J., Yao, Y., Liu, Z., Liu, S., & Li, T. (2019). Distinct community structure and microbial functions of biofilms colonizing microplastics. *Science of the Total Environment*, *650*, 2395-2402.
- Mizukawa, K., Takada, H., Ito, M., Geok, Y. B., Hosoda, J., Yamashita, R., Saha, M., Suzuki, S., Miguez, C., & Frias, J. (2013). Monitoring of a wide range of organic micropollutants on the Portuguese coast using plastic resin pellets. *Marine Pollution Bulletin*, *70*(1-2), 296-302.
- Mohan, K. (2011). Microbial deterioration and degradation of polymeric materials. *Journal of Biochemical Technology*, *2*(4), 210-215.
- Muhonja, C. N., Makonde, H., Magoma, G., & Imbuga, M. (2018). Biodegradability of polyethylene by bacteria and fungi from Dandora dumpsite Nairobi-Kenya. *PloS one*, *13*(7), e0198446.
- Mumtaz, T., Khan, M. R., & Hassan, M. A. (2010). Study of environmental biodegradation of LDPE films in soil using optical and scanning electron microscopy. *Micron*, *41*(5), 430-438.
- Muthukumar, A., & Veerappapillai, S. (2015). Biodegradation of plastics—a brief review. *International Journal of Pharmaceutical Sciences Review and Research*, *31*(2), 204-209.
- Müller, C., Townsend, K., & Matschullat, J. (2012). Experimental degradation of polymer shopping bags (standard and degradable plastic, and biodegradable) in the gastrointestinal fluids of sea turtles. *Science of the Total Environment*, *416*, 464-467.

- Nakajima-Kambe, T., Onuma, F., Kimpara, N., & Nakahara, T. (1995). Isolation and characterization of a bacterium which utilizes polyester polyurethane as a sole carbon and nitrogen source. *FEMS Microbiology Letters*, *129*(1), 39-42.
- Nanda, S., Sahu, S., & Abraham, J. (2010). Studies on the biodegradation of natural and synthetic polyethylene by *Pseudomonas* spp. *Journal of Applied Sciences and Environmental Management*, *14*(2).
- Napper, I. E., & Thompson, R. C. (2019). Environmental deterioration of biodegradable, oxo-biodegradable, compostable, and conventional plastic carrier bags in the sea, soil, and open-air over a 3-year period. *Environmental science & technology*, *53*(9), 4775-4783.
- Negi, H., Gupta, S., Zaidi, M. G. H., & Goel, R. (2011). Studies on biodegradation of LDPE film in the presence of potential bacterial consortia enriched soil. *biologija*, *57*(4).
- Nwachukwu, S., Obidi, O., & Odocha, C. (2010). Occurrence and recalcitrance of polyethylene bag waste in Nigerian soils. *African Journal of Biotechnology*, *9*(37), 6096-6104.
- Oberbeckmann, S., Kreikemeyer, B., & Labrenz, M. (2018). Environmental factors support the formation of specific bacterial assemblages on microplastics. *Frontiers in microbiology*, *8*, 2709.
- Oberbeckmann, S., & Labrenz, M. (2020). Marine microbial assemblages on microplastics: Diversity, adaptation, and role in degradation. *Annual review of marine science*, *12*, 209-232.
- Oberbeckmann, S., Loeder, M. G., Gerds, G., & Osborn, A. M. (2014). Spatial and seasonal variation in diversity and structure of microbial biofilms on marine plastics in Northern European waters. *FEMS microbiology ecology*, *90*(2), 478-492.
- O'Brine, T., & Thompson, R. C. (2010). Degradation of plastic carrier bags in the marine environment. *Marine pollution bulletin*, *60*(12), 2279-2283.
- Ogata, Y., Takada, H., Mizukawa, K., Hirai, H., Iwasa, S., Endo, S., Mato, Y., Saha, M., Okuda, K., & Nakashima, A. (2009). International Pellet Watch: Global monitoring of persistent organic pollutants (POPs) in coastal waters. 1. Initial phase data on PCBs, DDTs, and HCHs. *Marine pollution bulletin*, *58*(10), 1437-1446.
- Okada, M. (2002). Chemical syntheses of biodegradable polymers. *Progress in polymer science*, *27*(1), 87-133.
- Paço, A., Duarte, K., da Costa, J. P., Santos, P. S., Pereira, R., Pereira, M. E., Freitas, A. C., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. A. (2017). Biodegradation of polyethylene microplastics by the marine fungus *Zalerion maritimum*. *Science of the Total Environment*, *586*, 10-15.
- Pang, R., Yong, Y. C., & Lai, M. K. (2022). *Effect of humidity on the degradation of fused deposition modelling fabricated PLA parts*.
- Park, S. Y., & Kim, C. G. (2019). Biodegradation of micro-polyethylene particles by bacterial colonization of a mixed microbial consortium isolated from a landfill site. *Chemosphere*, *222*, 527-533.

- Pastorelli, G., Cucci, C., Garcia, O., Piantanida, G., Elnaggar, A., Cassar, M., & Strlič, M. (2014). Environmentally induced colour change during natural degradation of selected polymers. *Polymer degradation and stability*, *107*, 198-209.
- Pegram, J. E., & Andrady, A. L. (1989). Outdoor weathering of selected polymeric materials under marine exposure conditions. *Polymer degradation and stability*, *26*(4), 333-345.
- Philip, M., & Al-Azzawi, F. (2018). Effects of natural and artificial weathering on the physical properties of recycled poly (ethylene terephthalate). *Journal of Polymers and the Environment*, *26*(8), 3139-3148.
- Pickett, J. E., Sargent, J. R., Blaydes, H. A., & Babbie, N. (2009). Effects of temperature on the weathering lifetime of coated polycarbonate. *Polymer degradation and stability*, *94*(7), 1085-1091.
- Pischedda, A., Tosin, M., & Degli-Innocenti, F. (2019). Biodegradation of plastics in soil: The effect of temperature. *Polymer Degradation and Stability*, *170*, 109017.
- Pometto 3rd, A. L., Lee, B. T., & Johnson, K. E. (1992). Production of an extracellular polyethylene-degrading enzyme (s) by *Streptomyces* species. *Applied and environmental microbiology*, *58*(2), 731-733.
- Pramila, R., & Ramesh, K. V. (2011). Biodegradation of low density polyethylene (LDPE) by fungi isolated from marine water a SEM analysis. *Afr J Microbiol Res*, *5*(28), 5013-5018.
- Priyanka, N., & Archana, T. (2011). Biodegradability of polythene and plastic by the help of microorganism: A way for brighter future. *J Environ Anal Toxicol*, *1*(4), 1000111.
- Raccurt, O., Delord, C., Bouquet, C., & Couturier, R. (2014). Correlation between solar mirror degradation and colorimetric measurement of protective back layer. *Energy Procedia*, *49*, 1700-1707.
- Rai, P. K., Lee, J., Brown, R. J., & Kim, K.-H. (2021). Micro-and nano-plastic pollution: Behavior, microbial ecology, and remediation technologies. *Journal of cleaner production*, *291*, 125240.
- Rajakumar, K., Sarasvathy, V., Thamarai Chelvan, A., Chitra, R., & Vijayakumar, C. T. (2009). Natural weathering studies of polypropylene. *Journal of Polymers and the Environment*, *17*(3), 191-202.
- Ray, S., & Cooney, R. P. (2018). Thermal degradation of polymer and polymer composites. İçinde *Handbook of environmental degradation of materials* (ss. 185-206). Elsevier.
- Reddy, R. M. (2008). *Impact of soil composting using municipal solid waste on biodegradation of plastics*.
- Rosu, D., & Visakh, P. M. (2016). *Photochemical behavior of multicomponent polymeric-based materials* (C. 26). Springer.
- Rummel, C. D., Jahnke, A., Gorokhova, E., Kühnel, D., & Schmitt-Jansen, M. (2017). Impacts of biofilm formation on the fate and potential effects of microplastic in the aquatic environment. *Environmental science & technology letters*, *4*(7), 258-267.

- Russell, J. R., Huang, J., Anand, P., Kucera, K., Sandoval, A. G., Dantzler, K. W., Hickman, D., Jee, J., Kimovec, F. M., & Koppstein, D. (2011). Biodegradation of polyester polyurethane by endophytic fungi. *Applied and environmental microbiology*, 77(17), 6076-6084.
- Rutkowska, M., Heimowska, A., Krasowska, K., & Janik, H. (2002). Biodegradability of polyethylene starch blends in sea water. *Polish Journal of Environmental Studies*, 11(3), 267-272.
- Rüthi, J., Bölsterli, D., Pardi-Comensoli, L., Brunner, I., & Frey, B. (2020). The “plastisphere” of biodegradable plastics is characterized by specific microbial taxa of alpine and arctic soils. *Frontiers in Environmental Science*, 8, 562263.
- Sarmah, P., & Rout, J. (2018). Efficient biodegradation of low-density polyethylene by cyanobacteria isolated from submerged polyethylene surface in domestic sewage water. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(33), 33508-33520.
- Schnurr, R. E., Alboiu, V., Chaudhary, M., Corbett, R. A., Quanz, M. E., Sankar, K., Srain, H. S., Thavarajah, V., Xanthos, D., & Walker, T. R. (2018). Reducing marine pollution from single-use plastics (SUPs): A review. *Marine pollution bulletin*, 137, 157-171.
- Sen, S. K., & Raut, S. (2015). Microbial degradation of low density polyethylene (LDPE): A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 3(1), 462-473.
- Seneviratne, G., Tennakoon, N. S., Weerasekara, M., & Nandasena, K. A. (2006). Polyethylene biodegradation by a developed *Penicillium*–*Bacillus* biofilm. *Current Science*, 90(1), 20-21.
- Shah, A. A., Hasan, F., Hameed, A., & Ahmed, S. (2008). Biological degradation of plastics: A comprehensive review. *Biotechnology advances*, 26(3), 246-265.
- Shahzad, A., & Isaac, D. H. (2014). Weathering of lignocellulosic polymer composites. *Lignocellulosic Polymer Composites: Processing, Characterisation and Properties*; Thakur, VK, Ed.
- Sharqawy, M. H., Lienhard, J. H., & Zubair, S. M. (2010). Thermophysical properties of seawater: A review of existing correlations and data. *Desalination and water treatment*, 16(1-3), 354-380.
- Skariyachan, S., Patil, A. A., Shankar, A., Manjunath, M., Bachappanavar, N., & Kiran, S. (2018). Enhanced polymer degradation of polyethylene and polypropylene by novel thermophilic consortia of *Brevibacillus* sps. And *Aneurinibacillus* sp. Screened from waste management landfills and sewage treatment plants. *Polymer Degradation and Stability*, 149, 52-68.
- Skariyachan, S., Setlur, A. S., Naik, S. Y., Naik, A. A., Usharani, M., & Vasist, K. S. (2017). Enhanced biodegradation of low and high-density polyethylene by novel bacterial consortia formulated from plastic-contaminated cow dung under thermophilic conditions. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(9), 8443-8457.
- Slor, G., Papo, N., Hananel, U., & Amir, R. J. (2018). Tuning the molecular weight of polymeric amphiphiles as a tool to access micelles with a wide range of enzymatic degradation rates. *Chemical Communications*, 54(50), 6875-6878.

- Song, J. H., Murphy, R. J., Narayan, R., & Davies, G. B. H. (2009). Biodegradable and compostable alternatives to conventional plastics. *Philosophical transactions of the royal society B: Biological sciences*, 364(1526), 2127-2139.
- Song, Y. K., Hong, S. H., Jang, M., Han, G. M., Jung, S. W., & Shim, W. J. (2017). Combined effects of UV exposure duration and mechanical abrasion on microplastic fragmentation by polymer type. *Environmental science & technology*, 51(8), 4368-4376.
- Stanier, R. Y. (1975). *Sieburth, JM 1975. Microbial seascapes. A pictorial essay on marine microorganisms and their environments. University Park Press, Baltimore. Unpaged. \$9.50. Wiley Online Library.*
- Steinbüchel, A. (1992). Biodegradable plastics. *Current Opinion in Biotechnology*, 3(3), 291-297. [https://doi.org/10.1016/0958-1669\(92\)90107-T](https://doi.org/10.1016/0958-1669(92)90107-T)
- Suresh, B., Maruthamuthu, S., Palanisamy, N., Ragunathan, R., Pandiyaraj, K. N., & Muralidharan, V. S. (2011). Investigation on biodegradability of polyethylene by *Bacillus cereus* strain Ma-Su isolated from compost soil. *Int Res J Microbiol*, 2, 292-302.
- Svedin, J. (2020). *Photodegradation of macroplastics to microplastics: A laboratory study on common litter found in urban areas.*
- Syranidou, E., Karkanorachaki, K., Amorotti, F., Franchini, M., Repouskou, E., Kaliva, M., Vamvakaki, M., Kolvenbach, B., Fava, F., & Corvini, P. F.-X. (2017). Biodegradation of weathered polystyrene films in seawater microcosms. *Scientific reports*, 7(1), 1-12.
- Şen, S. C. (2015). *Çift Vidalı Ekstrüder Yardımı ile Farklı Oranlarda Polimerik Filmlerin Sentezlenmesi ve Bu Filmlerin Kontrollü Kompost Ortamında Biyobozunmalarının İncelenmesi.*
- Taghavi, N., Singhal, N., Zhuang, W.-Q., & Baroutian, S. (2021). Degradation of plastic waste using stimulated and naturally occurring microbial strains. *Chemosphere*, 263, 127975.
- Takada, H., & Karapanagioti, H. K. (2019). *Hazardous chemicals associated with plastics in the marine environment.* Springer.
- Tedetti, M., & Sempéré, R. (2006). Penetration of ultraviolet radiation in the marine environment. A review. *Photochemistry and photobiology*, 82(2), 389-397.
- Ter Halle, A., Ladirat, L., Martignac, M., Mingotaud, A. F., Boyron, O., & Perez, E. (2017). To what extent are microplastics from the open ocean weathered? *Environmental Pollution*, 227, 167-174.
- Thompson, R. C., Olsen, Y., Mitchell, R. P., Davis, A., Rowland, S. J., John, A. W., McGonigle, D., & Russell, A. E. (2004). Lost at sea: Where is all the plastic? *Science*, 304(5672), 838-838.
- Tocháček, J., & Vrátníčková, Z. (2014). Polymer life-time prediction: The role of temperature in UV accelerated ageing of polypropylene and its copolymers. *Polymer Testing*, 36, 82-87.

- Tsuji, H., & Suzuyoshi, K. (2002). Environmental degradation of biodegradable polyesters 1. Poly (ϵ -caprolactone), poly [(R)-3-hydroxybutyrate], and poly (L-lactide) films in controlled static seawater. *Polymer Degradation and Stability*, 75(2), 347-355.
- Turner, A., Arnold, R., & Williams, T. (2020). Weathering and persistence of plastic in the marine environment: Lessons from LEGO. *Environmental Pollution*, 262, 114299.
- Uscátegui, Y. L., Arévalo, F. R., Díaz, L. E., Cobo, M. I., & Valero, M. F. (2016). Microbial degradation, cytotoxicity and antibacterial activity of polyurethanes based on modified castor oil and polycaprolactone. *Journal of Biomaterials science, Polymer edition*, 27(18), 1860-1879.
- Usha, R., Sangeetha, T., & Palaniswamy, M. (2011). Screening of polyethylene degrading microorganisms from garbage soil. *Libyan Agric Res Cent J Int*, 2(4), 200-204.
- Venkatesh, S., Mahboob, S., Govindarajan, M., Al-Ghanim, K. A., Ahmed, Z., Al-Mulhm, N., Gayathri, R., & Vijayalakshmi, S. (2021). Microbial degradation of plastics: Sustainable approach to tackling environmental threats facing big cities of the future. *Journal of King Saud University-Science*, 33(3), 101362.
- Vivi, V. K., Martins-Franchetti, S. M., & Attili-Angelis, D. (2019). Biodegradation of PCL and PVC: *Chaetomium globosum* (ATCC 16021) activity. *Folia microbiologica*, 64(1), 1-7.
- Volke-Sepúlveda, T., Saucedo-Castañeda, G., Gutiérrez-Rojas, M., Manzur, A., & Favela-Torres, E. (2002). Thermally treated low density polyethylene biodegradation by *Penicillium pinophilum* and *Aspergillus niger*. *Journal of applied polymer science*, 83(2), 305-314.
- Walker, T. R., & Xanthos, D. (2018). A call for Canada to move toward zero plastic waste by reducing and recycling single-use plastics. *Resour. Conserv. Recycl*, 133, 99-100.
- Wang, G.-X., Huang, D., Ji, J.-H., Völker, C., & Wurm, F. R. (2021). Seawater-Degradable Polymers—Fighting the Marine Plastic Pollution. *Advanced science*, 8(1), 2001121.
- Wang, J., Peng, C., Li, H., Zhang, P., & Liu, X. (2021). The impact of microplastic-microbe interactions on animal health and biogeochemical cycles: A mini-review. *Science of The Total Environment*, 773, 145697.
- Wang, Z.-M., Wagner, J., Ghosal, S., Bedi, G., & Wall, S. (2017). SEM/EDS and optical microscopy analyses of microplastics in ocean trawl and fish guts. *Science of the Total Environment*, 603, 616-626.
- Ward, C. P., Armstrong, C. J., Walsh, A. N., Jackson, J. H., & Reddy, C. M. (2019). Sunlight converts polystyrene to carbon dioxide and dissolved organic carbon. *Environmental science & technology letters*, 6(11), 669-674.
- Weinstein, J. E., Dekle, J. L., Leads, R. R., & Hunter, R. A. (2020). Degradation of bio-based and biodegradable plastics in a salt marsh habitat: Another potential source of microplastics in coastal waters. *Marine pollution bulletin*, 160, 111518.

- Witt, U., Einig, T., Yamamoto, M., Kleeberg, I., Deckwer, W.-D., & Müller, R.-J. (2001). Biodegradation of aliphatic–aromatic copolyesters: Evaluation of the final biodegradability and ecotoxicological impact of degradation intermediates. *Chemosphere*, *44*(2), 289-299.
- Xanthos, D., & Walker, T. R. (2017). International policies to reduce plastic marine pollution from single-use plastics (plastic bags and microbeads): A review. *Marine pollution bulletin*, *118*(1-2), 17-26.
- Xiong, J., Liao, X., Zhu, J., An, Z., Yang, Q., Huang, Y., & Li, G. (2017). Natural weathering mechanism of isotactic polypropylene under different outdoor climates in China. *Polymer Degradation and Stability*, *146*, 212-222.
- Yakimets, I., Lai, D., & Guigon, M. (2004). Effect of photo-oxidation cracks on behaviour of thick polypropylene samples. *Polymer Degradation and Stability*, *86*(1), 59-67.
- Yamada-Onodera, K., Mukumoto, H., Katsuyaya, Y., Saiganji, A., & Tani, Y. (2001). Degradation of polyethylene by a fungus, *Penicillium simplicissimum* YK. *Polymer degradation and stability*, *72*(2), 323-327.
- Yousif, E., & Haddad, R. (2013). Photodegradation and photostabilization of polymers, especially polystyrene. *SpringerPlus*, *2*(1), 1-32.
- Yuan, J., Ma, J., Sun, Y., Zhou, T., Zhao, Y., & Yu, F. (2020). Microbial degradation and other environmental aspects of microplastics/plastics. *Science of the Total Environment*, *715*, 136968.
- Yurtsever, M. (2015). Mikroplastikler'e Genel Bir Bakış. *Dokuz Eylül Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Fen ve Mühendislik Dergisi*, *17*(50), 68-83.
- Yurtsever, M., & Yurtsever, U. 2018. "Commonly used disposable plastic bags as a source of microplastic in environment", In Proceedings of the International Conference on Microplastic Pollution in the Mediterranean Sea, pp. 99-106.
- Zbyszewski, M., Corcoran, P. L., & Hockin, A. (2014). Comparison of the distribution and degradation of plastic debris along shorelines of the Great Lakes, North America. *Journal of Great Lakes Research*, *40*(2), 288-299.
- Zettler, E. R., Mincer, T. J., & Amaral-Zettler, L. A. (2013). Life in the "plastisphere": Microbial communities on plastic marine debris. *Environmental science & technology*, *47*(13), 7137-7146.
- Zhang, K., Hamidian, A. H., Tubić, A., Zhang, Y., Fang, J. K., Wu, C., & Lam, P. K. (2021). Understanding plastic degradation and microplastic formation in the environment: A review. *Environmental Pollution*, *274*, 116554.
- Zhu, L., Zhao, S., Bittar, T. B., Stubbins, A., & Li, D. (2020). Photochemical dissolution of buoyant microplastics to dissolved organic carbon: Rates and microbial impacts. *Journal of hazardous materials*, *383*, 121065.

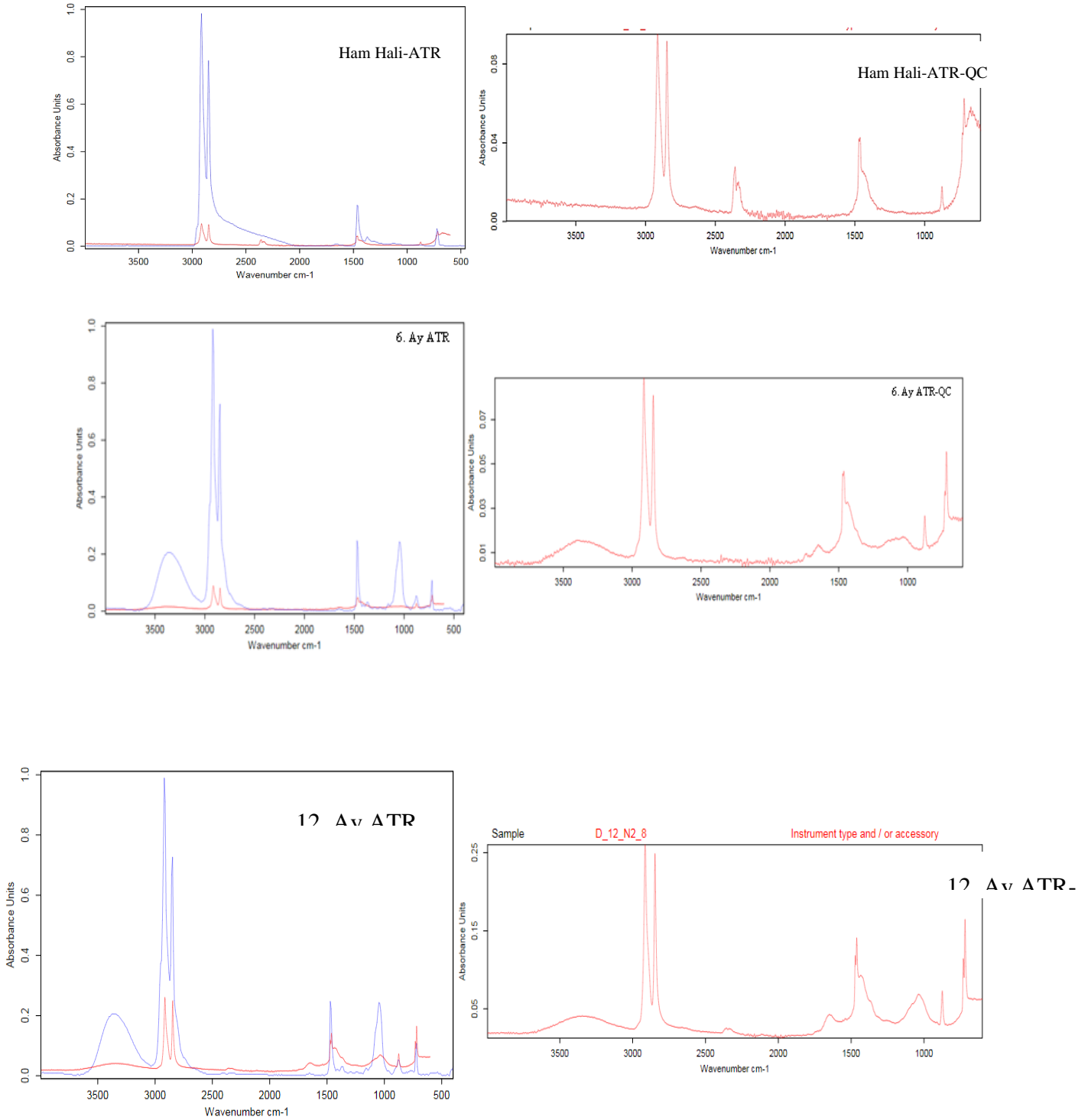
EKLER

EK A. Numunelerin ATR-FTIR Spektraları ve Kütüphane Sonuçları

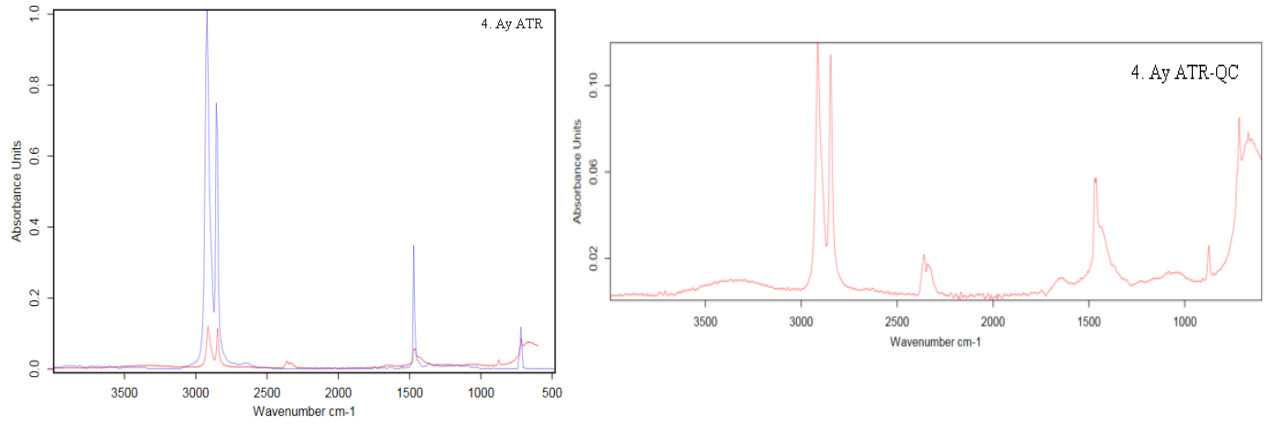
EK B. Numunelerin Optik Mikroskop Görüntüleri

EK C. Numunelerin SEM Görüntüleri

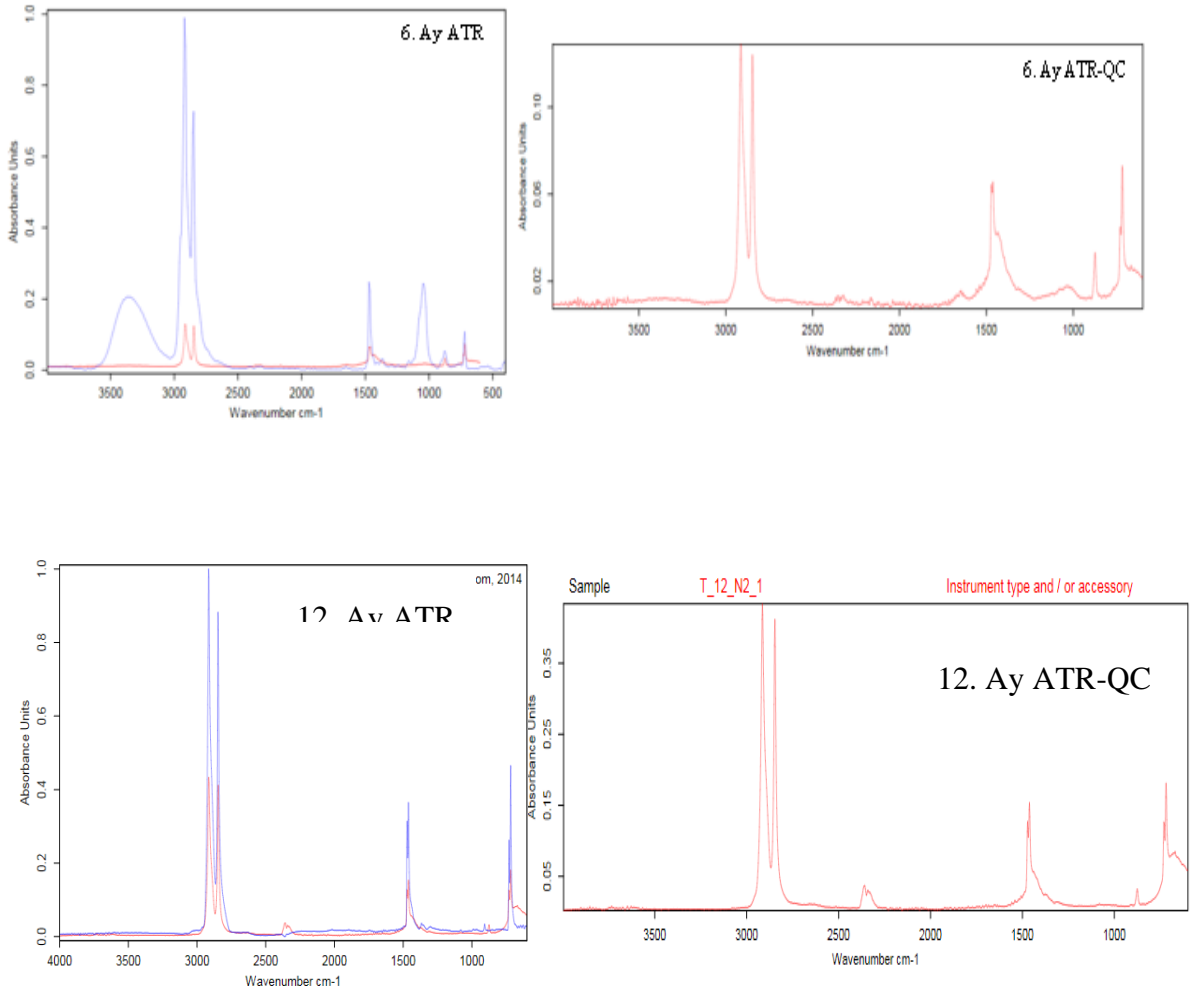
EK A. Numunelerin ATR-FTIR Spektraları ve Kütüphane Sonuçları.



Şekil A.1. Oxo Poşet Numunesinin Ham Halinin ve Deniz Ortamındaki ATR-FTIR Spektraları.



Şekil A.2. Göl Ortamındaki Oxo Poşet Numunesinin ATR-FTIR Spektraları.



Şekil A.3. Toprak Ortamındaki Oxo Poşet Numunesinin ATR-FTIR Spektraları.

Tablo A.1. Deniz Ortamındaki Oxo Poşet Numunesinin ATR-FTIR Spektraları.

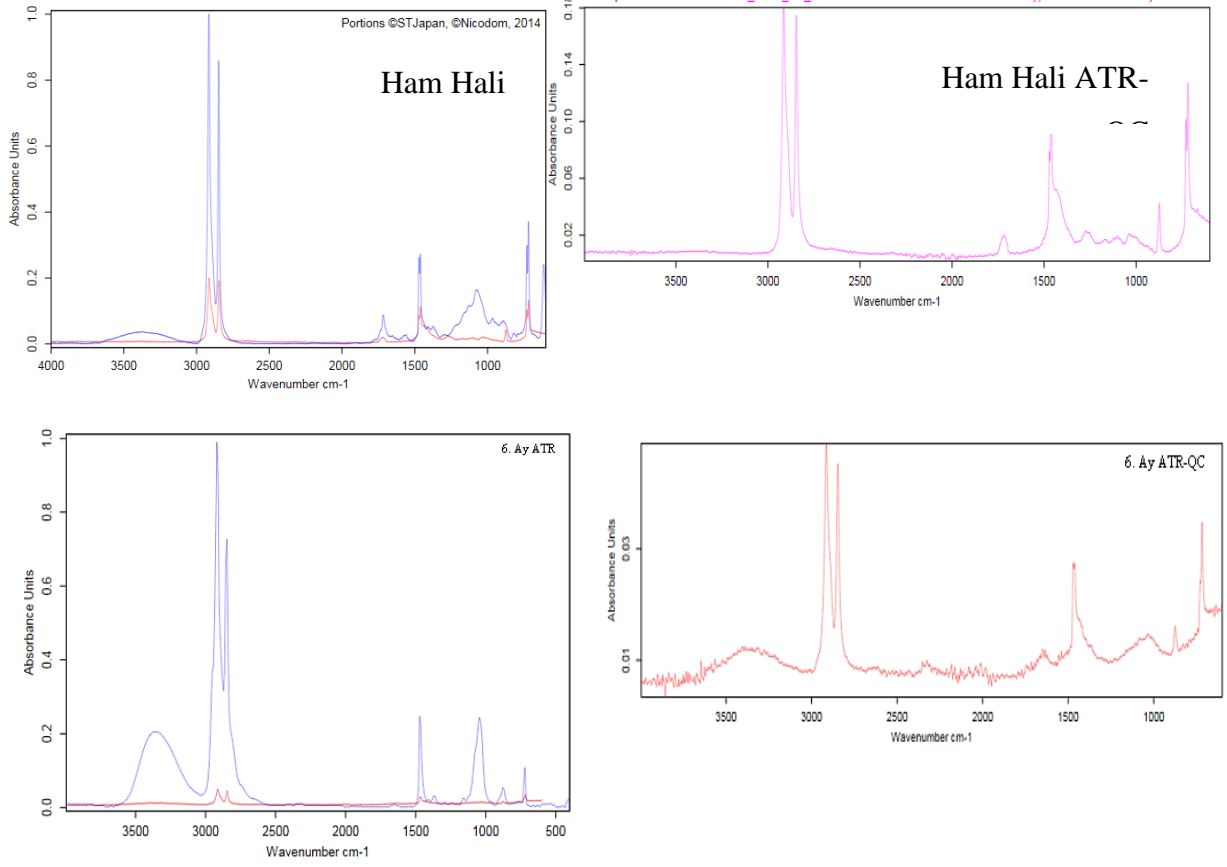
Tarih	ATR (%)	Kütüphane	ATR Polimer	ATR-QC (%)	Kütüphane	ATR-QC Polimer
Ham Hali		46,6	Olefin	93,6		Düşük Yoğunluklu Polietilen (LDPE)
6. Ay		88,4	Stearil Amin	95,8		Düşük Yoğunluklu Polietilen (LDPE)
12. Ay		88,1	N,N'-BIS(2-hidroksietil) Stearil Amin	96,7		Düşük Yoğunluklu Polietilen (LDPE)

Tablo A.2. Göl Ortamındaki Oxo Poşet Numunesinin ATR-FTIR Spektraları.

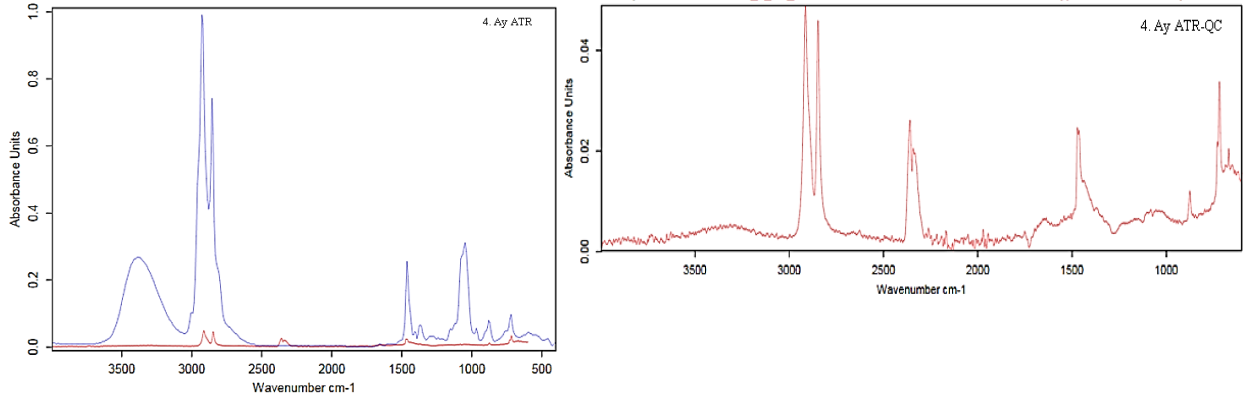
Tarih	ATR (%)	Kütüphane	ATR Polimer	ATR-QC Kütüphane (%)	ATR-QC Polimer
Ham Hali		46,6	Olefin	93,6	Düşük Yoğunluklu Polietilen (LDPE)
4. Ay		61	Olefin	95	Düşük Yoğunluklu Polietilen (LDPE)

Tablo A.3. Toprak Ortamındaki Oxo Poşet Numunesinin ATR-FTIR Spektraları.

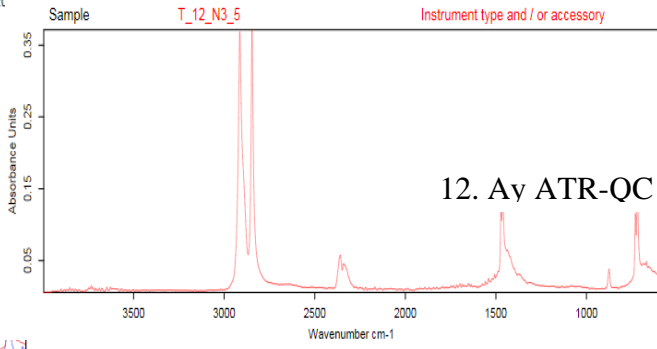
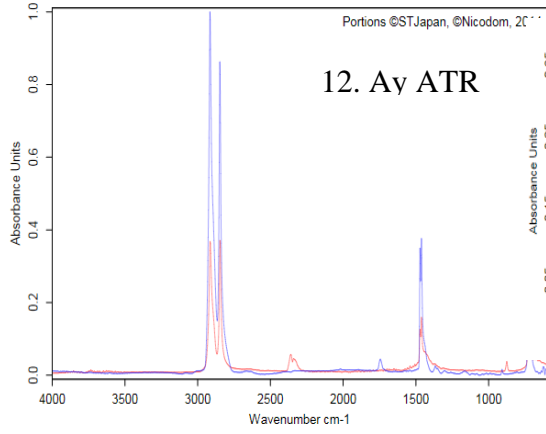
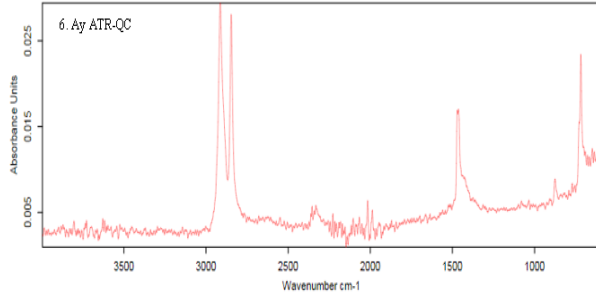
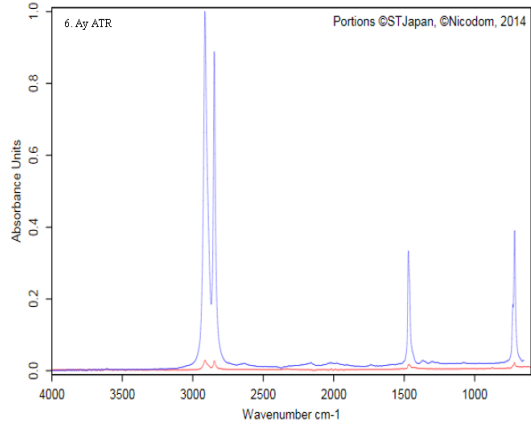
Tarih	ATR (%)	Kütüphane	ATR Polimer	ATR-QC (%)	Kütüphane	ATR-QC Polimer
Ham Hali		46,6	Olefin	93,6		Düşük Yoğunluklu Polietilen (LDPE)
6. Ay		75,6	Stearil Amin	96,5		Düşük Yoğunluklu Polietilen (LDPE)
12. Ay		73,5	Polietilen, Scolefin PE AG 62 BA	98,9		Düşük Yoğunluklu Polietilen (LDPE)



Şekil A.4. Çöp Torbası Numunesinin Ham Halinin ve Deniz Ortamındaki ATR-FTIR Spektralleri.



Şekil A.5. Göl Ortamındaki Çöp Torbası Numunesinin ATR-FTIR Spektralleri.



Şekil A.6. Toprak Ortamındaki Çöp Torbası Numunesinin ATR-FTIR Spektraları.

Tablo A.4. Deniz Ortamındaki Çöp Torbası Numunesinin ATR-FTIR Spektraları.

Tarih	ATR Kütüphane (%)	ATR Polimer	ATR-QC Kütüphane (%)	ATR-QC Polimer
Ham Hali	72,7	Persoftal Pek (Dried)	94,4	Düşük Yoğunluklu Polietilen (LDPE)
6. Ay	27	Stearil Amin	95	Düşük Yoğunluklu Polietilen (LDPE)

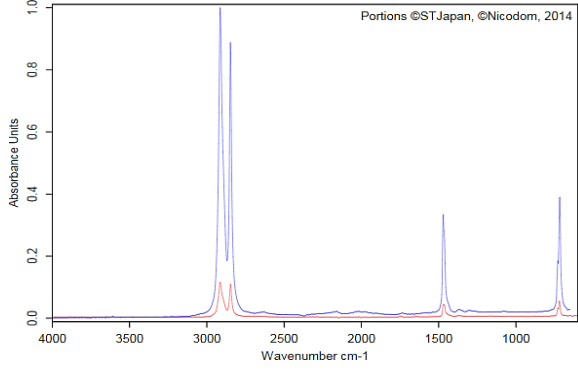
Tablo A.5. Göl Ortamındaki Çöp Torbası Numunesinin ATR-FTIR Spektraları.

Tarih	ATR (%)	Kütüphane	ATR Polimer	ATR-QC Kütüphane (%)	ATR-QC Polimer
Ham Hali	72,7		Persoftal Pek (Dried)	94,4	Düşük Yoğunluklu Polietilen (LDPE)
4. Ay	34,5		Donyağı Amin	90	Düşük Yoğunluklu Polietilen (LDPE)

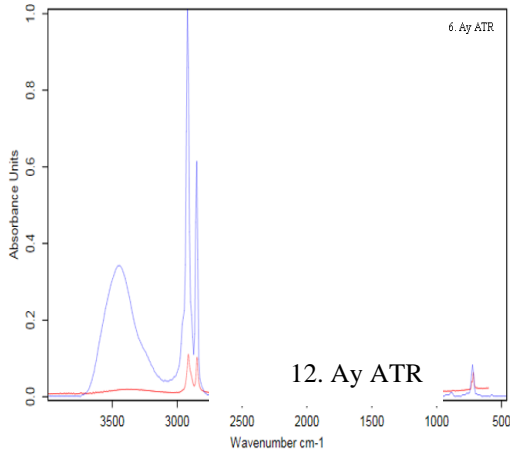
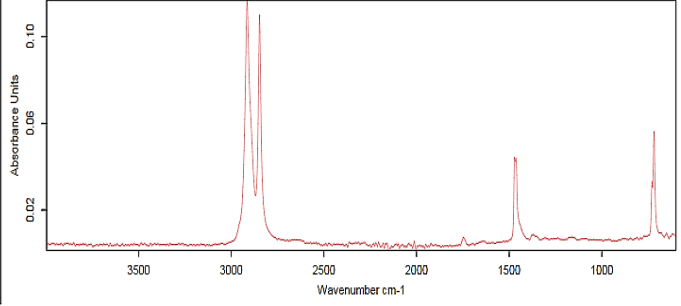
Tablo A.6. Toprak Ortamındaki Çöp Torbası Numunesinin ATR-FTIR Spektraları.

Tarih	ATR (%)	Kütüphane	ATR Polimer	ATR-QC (%)	Kütüphane	ATR-QC Polimer
Ham Hali	72,7		Persoftal Pek (Dried)	94,4		Düşük Yoğunluklu Polietilen (LDPE)
6. Ay	19,8		Olefin Elyaf	93,6		Düşük Yoğunluklu Polietilen (LDPE)
12. Ay	73,4		Polietilen, ELTEX K 52-05-159	97,8		Düşük Yoğunluklu Polietilen (LDPE)

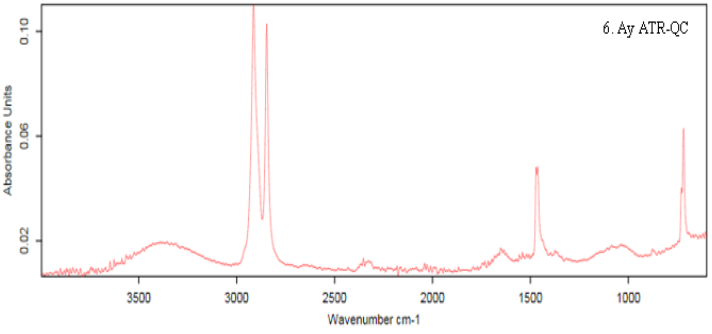
Ham Hali ATR



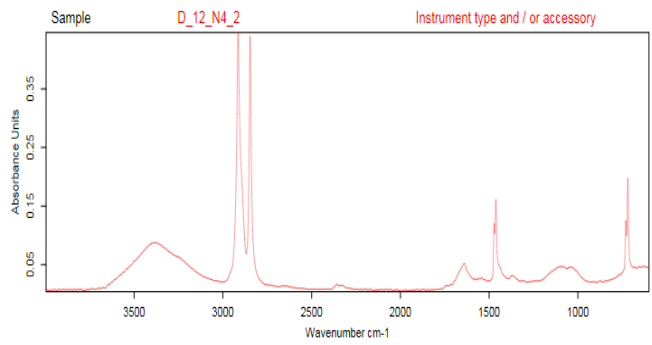
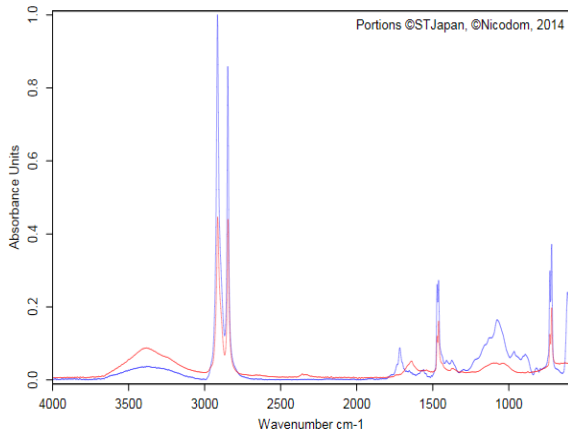
Ham Hali



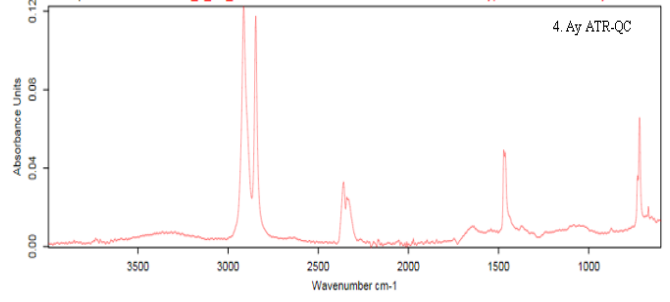
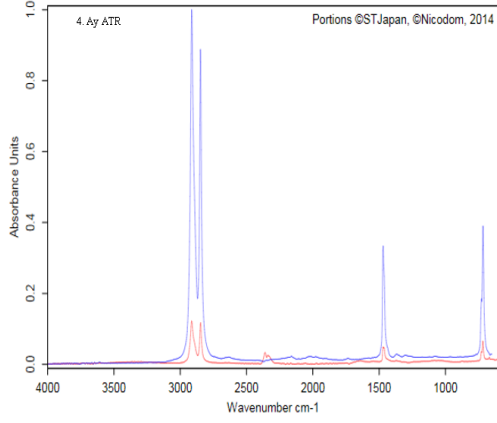
12. Ay ATR



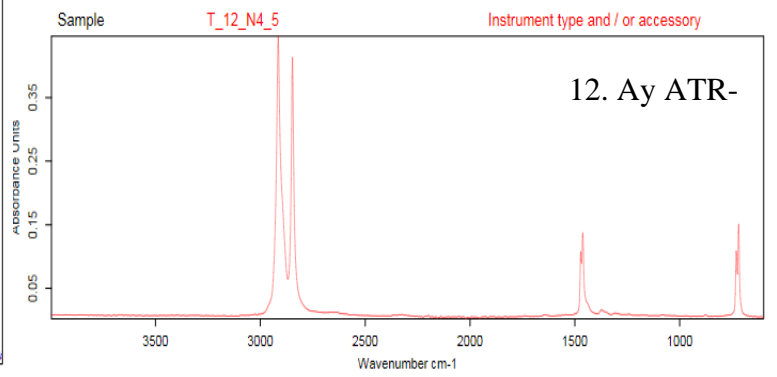
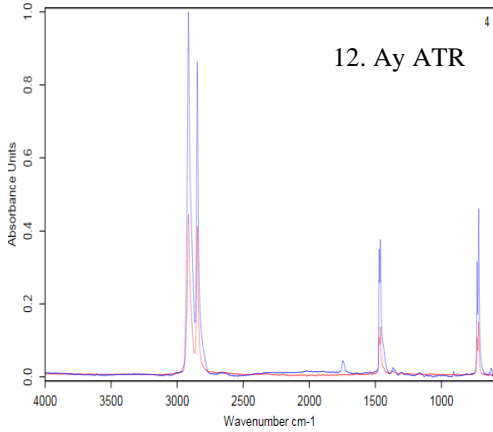
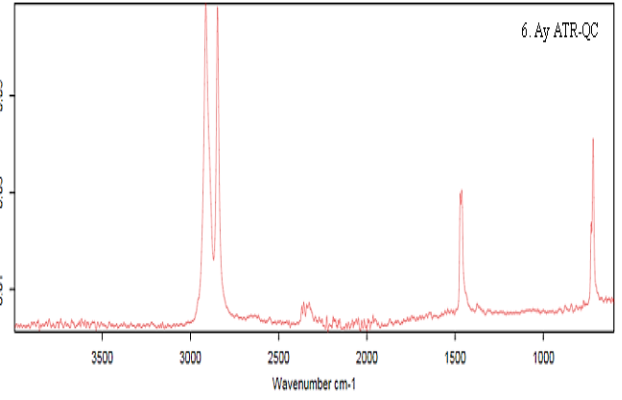
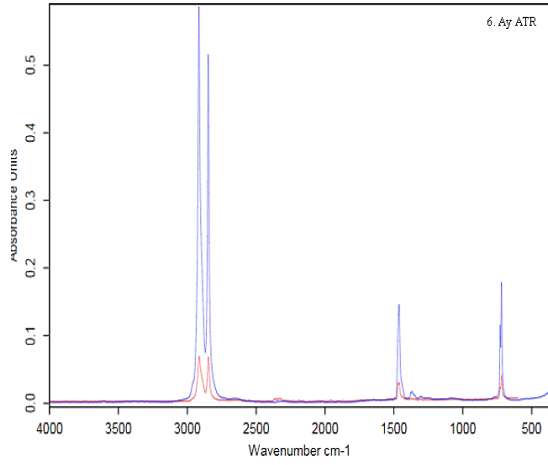
12. Ay ATR-QC



Şekil A.7. Bio Poşet Numunesinin Ham Halinin ve Deniz Ortamındaki ATR-FTIR Spektraları.



Şekil A.8. Göl Ortamındaki Bio Poşet Numunesinin ATR-FTIR Spektraları.



Şekil A.9. Toprak Ortamındaki Bio Poşet Numunesinin ATR-FTIR Spektraları.

Tablo A.7. Deniz Ortamındaki Bio Poşet Numunesinin ATR-FTIR Spektraları.

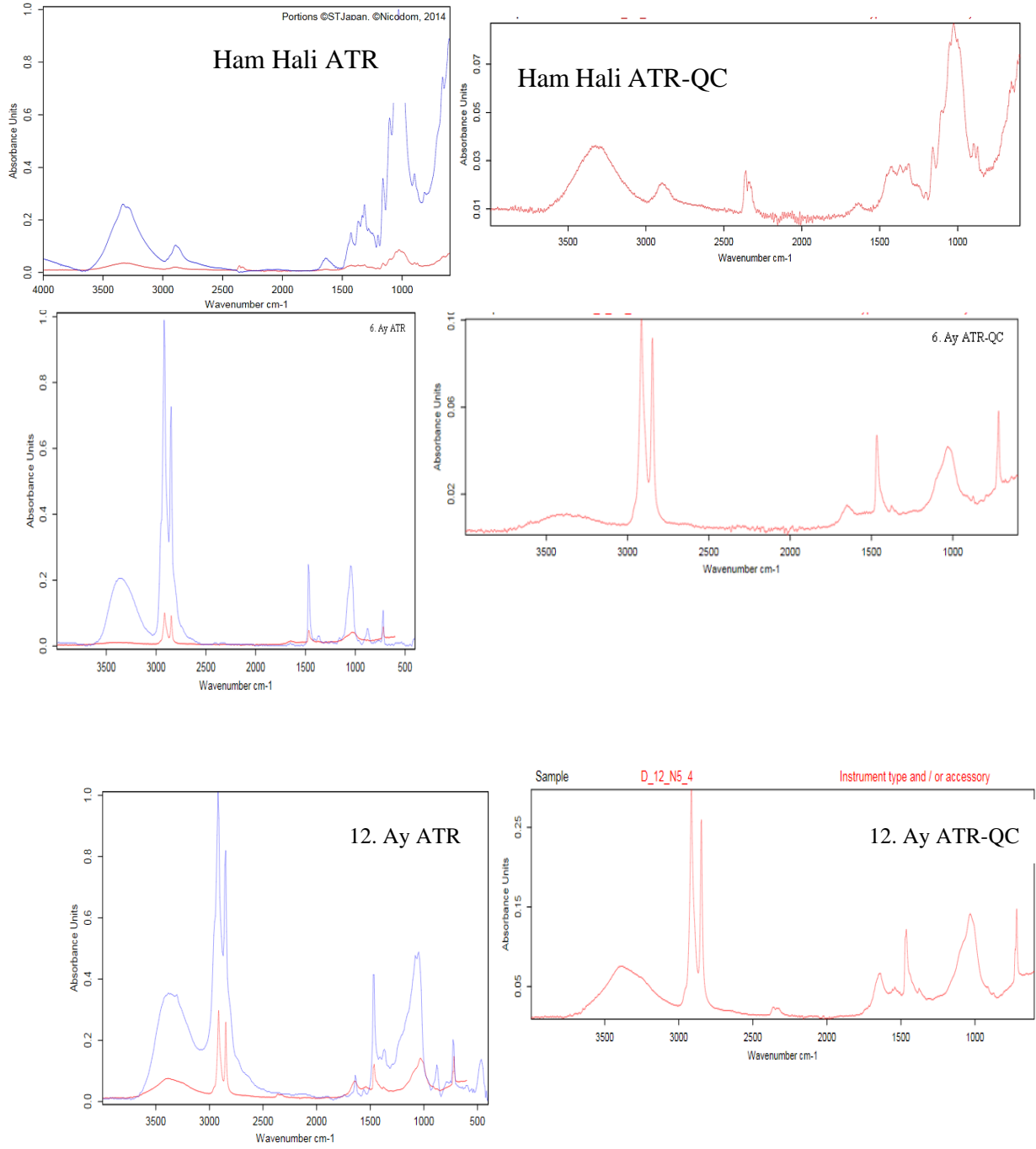
Tarih	ATR (%)	Kütüphane	ATR Polimer	ATR-QC (%)	Kütüphane	ATR-QC Polimer
Ham Hali		98,5	Olefin Elyaf	97,5		Düşük Yoğunluklu Polietilen (LDPE)
6. Ay		63,1	Katkı – Kaydırıcı Madde	97,5		Düşük Yoğunluklu Polietilen (LDPE)
12. Ay		80,2	Persoftal Pek (Kurutulmuş)	98,9		Düşük Yoğunluklu Polietilen (LDPE)

Tablo A.8. Göl Ortamındaki Bio Poşet Numunesinin ATR-FTIR Spektraları.

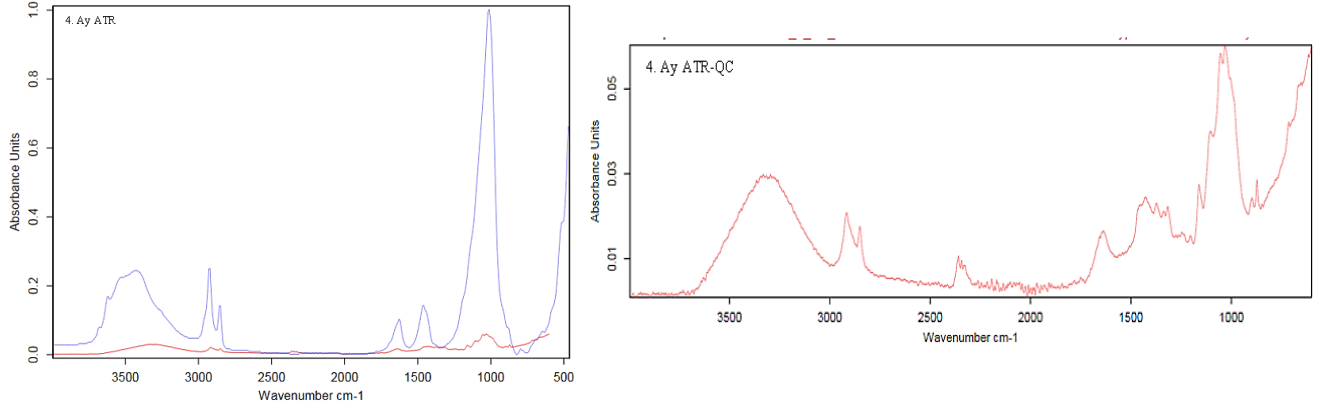
Tarih	ATR (%)	Kütüphane	ATR Polimer	ATR-QC (%)	Kütüphane	ATR-QC Polimer
Ham Hali		98,5	Olefin Elyaf	97,5		Düşük Yoğunluklu Polietilen (LDPE)
4. Ay		79	Olefin Elyaf	96,2		Düşük Yoğunluklu Polietilen (LDPE)

Tablo A.9. Toprak Ortamındaki Bio Poşet Numunesinin ATR-FTIR Spektraları.

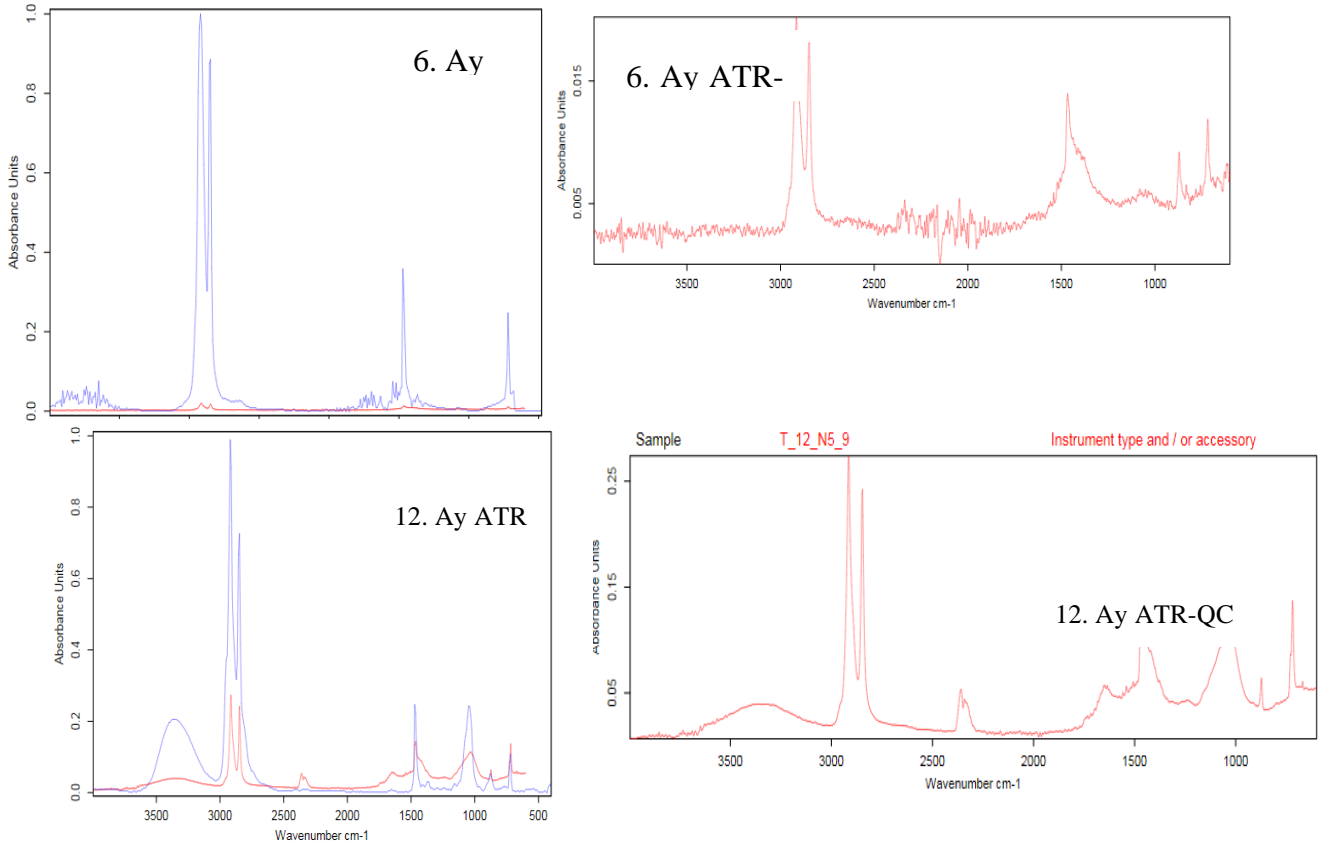
Tarih	ATR Kütüphane (%)	ATR Polimer	ATR-QC (%)	Kütüphane	ATR-QC Polimer
Ham Hali	98,5	Olefin Elyaf	97,5		Düşük Yoğunluklu Polietilen (LDPE)
6. Ay	71,7	Düşük Yoğunluklu Polietilen (LDPE)	96,3		Düşük Yoğunluklu Polietilen (LDPE)
12. Ay	99	Polietilen, ELTEX K 52-05-159	99,3		Yüksek Yoğunluklu Polietilen (LDPE)



Şekil A.10. Karton Bardak Numunesinin Ham Halinin Deniz Ortamındaki ATR-FTIR Spektralleri.



Şekil A.11. Göl Ortamındaki Karton Bardak Numunesinin ATR-FTIR Spektraları.



Şekil A.12. Toprak Ortamındaki Karton Bardak Numunesinin ATR-FTIR Spektraları.

Tablo A.10. Deniz Ortamındaki Karton Bardak Numunesinin ATR-FTIR Spektraları.

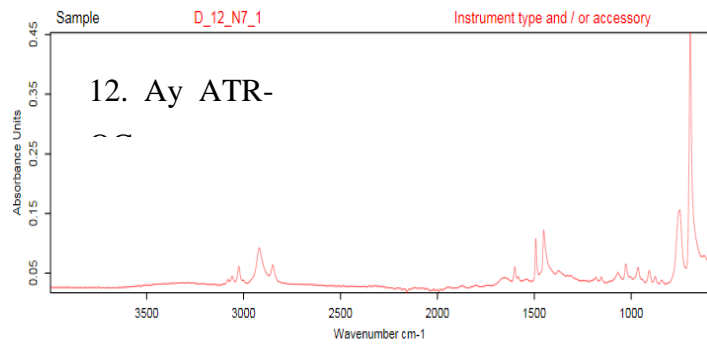
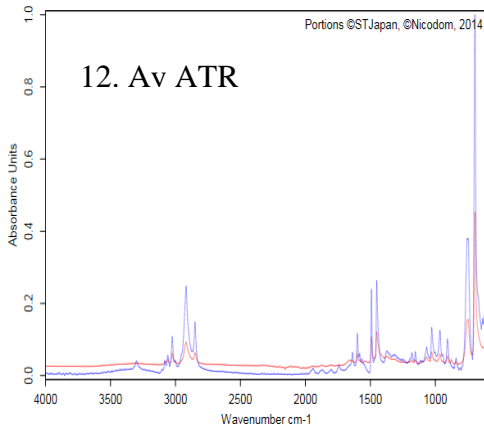
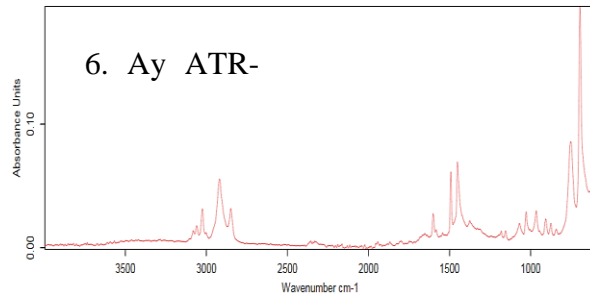
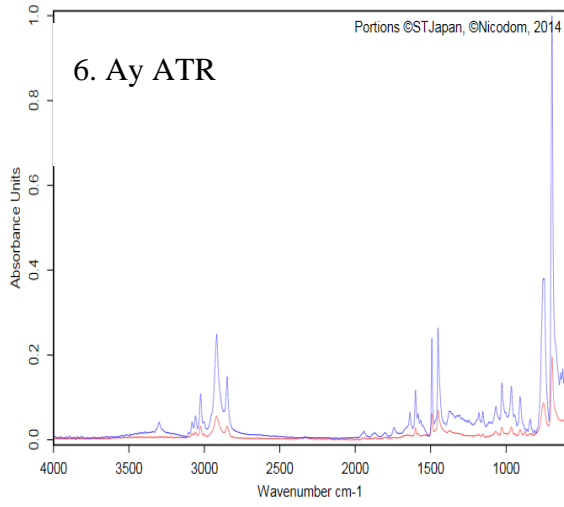
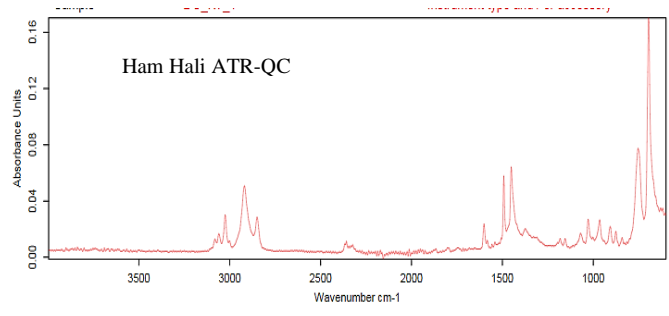
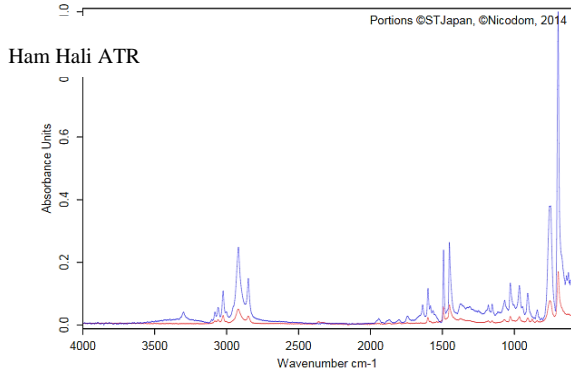
Tarih	ATR (%)	Kütüphane	ATR Polimer	ATR-QC (%)	Kütüphane	ATR-QC Polimer
Ham Hali		48	Selüloz Swablar	27,5		Polipropilen (PP)
6. Ay		96	Stearil Amin	96		Düşük Yoğunluklu Polietilen (LDPE)
12. Ay		91,4	Thoksile Stearil Amin	97,2		Düşük Yoğunluklu Polietilen (LDPE)

Tablo B.11. Göl Ortamındaki Karton Bardak Numunesinin ATR-FTIR Spektraları.

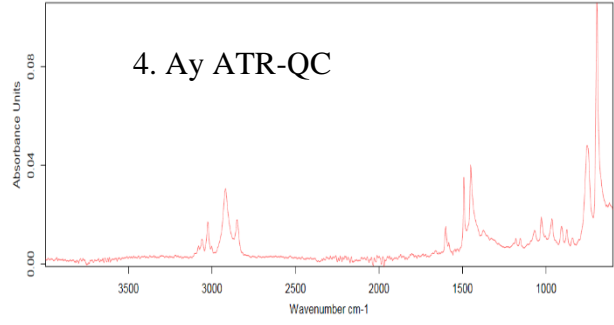
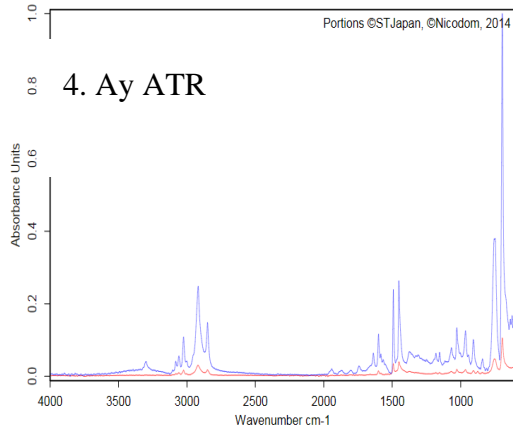
Tarih	ATR (%)	Kütüphane	ATR Polimer	ATR-QC (%)	Kütüphane	ATR-QC Polimer
Ham Hali		48	Selüloz Swablar	27,5		Polipropilen (PP)
4. Ay		54	Organofilik Kil	34		Polietilen Polipropilen Karışımı

Tablo A.12. Toprak Ortamındaki Karton Bardak Numunesinin ATR-FTIR Spektraları.

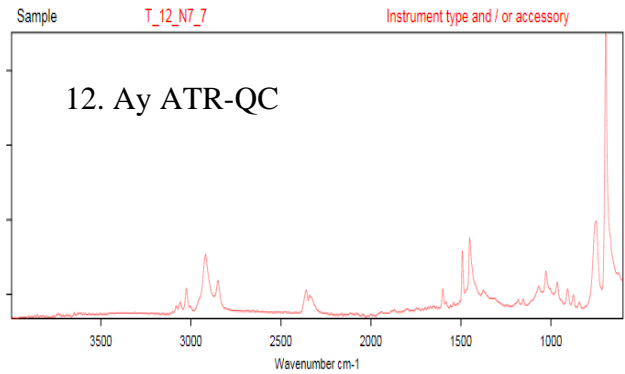
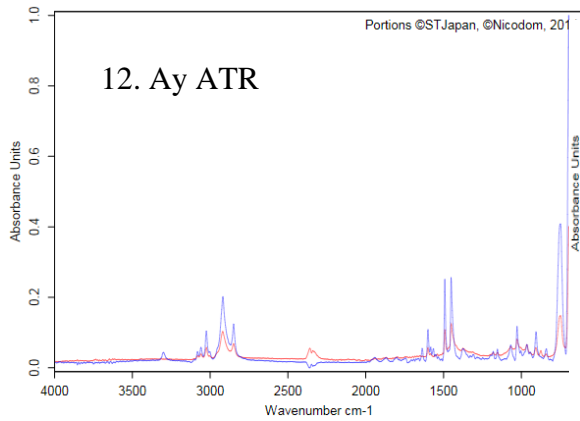
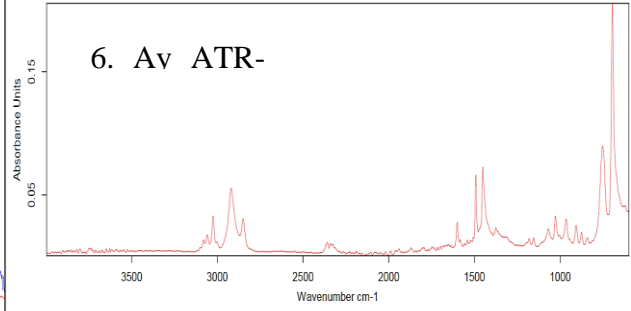
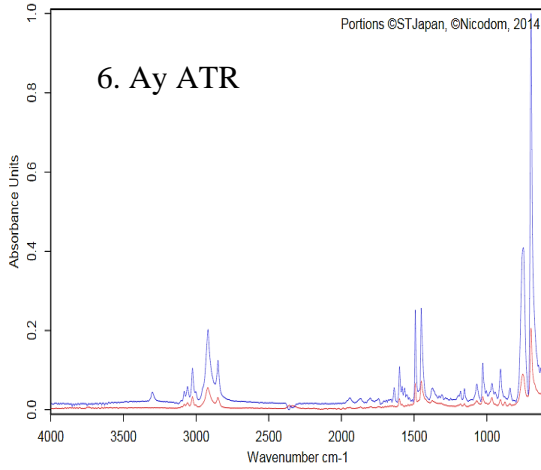
Tarih	ATR (%)	Kütüphane	ATR Polimer	ATR-QC (%)	Kütüphane	ATR-QC Polimer
Ham Hali		48	Selüloz Swablar	27,5		Polipropilen (PP)
6. Ay		15,6	Olefin	85,6		Düşük Yoğunluklu Polietilen (LDPE)
12. Ay		81,5	N,N'-BIS(2-hidroksietil) Stearil Amin	96		Düşük Yoğunluklu Polietilen (LDPE)



Şekil A.13. PS Bardak Kapağı Numunesinin Ham Halinin ve Deniz Ortamındaki ATR-FTIR Spektraları.



Şekil A.14. Göl Ortamındaki PS Bardak Kapağı Numunesinin ATR-FTIR Spektraları.



Şekil A.15. Toprak Ortamındaki PS Bardak Kapağı Numunesinin ATR-FTIR Spektraları.

Tablo A.13. Deniz Ortamındaki PS Bardak Kapağı Numunesinin ATR-FTIR Spektraları.

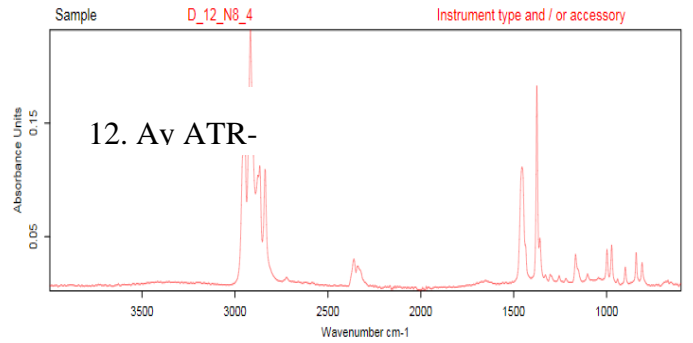
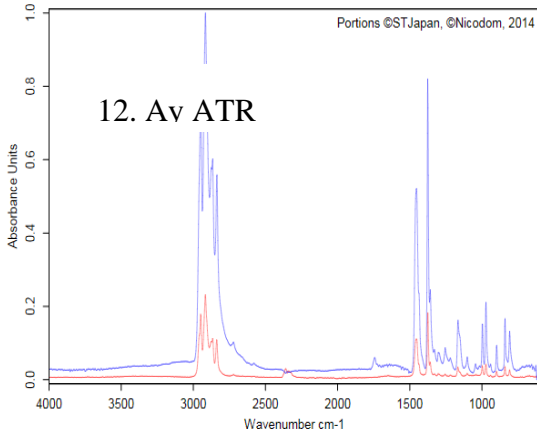
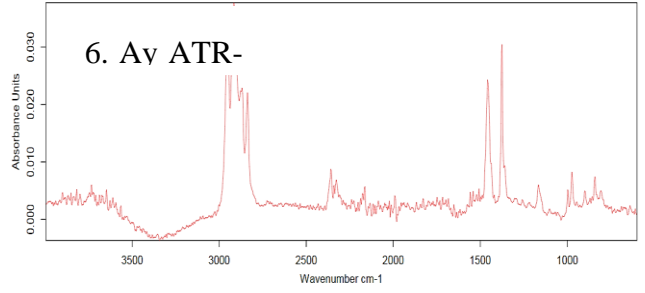
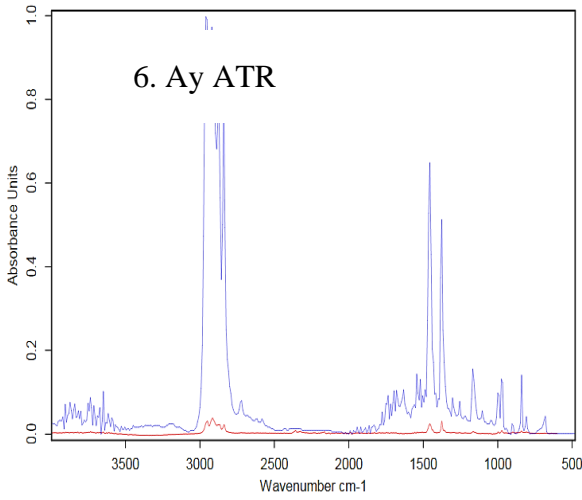
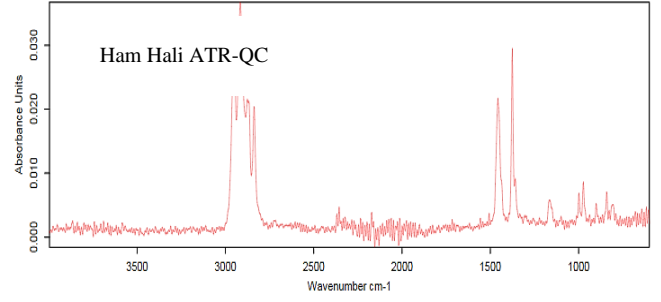
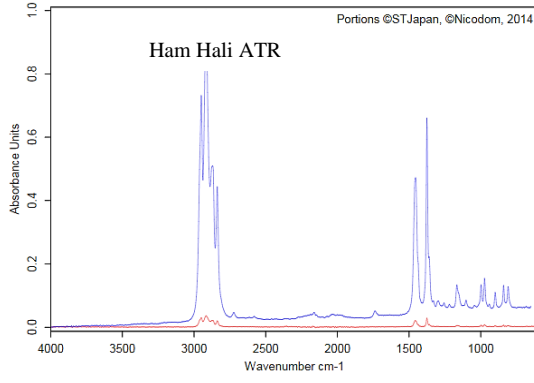
Tarih	ATR Kütüphane (%)	ATR Polimer	ATR-QC Kütüphane (%)	ATR-QC Polimer
Ham Hali	81,3	Yüksek Etkili Polistiren	98,5	Polistiren (PS)
6. Ay	91,4	Yüksek Etkili Polistiren	98,3	Polistiren
12. Ay	98,6	Yüksek Etkili Polistiren	99,4	Yüksek Etkili Polistiren

Tablo A.14. Göl Ortamındaki PS Bardak Kapağı Numunesinin ATR-FTIR Spektraları.

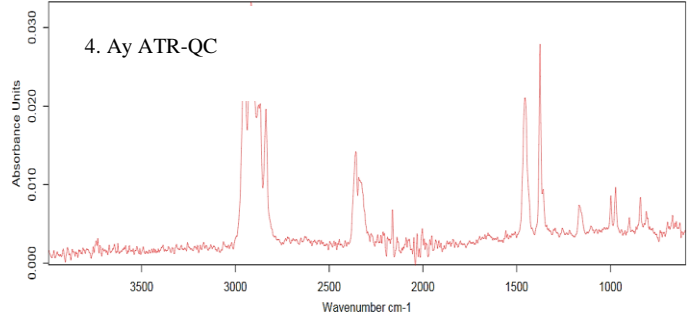
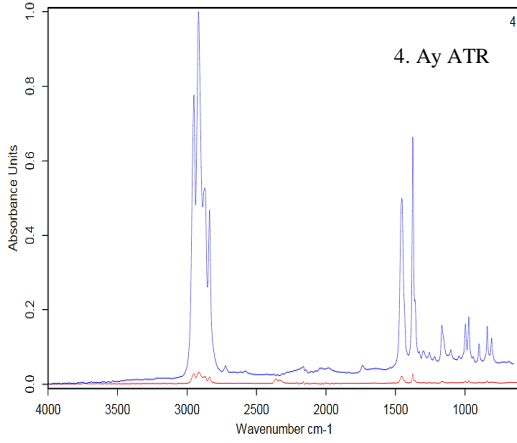
Tarih	ATR Kütüphane (%)	ATR Polimer	ATR-QC Kütüphane (%)	ATR-QC Polimer
Ham Hali	81,3	Yüksek Etkili Polistiren	98,5	Polistiren (PS)
4. Ay	80,7	Yüksek Etkili Polistiren	98,2	Polistiren

Tablo A.15. Toprak Ortamındaki PS Bardak Kapağı Numunesinin ATR-FTIR Spektraları.

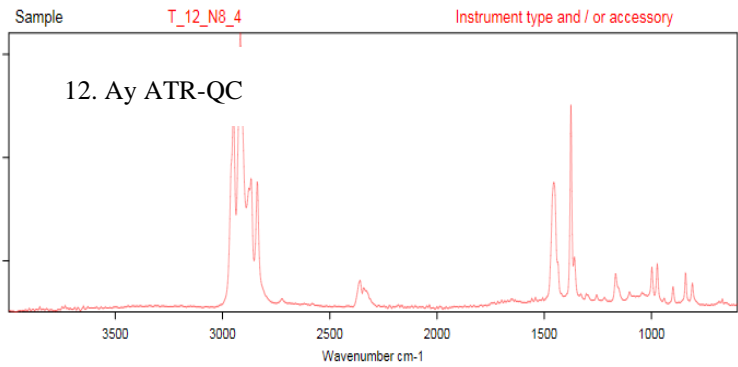
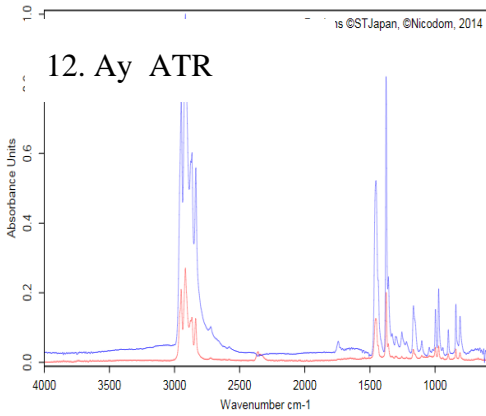
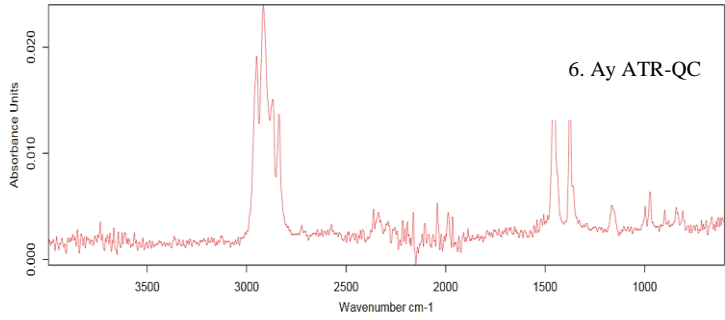
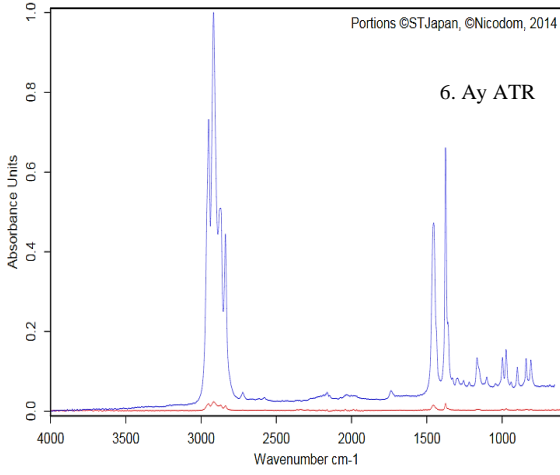
Tarih	ATR Kütüphane (%)	ATR Polimer	ATR-QC Kütüphane (%)	ATR-QC Polimer
Ham Hali	81,3	Yüksek Etkili Polistiren	98,5	Polistiren (PS)
6. Ay	86,2	Yüksek Etkili Polistiren	98,3	Polistiren
12. Ay	84,4	Polistiren, NOPE PS-NETSARK 336M	98,4	Yüksek Etkili Polistiren (PS)



Şekil A.16. PP Bardak (Şeffaf) Numunesinin Ham Halinin ve Deniz Ortamındaki ATR-FTIR Spektralleri.



Şekil A.17. Göl Ortamındaki PP Bardak (Şeffaf) Numunesinin ATR-FTIR Spektraları.



Şekil A.18. Toprak Ortamındaki PP Bardak (Şeffaf) Numunesinin ATR-FTIR Spektraları.

Tablo A.16. Deniz Ortamındaki PP Bardak (Şeffaf) Numunesinin ATR-FTIR Spektraları.

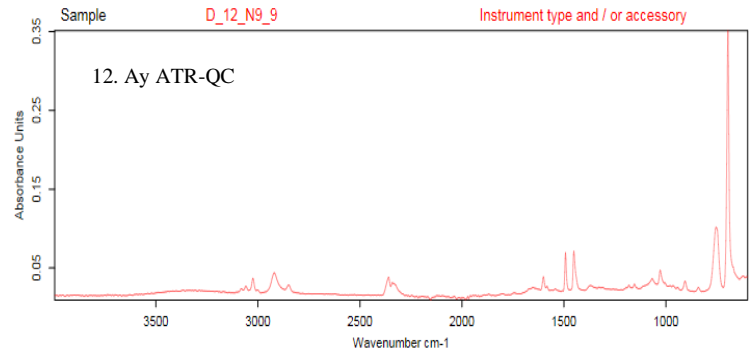
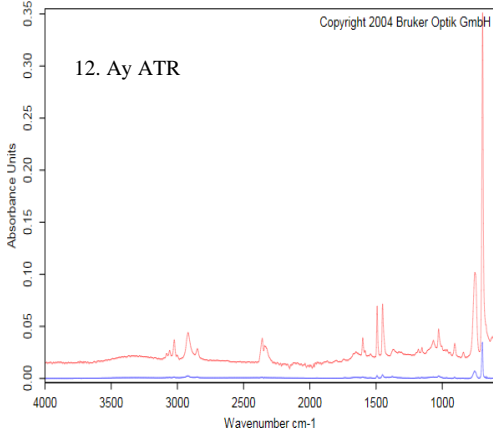
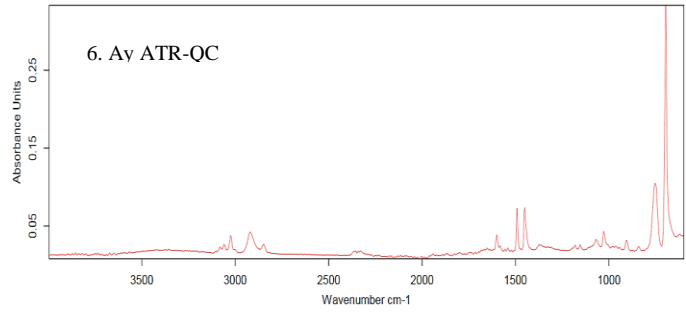
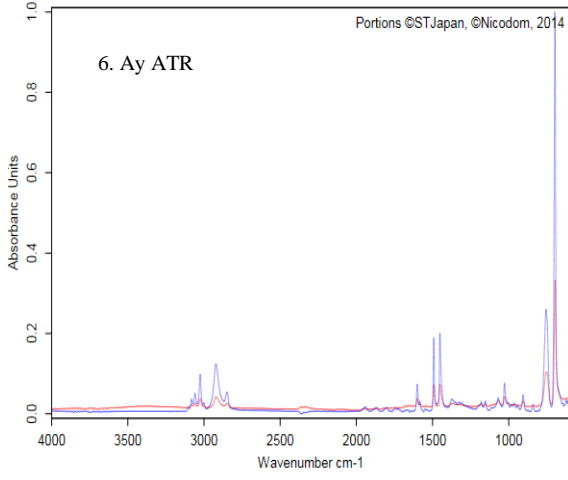
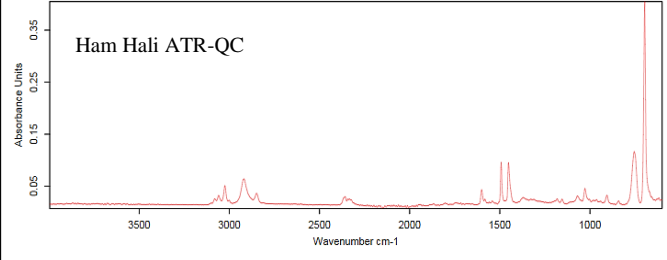
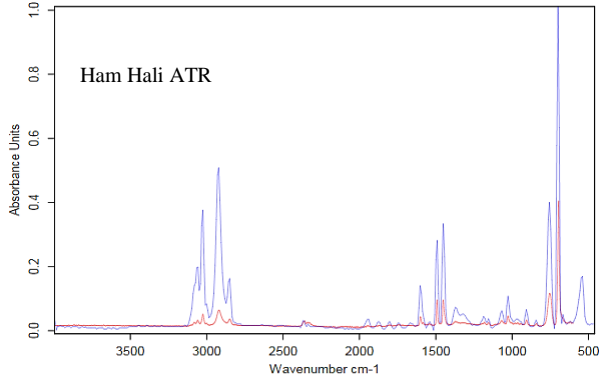
Tarih	ATR Kütüphane (%)	ATR Polimer	ATR-QC Kütüphane (%)	ATR-QC Polimer
Ham Hali	24,8	Polipropilen, Olefin Elyaf	97,7	Polipropilen (PP)
6. Ay	44,7	Olefin	95	Polipropilen
12. Ay	92,4	Renk Masterbatch Polipropilen + Sarı Pigment #1	97,7	Polipropilen (PP)

Tablo A.17. Göl Ortamındaki PP Bardak (Şeffaf) Numunesinin ATR-FTIR Spektraları.

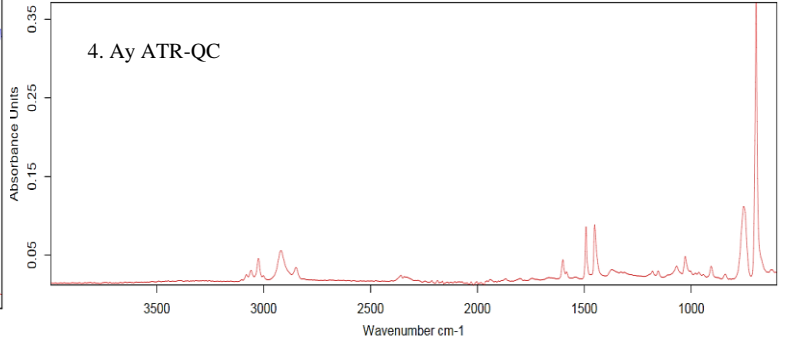
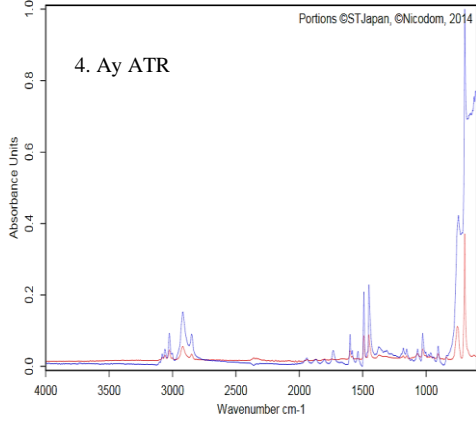
Tarih	ATR Kütüphane (%)	ATR Polimer	ATR-QC Kütüphane (%)	ATR-QC Polimer
Ham Hali	24,8	Polipropilen, Olefin Elyaf	97,7	Polipropilen (PP)
4. Ay	44,7	Olefin Elyaf	93,8	Polipropilen

Tablo A.18. Toprak Ortamındaki PP Bardak (Şeffaf) Numunesinin ATR-FTIR Spektraları.

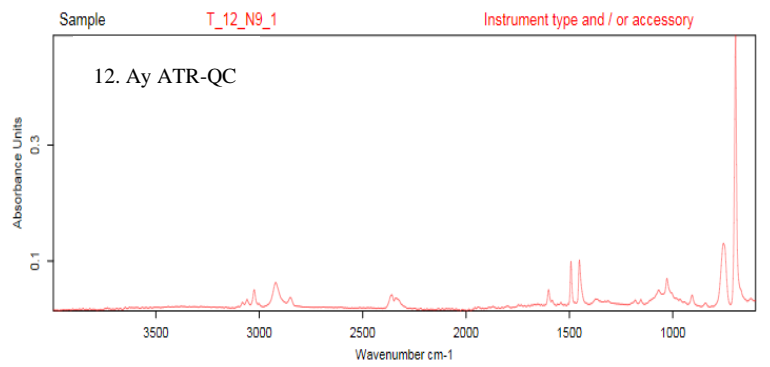
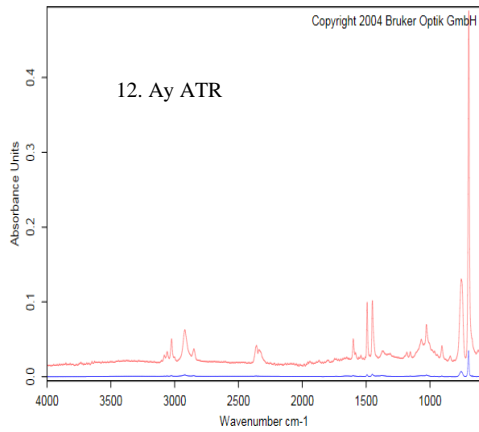
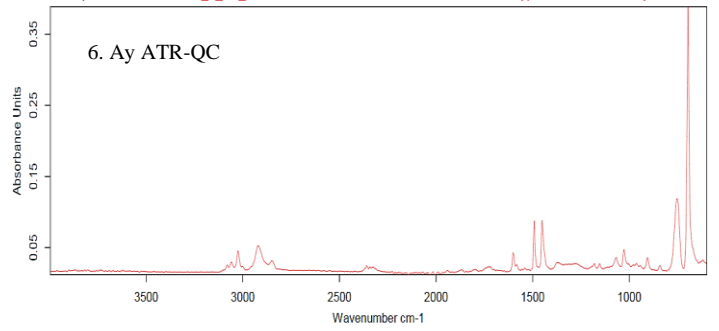
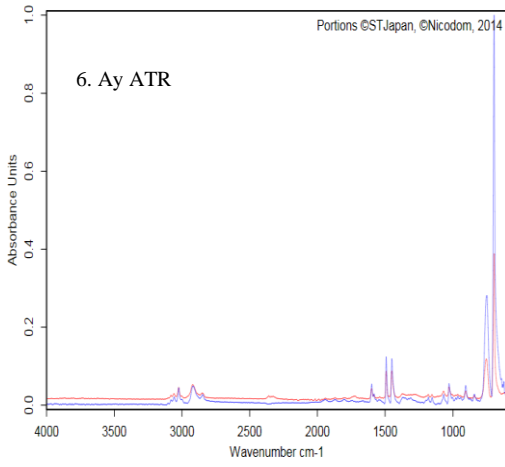
Tarih	ATR Kütüphane (%)	ATR Polimer	ATR-QC Kütüphane (%)	ATR-QC Polimer
Ham Hali	24,8	Polipropilen, Olefin Elyaf	97,7	Polipropilen (PP)
6. Ay	25,2	Olefin	94,1	Polipropilen
12. Ay	91,5	Renk Masterbatch Polipropilen + Sarı Pigment #1	98	Polipropilen (PP)



Şekil A.19. Köpük Bardak Numunesinin Ham Halinin ve Deniz Ortamındaki ATR-FTIR Spektraları.



Şekil A.20. Göl Ortamındaki Köpük Bardak Numunesinin ATR-FTIR Spektraları



Şekil A.21. Toprak Ortamındaki Köpük Bardak Numunesinin ATR-FTIR Spektraları.

Tablo A.19. Deniz Ortamındaki Köpük Bardak Numunesinin ATR-FTIR Spektraları.

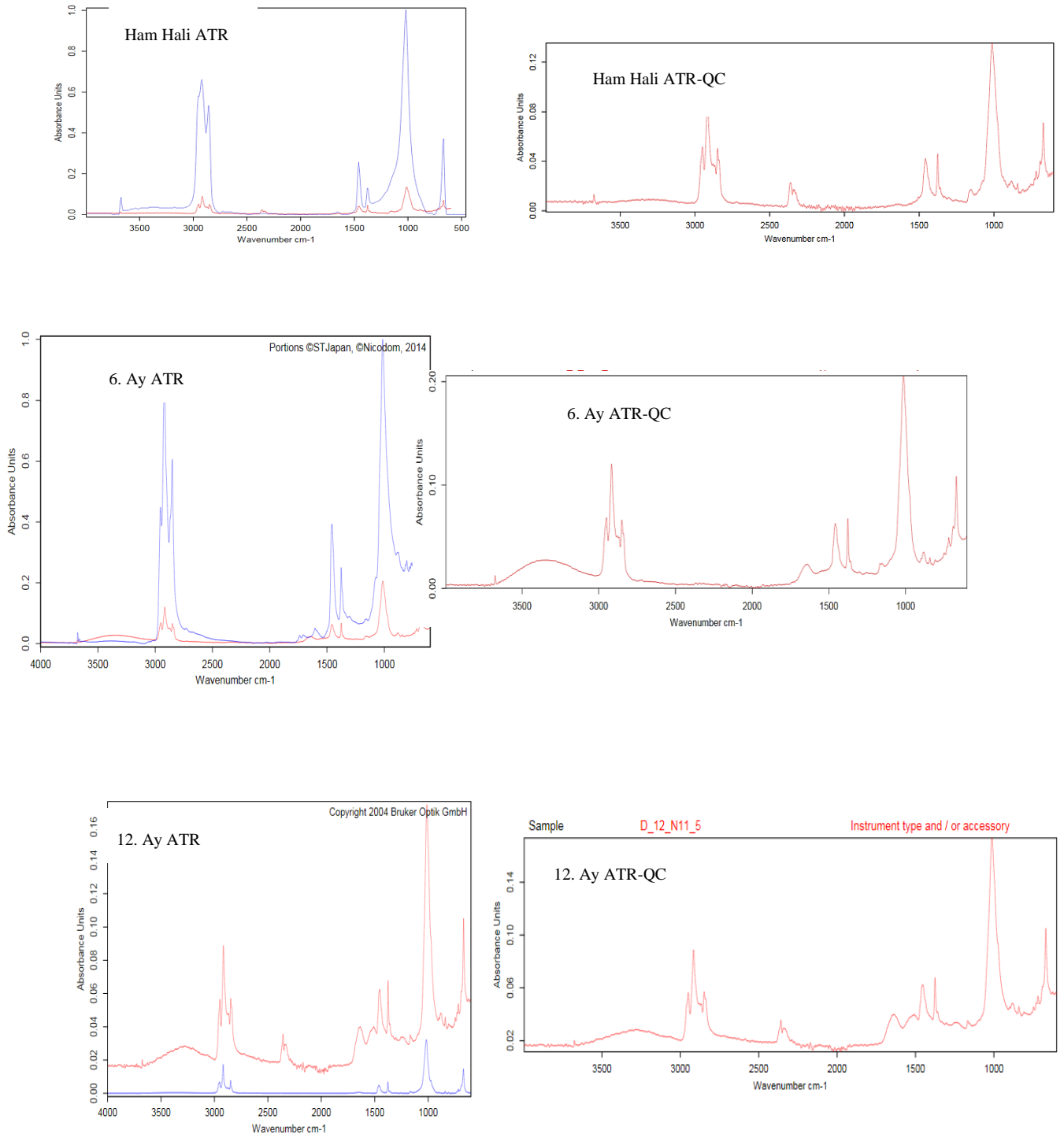
Tarih	ATR Kütüphanesi (%)	ATR Polimer	ATR-QC Kütüphanesi (%)	ATR-QC Polimer
Ham Hali	93,6	Poli(stiren)	97,6	Stiren Bütadien Kopolimer (SBC)
6. Ay	98,5	Poli (stiren:etil akrilat)	98	Stiren Bütadien Kopolimer (SBC)
12. Ay	93,6	Yüksek Etkili Polistiren	97,7	Stiren Bütadien Kopolimer (SBC) Styroflex 3G 46.1

Tablo A.20. Göl Ortamındaki Köpük Bardak Numunesinin ATR-FTIR Spektraları.

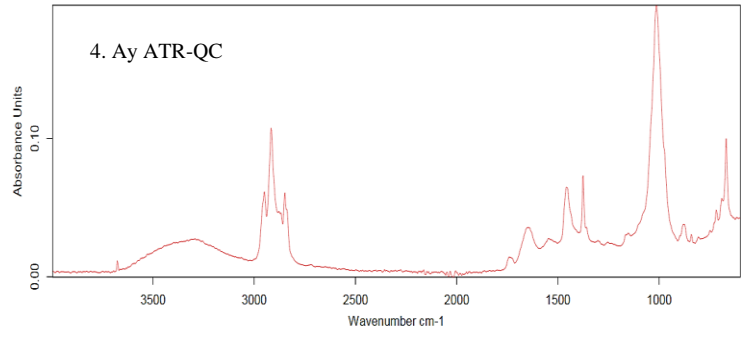
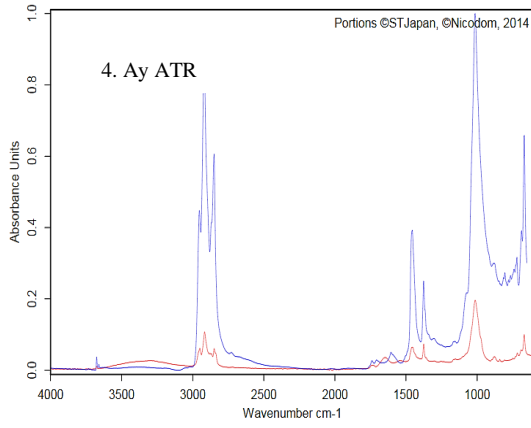
Tarih	ATR Kütüphanesi (%)	ATR Polimer	ATR-QC Kütüphanesi (%)	ATR-QC Polimer
Ham Hali	93,6	Poli(stiren)	97,6	Stiren Bütadien Kopolimer (SBC)
4. Ay	96,3	Renkli Masterbatch Polistiren + %30, Sb, Ni, Ti-Oksit	98,2	Stiren Bütadien Kopolimer (SBC)

Tablo A.21. Toprak Ortamındaki Köpük Bardak Numunesinin ATR-FTIR Spektraları.

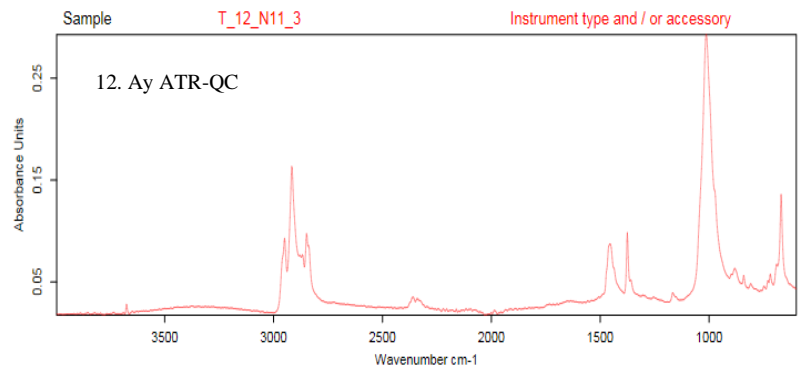
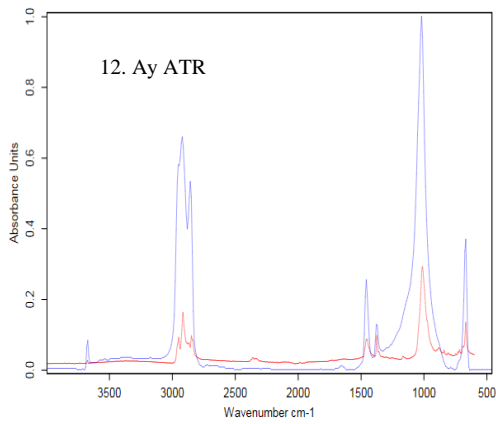
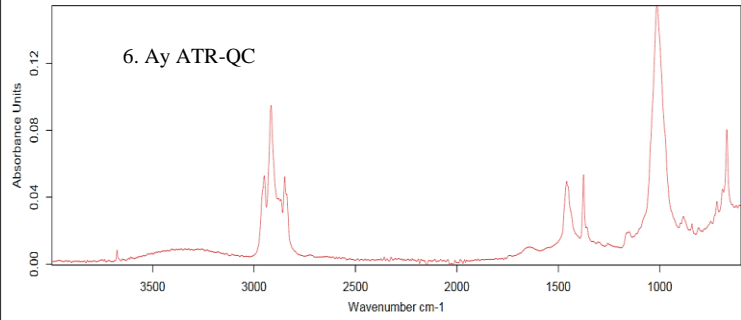
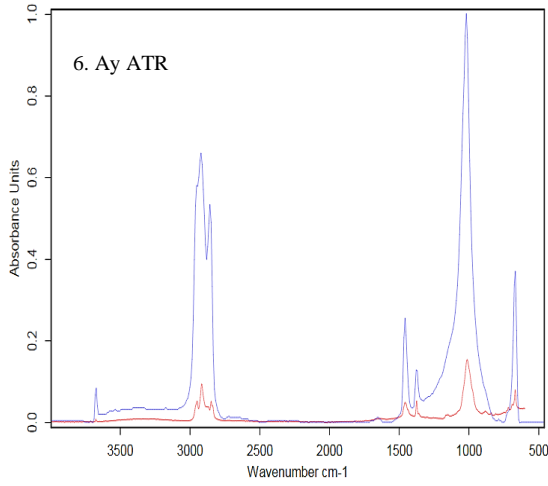
Tarih	ATR (%)	Kütüphanesi	ATR Polimer	ATR-QC (%)	Kütüphanesi	ATR-QC Polimer
Ham Hali	93,6		Poli(stiren)	97,6		Stiren Bütadien Kopolimer (SBC)
6. Ay	97,9		Dikarboksi Sonlandırılmış Polistiren	98,1		Stiren Bütadien Kopolimer (SBC)
12. Ay	94,3		Yüksek Etkili Polistiren (PS)	97,7		Stiren Bütadien Kopolimer (SBC) Styroflex 3G 46.1



Şekil A.22. PLA Tabak Numunesinin Ham Halinin ve Deniz Ortamındaki ATR-FTIR Spektralleri.



Şekil A.23. Göl Ortamındaki PLA Tabak Numunesinin ATR-FTIR Spektraları.



Şekil A.24. Toprak Ortamındaki PLA Tabak Numunesinin ATR-FTIR Spektraları.

Tablo A.21. Deniz Ortamındaki PLA Tabak Numunesinin ATR-FTIR Spektraları.

Tarih	ATR (%)	Kütüphane	ATR Polimer	ATR-QC (%)	Kütüphane	ATR-QC Polimer
Ham Hali	77,1		Stim Root No.2 (bitki köklendirme- uyarıcı ürün)	90,8		Polipropilen (PP)
6. Ay	70		Dinitrol 4942	91,9		Polipropilen
12. Ay	69,8		Polipropilen (PP)	92,5		Polipropilen (PP)

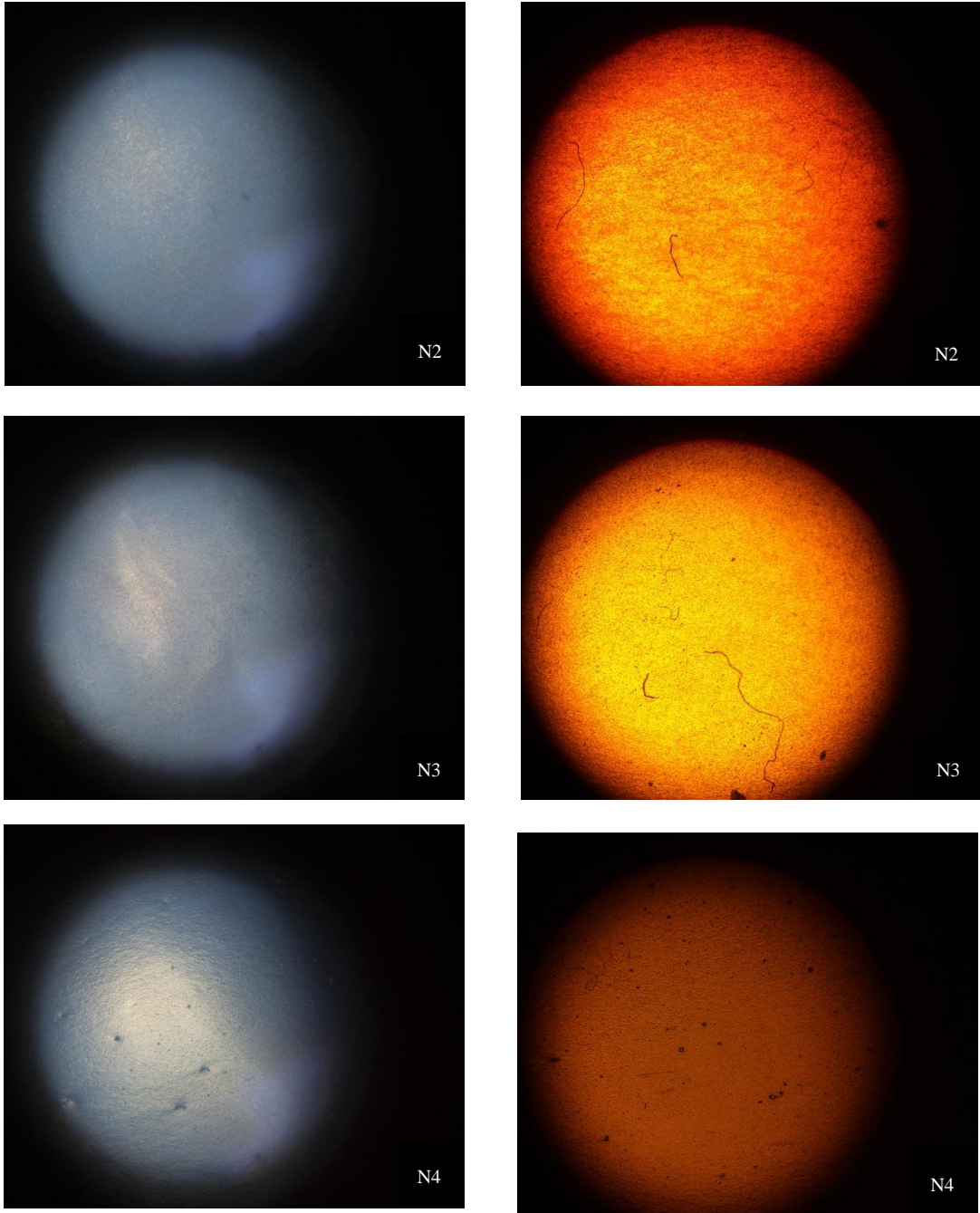
Tablo A.22. Göl Ortamındaki PLA Tabak Numunesinin ATR-FTIR Spektraları.

Tarih	ATR (%)	Kütüphane	ATR Polimer	ATR-QC (%)	Kütüphane	ATR-QC Polimer
Ham Hali	77,1		Stim Root No.2 (bitki köklendirme- uyarıcı ürün)	90,8		Polipropilen (PP)
4. Ay	70,1		Dinitrol 4942	90,7		Polipropilen

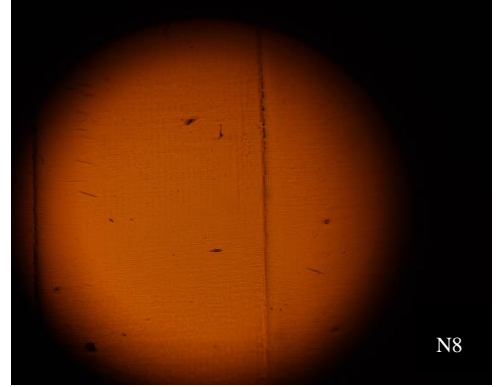
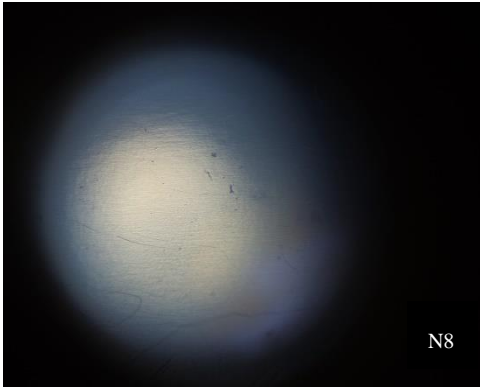
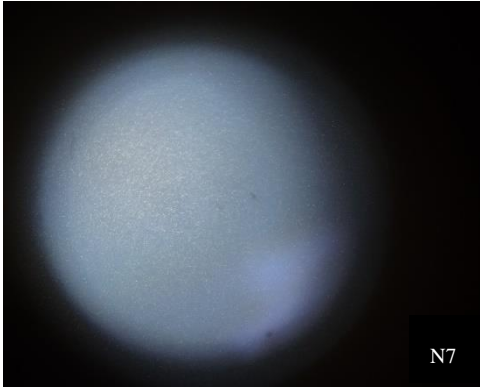
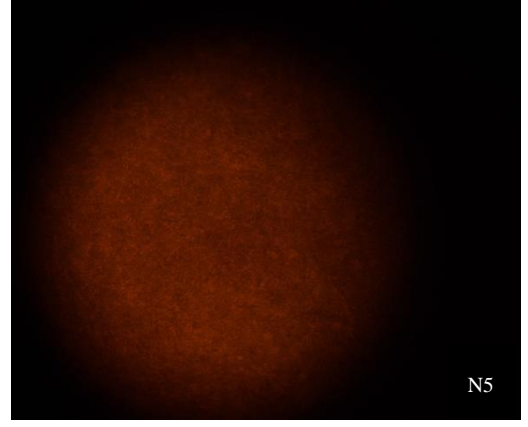
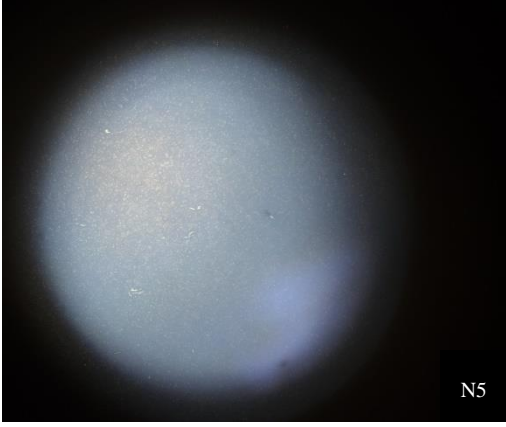
Tablo A.24. Toprak Ortamındaki PLA Tabak Numunesinin ATR-FTIR Spektraları.

Tarih	ATR (%)	Kütüphane	ATR Polimer	ATR-QC (%)	Kütüphane	ATR-QC Polimer
Ham Hali	77,1		Stim Root No.2 (bitki köklendirme- uyarıcı ürün)	90,8		Polipropilen (PP)
6. Ay	86,4		Stim Root No.2 (Bitki Köklendirme- Uyarıcı Ürün)	92,1		Polipropilen
12. Ay	85,8		Stim Root No.2 (bitki köklendirme- uyarıcı ürün)	93,1		Polipropilen (PP)

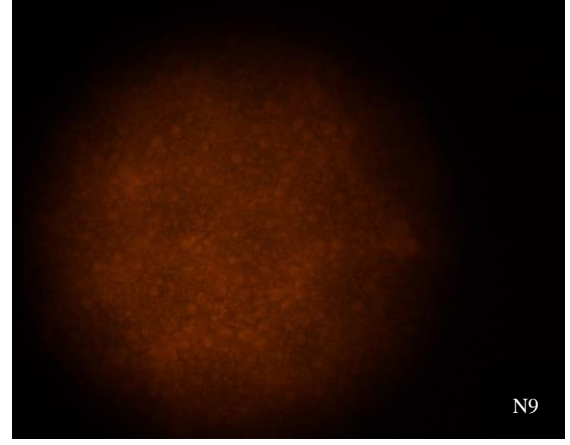
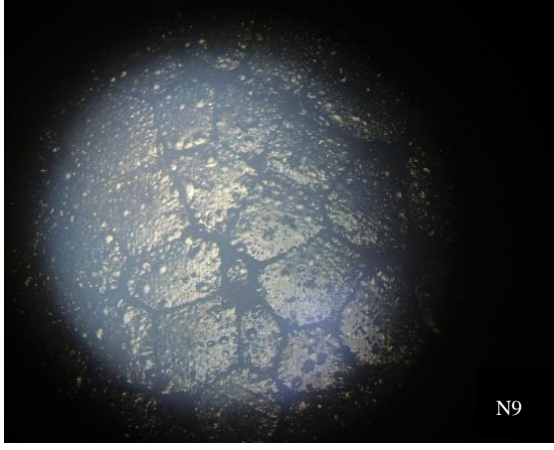
EK B. Numunelerin Optik Mikroskop Görüntüleri.



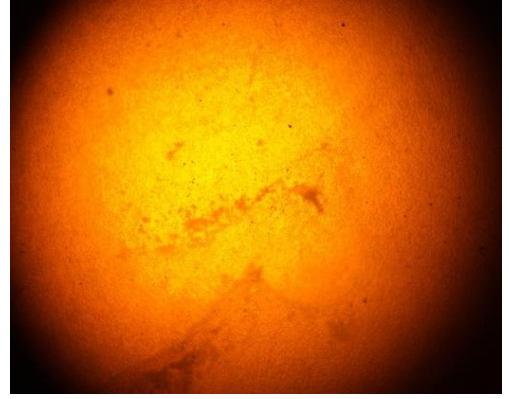
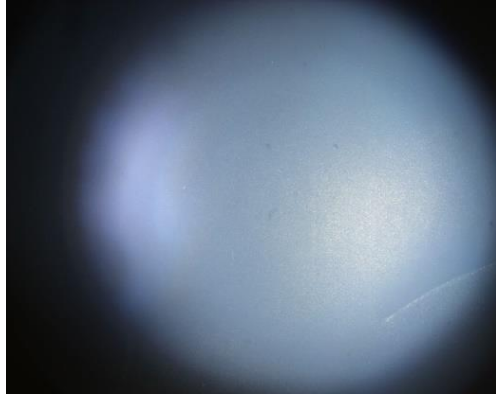
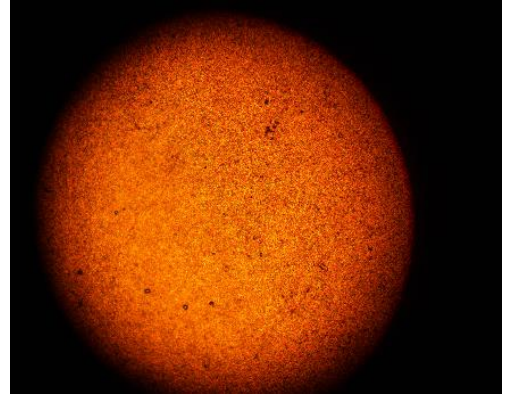
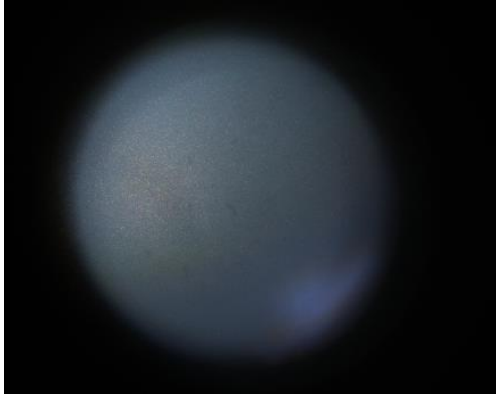
Şekil B.1. Ham Numunelerin Mikroskop Görüntüleri (N2: Oxo Poşet, N3: Çöp Torbası, N4: Bio Poşet)



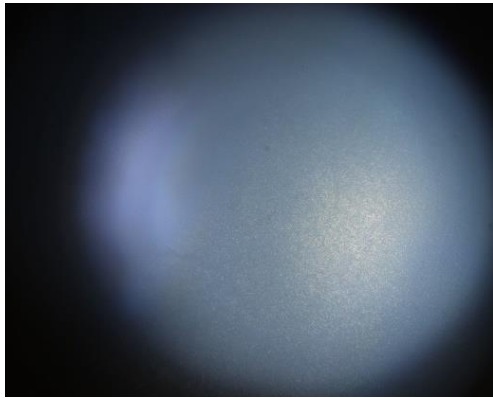
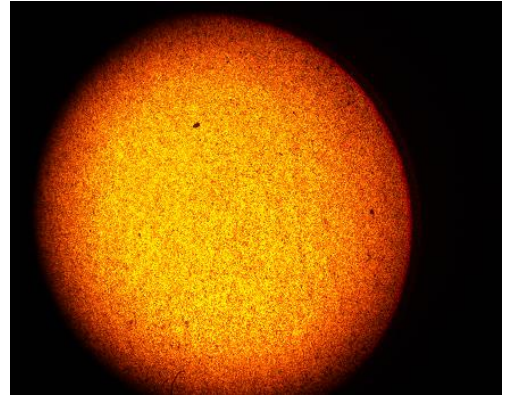
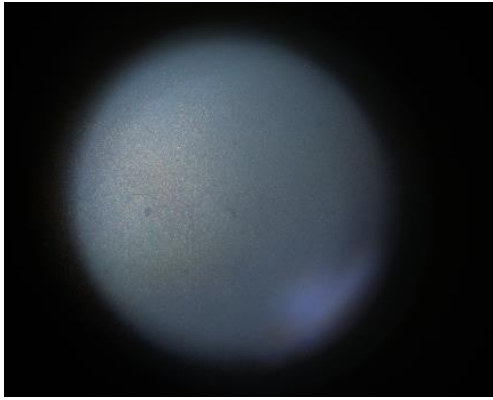
Şekil B.2. Ham Numunelerin Mikroskop Görüntüleri (N5: Karton Bardak, N7: PS Bardak Kapağı, N8: PP Bardak (Şeffaf))



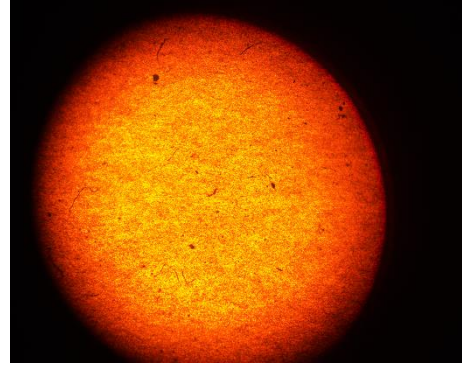
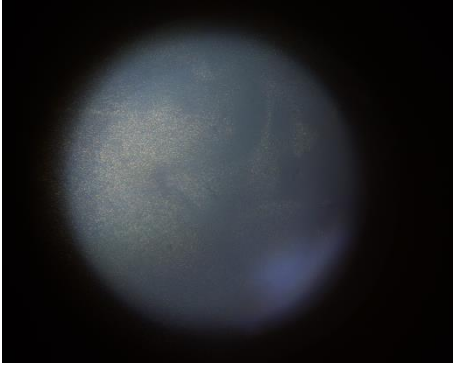
Şekil B.3. Ham Numunelerin Mikroskop Görüntüleri N9: Köpük Bardak, N11: PLA Tabak)



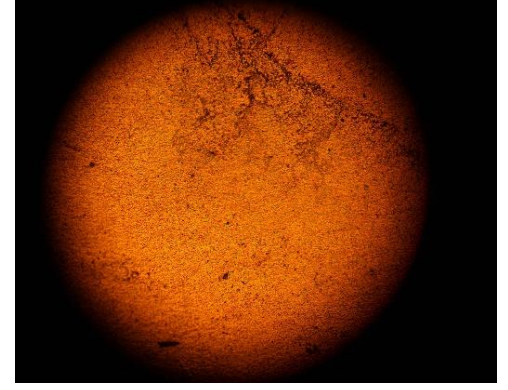
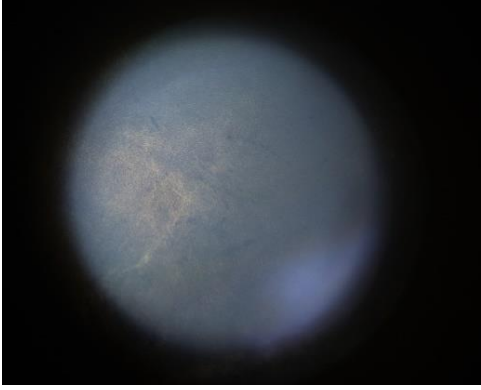
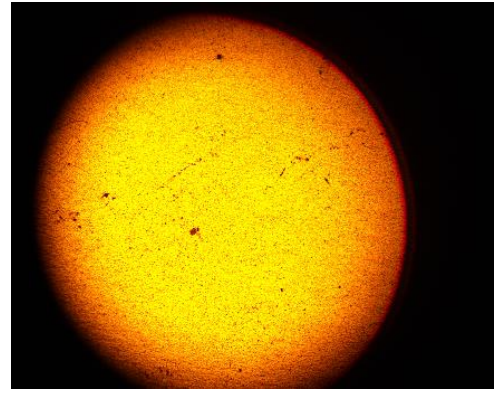
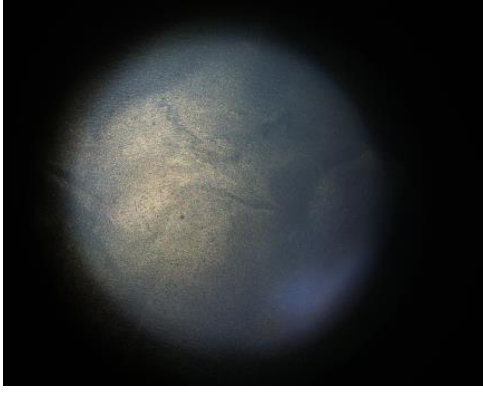
Şekil B.4. Deniz Ortamındaki Oxo Poşet Numunesinin Mikroskop Görüntüleri (Yukarıdan aşağıya sırasıyla 6. ve 12. aylar verilmiştir).



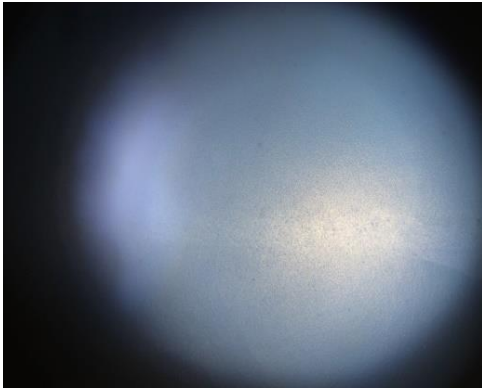
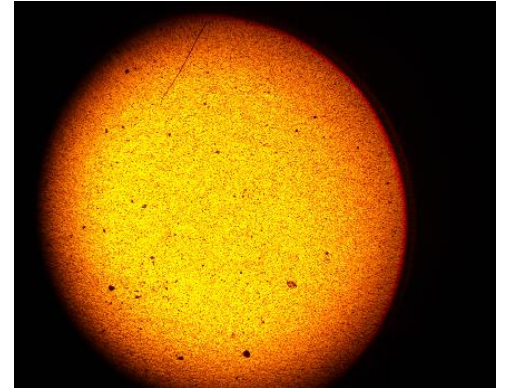
Şekil B.5. Toprak Ortamındaki Oxo Poşet Numunesinin Mikroskop Görüntüleri (Yukarıdan aşağıya sırasıyla 6. ve 12. aylar verilmiştir).



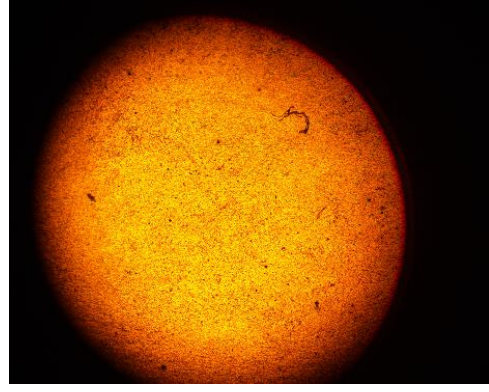
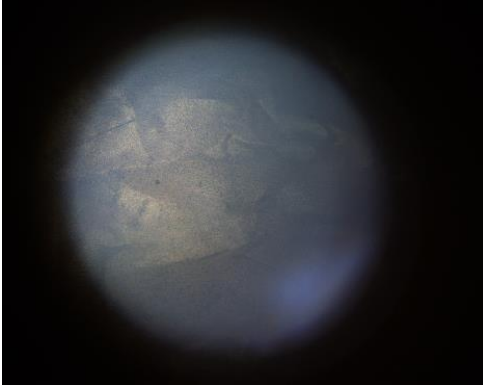
Şekil B.6. Göl Ortamındaki Oxo Poşet Numunesinin Mikroskop Görüntüleri (4. ay verilmiştir).



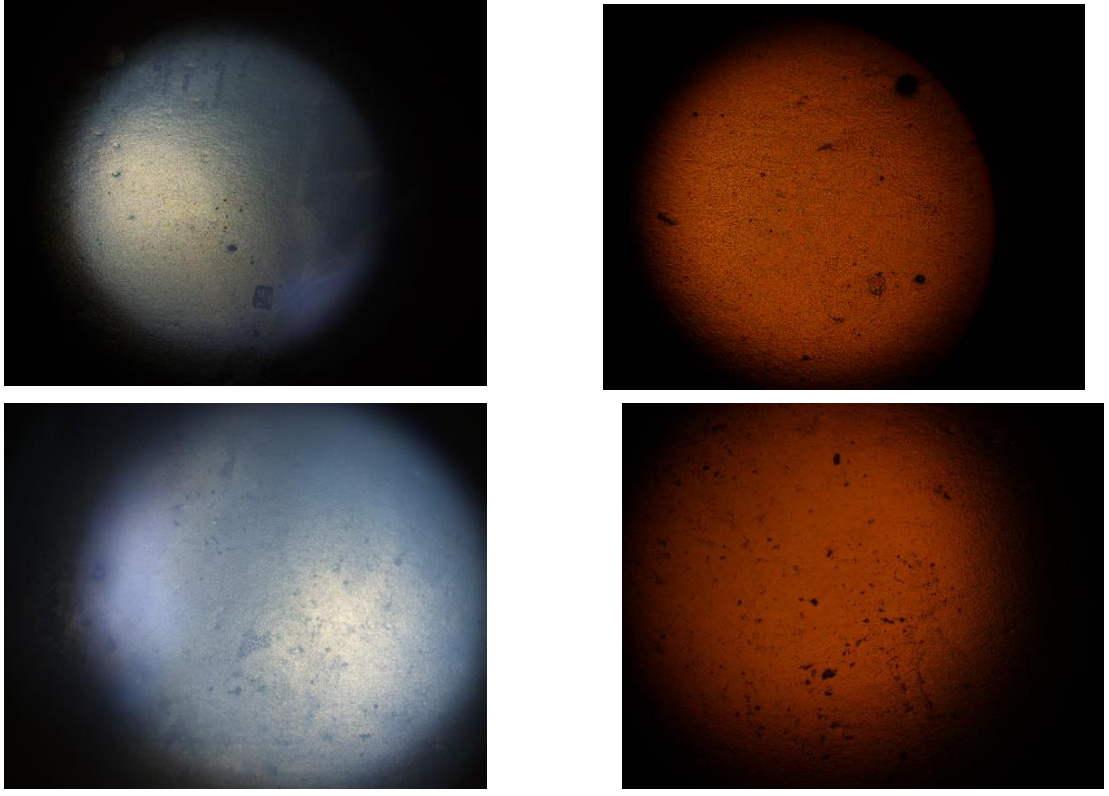
Şekil B.7. Deniz Ortamındaki Çöp Torbası Numunesinin Mikroskop Görüntüleri (Yukarıdan aşağıya sırasıyla 6. ve 10. aylar verilmiştir).



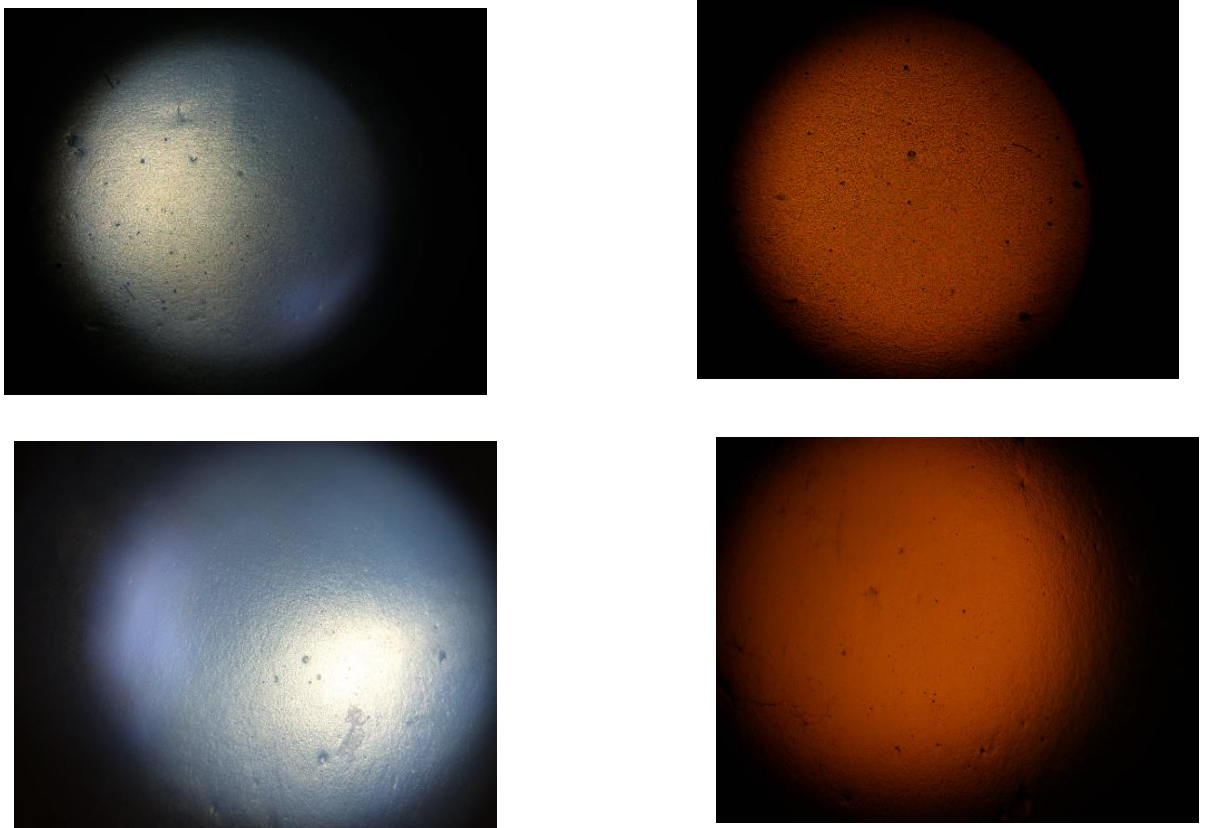
Şekil B.8. Toprak Ortamındaki Çöp Torbası Numunesinin Mikroskop Görüntüleri (Yukarıdan aşağıya sırasıyla 6. ve 12. aylar verilmiştir).



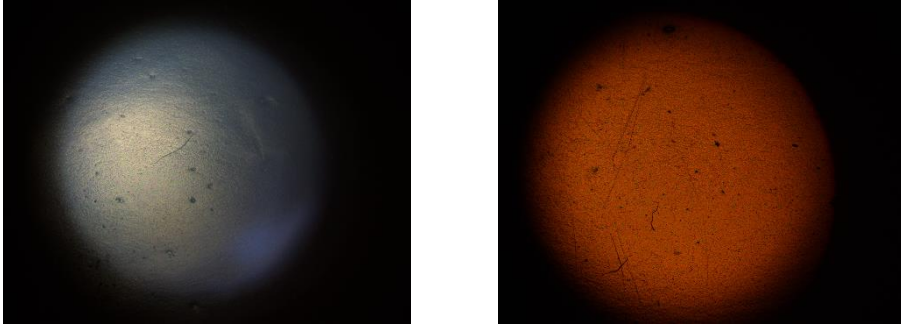
Şekil B.9. Göl Ortamındaki Çöp Torbası Numunesinin Mikroskop Görüntüleri (4. ay verilmiştir).



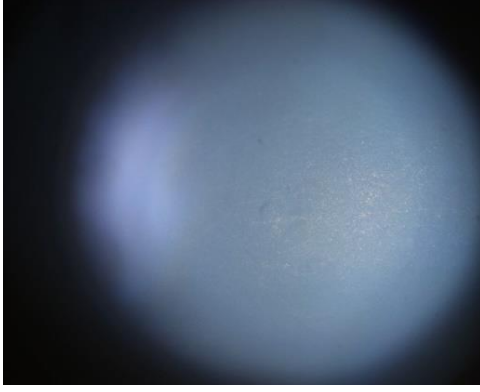
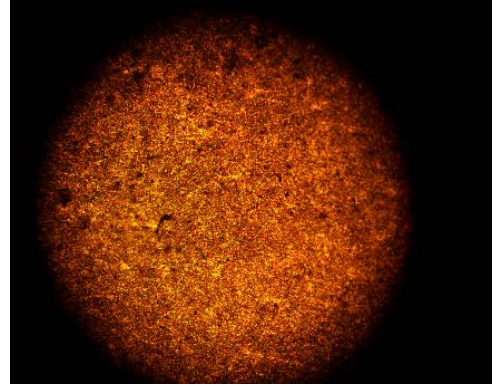
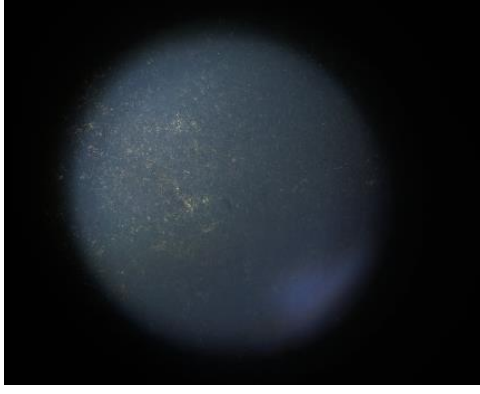
Şekil A.10. Deniz Ortamındaki Bio Poşet Numunesinin Mikroskop Görüntüleri (Yukarıdan aşağıya sırasıyla 6. ve 12. aylar verilmiştir).



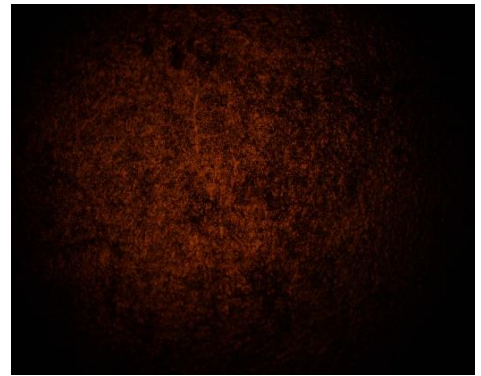
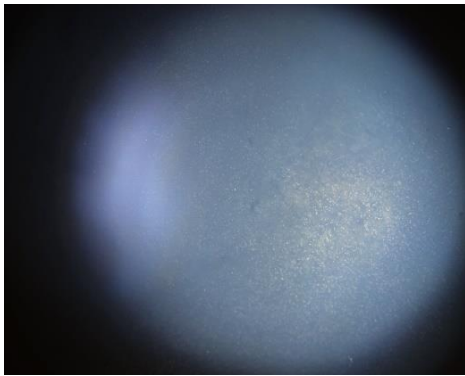
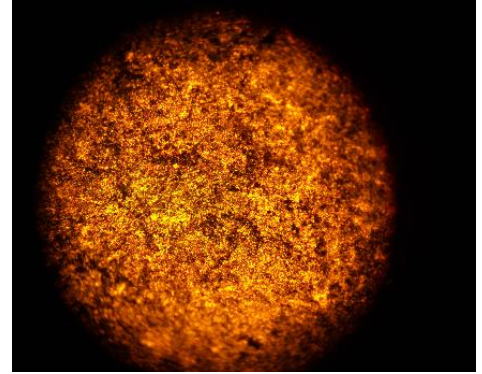
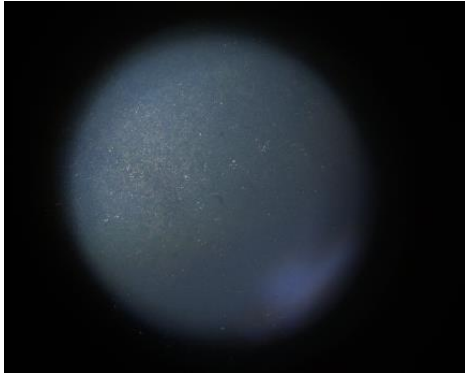
Şekil B.11. Toprak Ortamındaki Bio Poşet Numunesinin Mikroskop Görüntüleri (Yukarıdan aşağıya sırasıyla 6. ve 12. aylar verilmiştir).



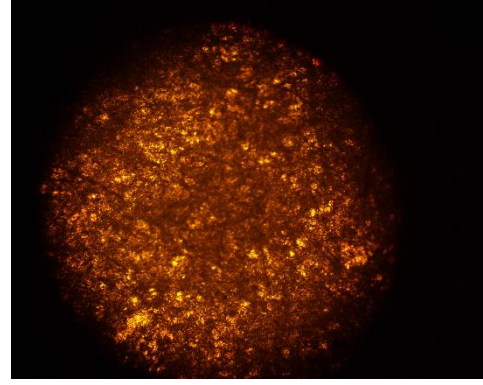
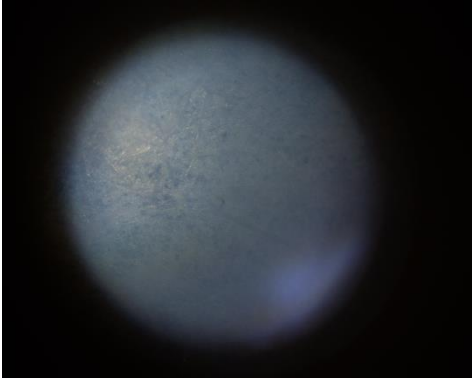
Şekil B.12. Göl Ortamındaki Bio Poşet Numunesinin Mikroskop Görüntüleri (4. ay verilmiştir).



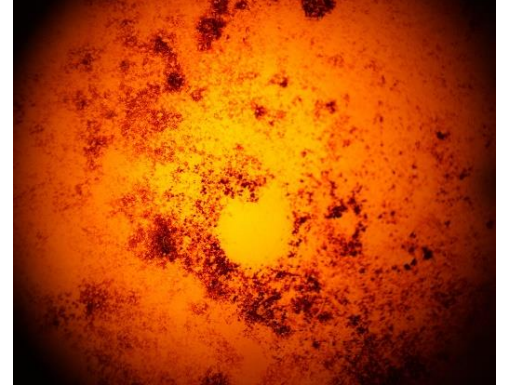
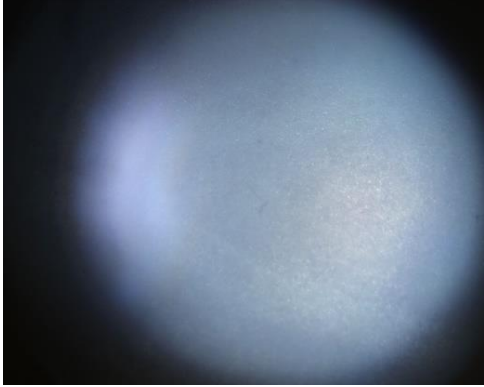
Şekil B.13. Deniz Ortamındaki Karton Bardak Numunesinin Mikroskop Görüntüleri (Yukarıdan aşağıya sırasıyla 6.ve 12. aylar verilmiştir).



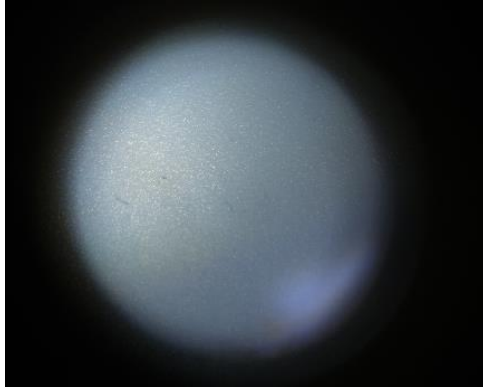
Şekil B.14. Toprak Ortamındaki Karton Bardak Numunesinin Mikroskop Görüntüleri (Yukarıdan aşağıya sırasıyla 6. ve 12. aylar verilmiştir).



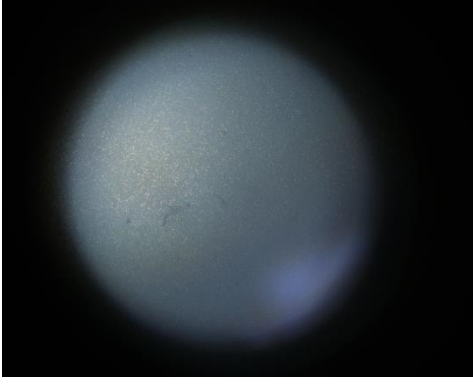
Şekil B.15. Göl Ortamındaki Karton Bardak Numunesinin Mikroskop Görüntüleri (4. ay verilmiştir).



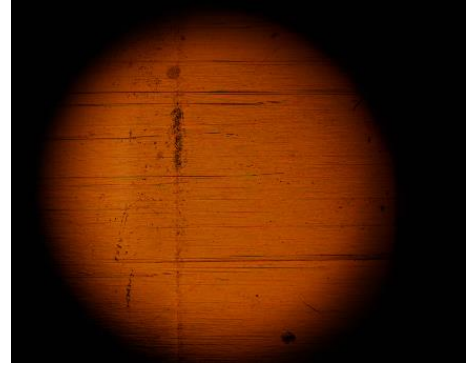
Şekil B.16. Deniz Ortamındaki PS Bardak Kapağı Numunesinin Mikroskop Görüntüleri (Yukarıdan aşağıya sırasıyla 6. ve 12. aylar verilmiştir).



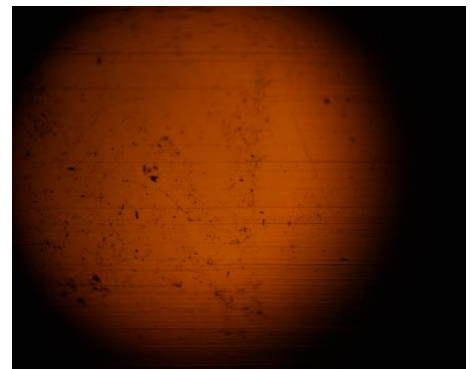
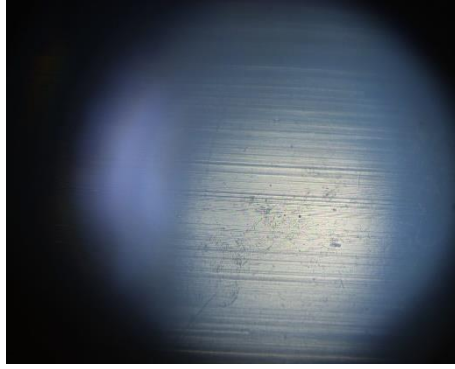
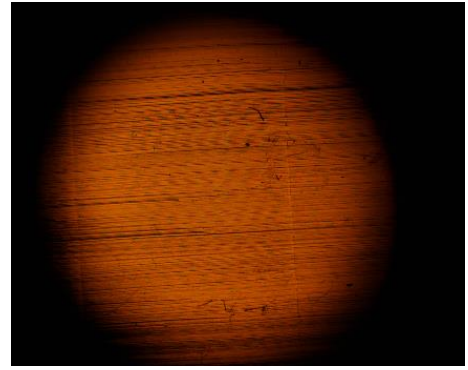
Şekil B.17. Toprak Ortamındaki PS Bardak Kapağı Numunesinin Mikroskop Görüntüleri (Yukarıdan aşağıya sırasıyla 6.ve 12. aylar verilmiştir).



Şekil B.18. Göl Ortamındaki PS Bardak Kapağı Numunesinin Mikroskop Görüntüleri (4. ay verilmiştir).



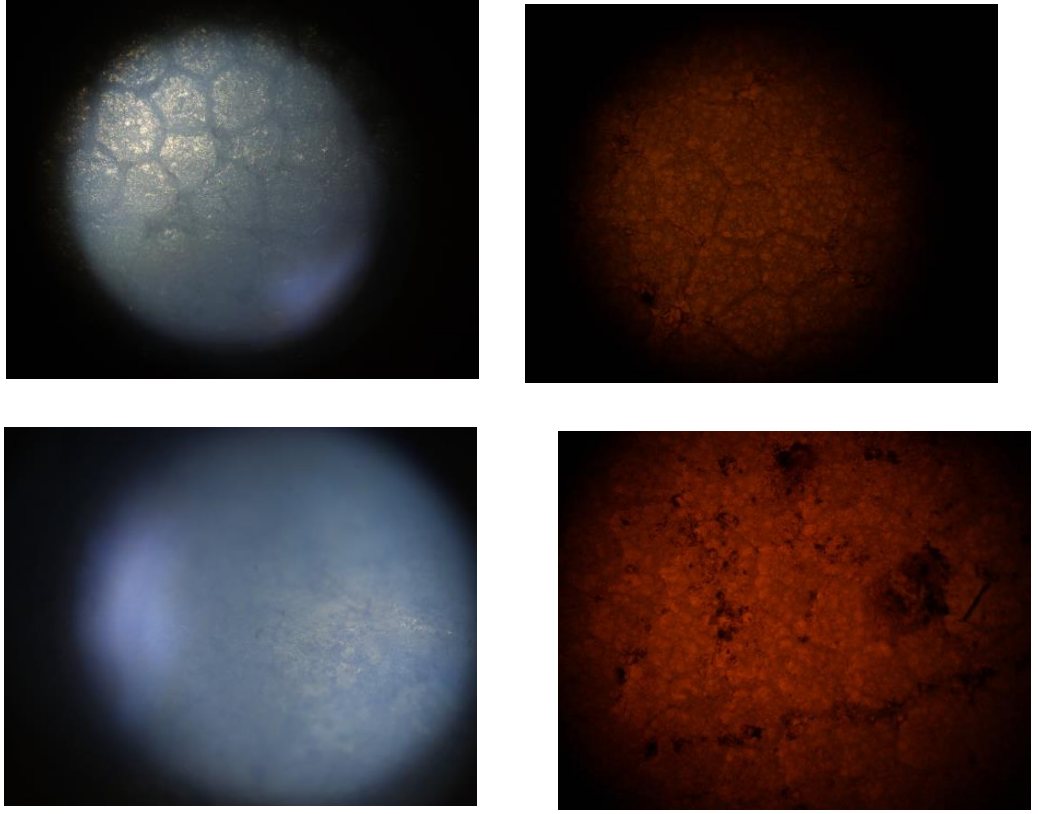
Şekil B.19. Deniz Ortamındaki PP Bardak Numunesinin Mikroskop Görüntüleri (Yukarıdan aşağıya sırasıyla 6.. ve 12. aylar verilmiştir).



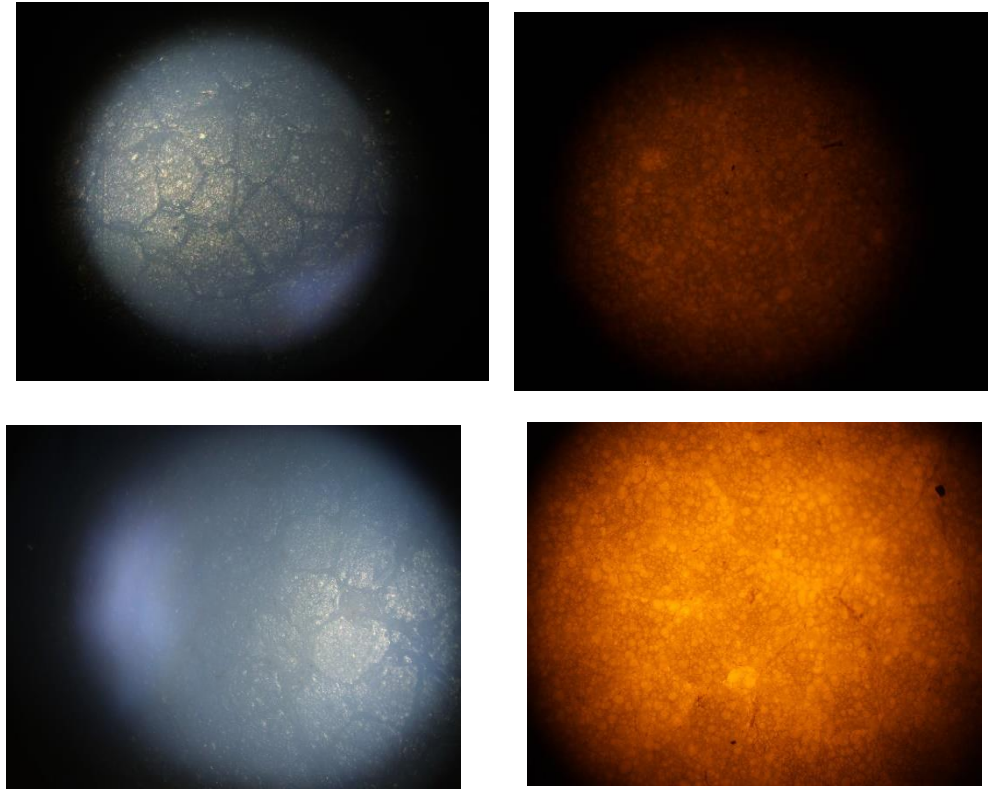
Şekil B.20.Toprak Ortamındaki PP Bardak Numunesinin Mikroskop Görüntüleri (Yukarıdan aşağıya sırasıyla 6. ve 12. aylar verilmiştir).



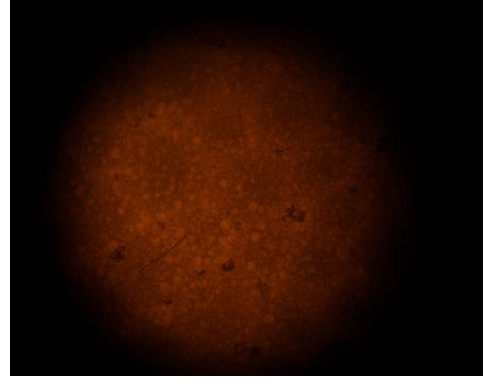
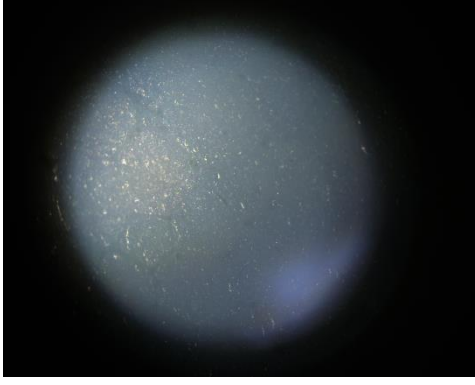
Şekil B.21. Göl Ortamındaki PP Bardak Numunesinin Mikroskop Görüntüleri (4. ay verilmiştir).



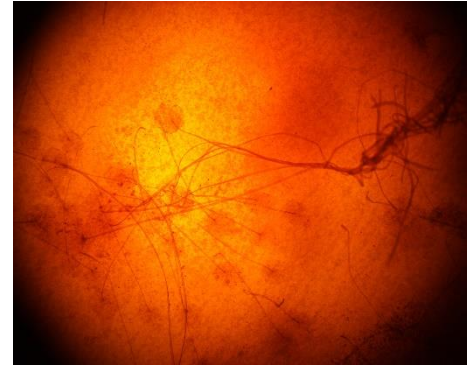
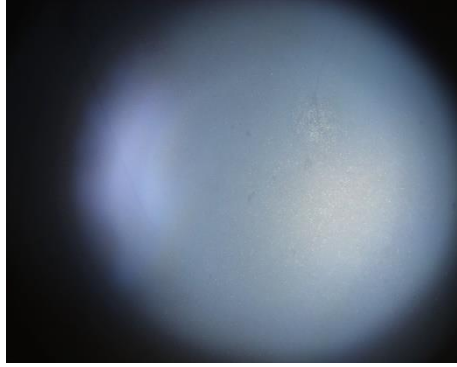
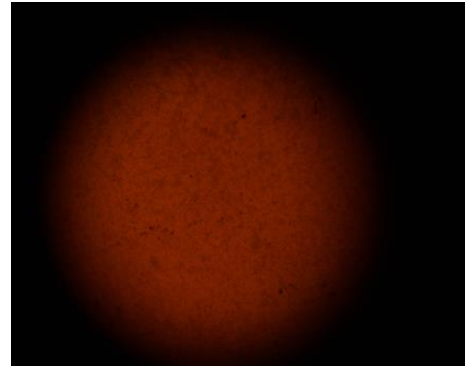
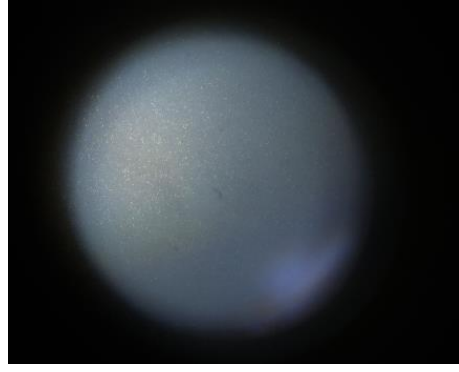
Şekil B.22. Deniz Ortamındaki Köpük Bardak Numunesinin Mikroskop Görüntüleri (Yukarıdan aşağıya sırasıyla 6. ve 12. aylar verilmiştir).



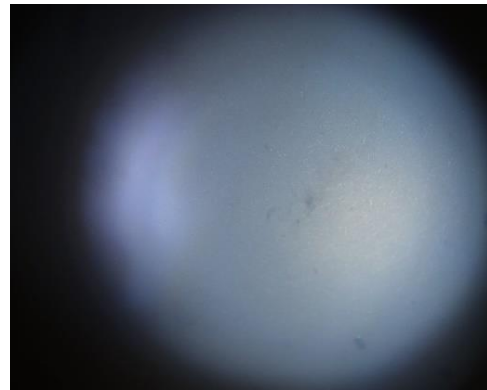
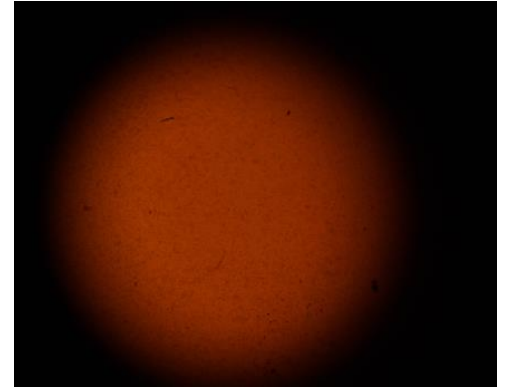
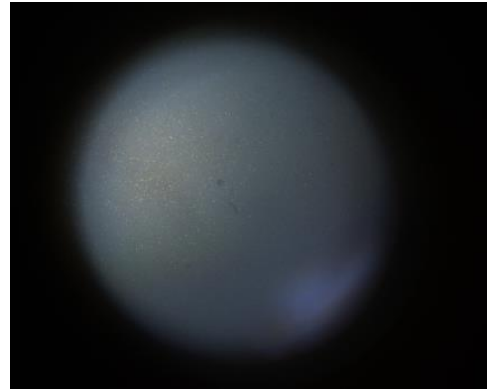
Şekil B.23. Toprak Ortamındaki Köpük Bardak Numunesinin Mikroskop Görüntüleri (Yukarıdan aşağıya sırasıyla 6. ve 12. aylar verilmiştir).



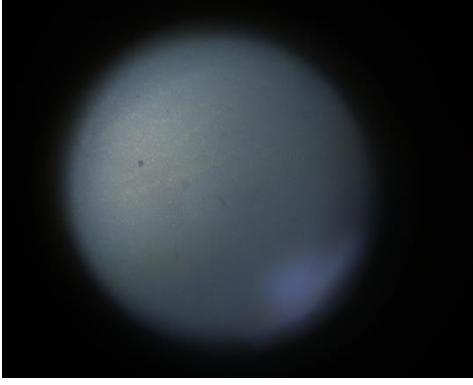
Şekil B.24. Göl Ortamındaki Köpük Bardak Numunesinin Mikroskop Görüntüleri (4. ay verilmiştir).



Şekil B.25. Deniz Ortamındaki PLA Tabak Numunesinin Mikroskop Görüntüleri (Yukarıdan aşağıya sırasıyla 6.ve 12. aylar verilmiştir).



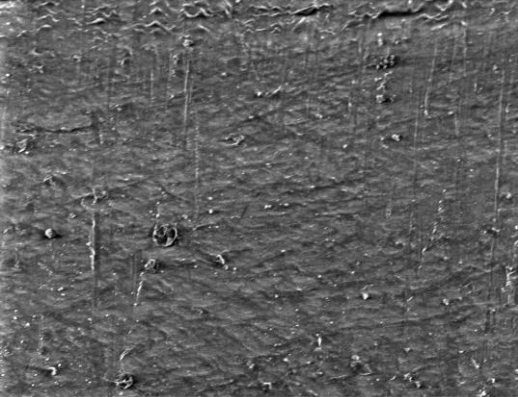
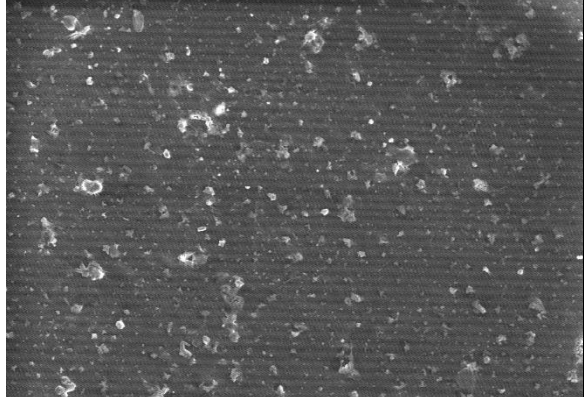

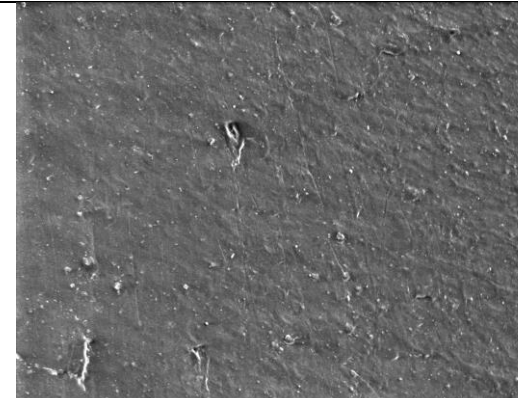
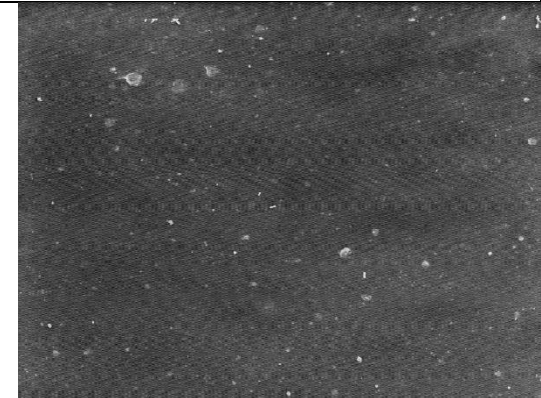
Şekil B.26. Toprak Ortamındaki PLA Tabak Numunesinin Mikroskop Görüntüleri (Yukarıdan aşağıya sırasıyla 6. ve 12. aylar verilmiştir).



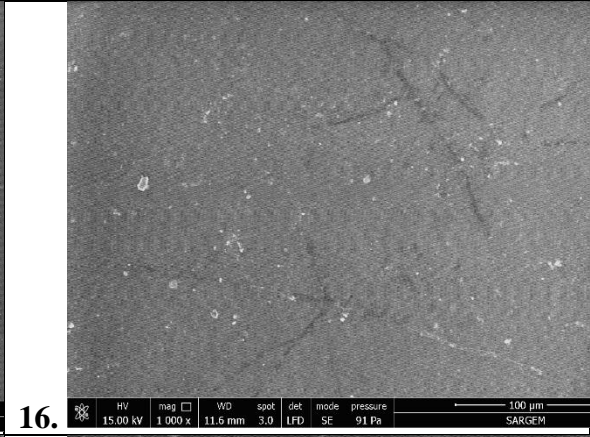
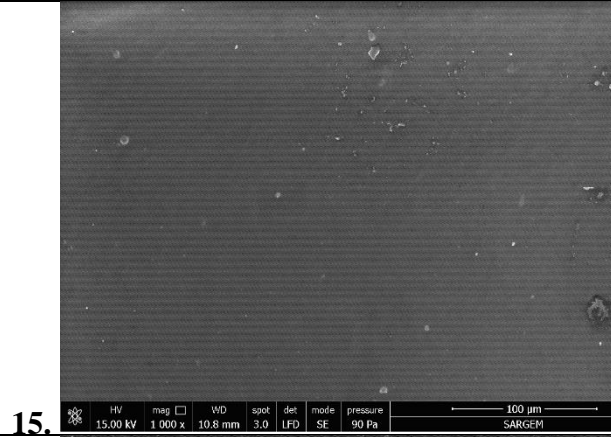
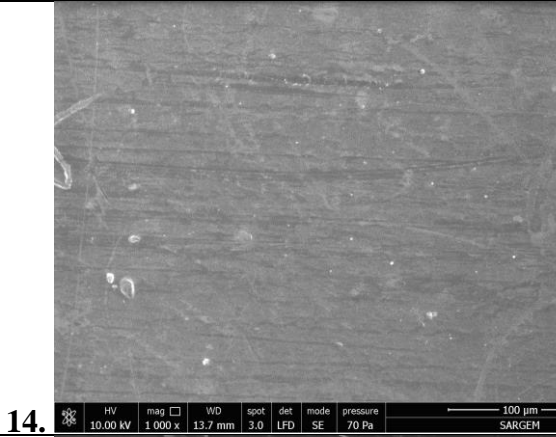
Şekil B.27. Göl Ortamındaki PLA Tabak Numunesinin Mikroskop Görüntüleri (4. ay verilmiştir).

EK C. Numunelerin SEM Görüntüleri.

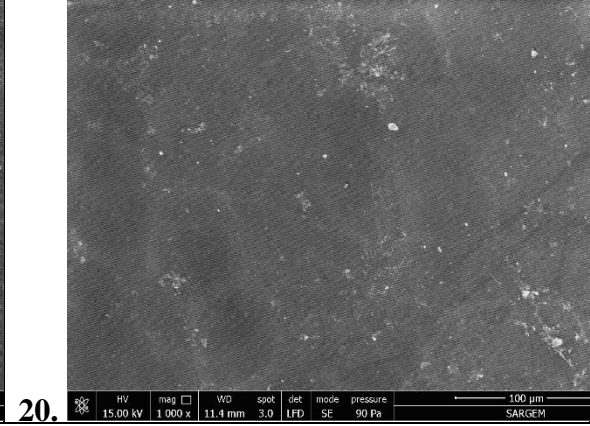
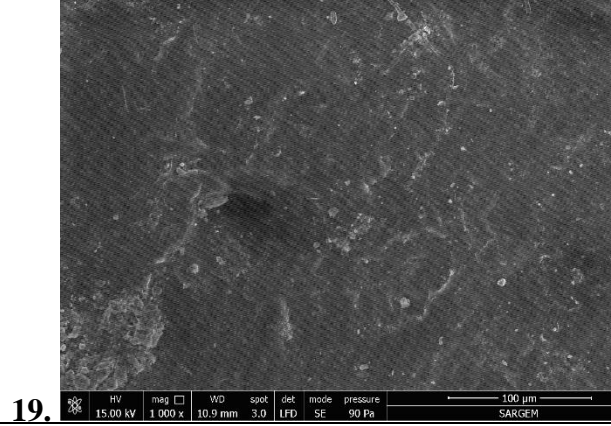
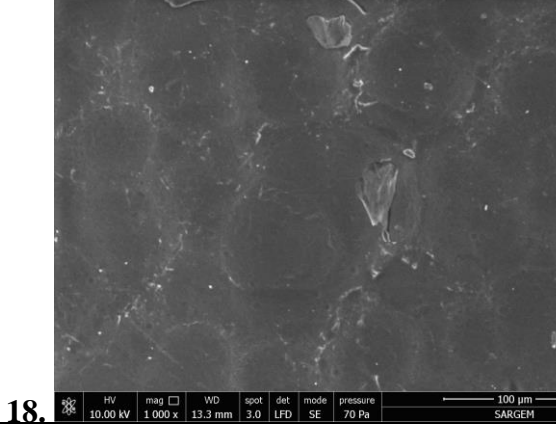
Farklı karasal ve sucul ortama konulan ve belli periyotlarda alınarak incelenen plastik malzemelerin ham hallerinin ve 12. ay sonundaki hallerine ait analiz sonuçları aşağıda verilmiştir.

1.	2. Ham Hali	3. 12 Ay Sonunda (Deniz Ortamı)	4. 12 Ay Sonunda (Toprak Ortamı)
5. Oxo Poşet			
6.		7.	8.
9. Çöp Torbası		11. NITMİTİNİ	
10.			12.

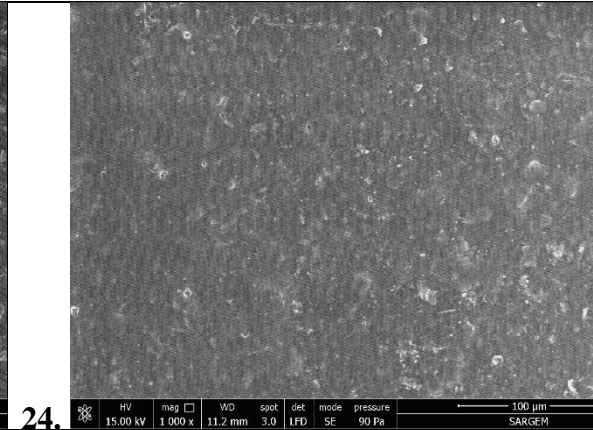
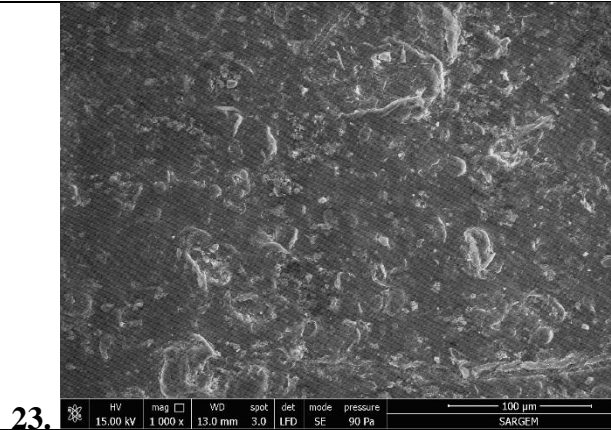
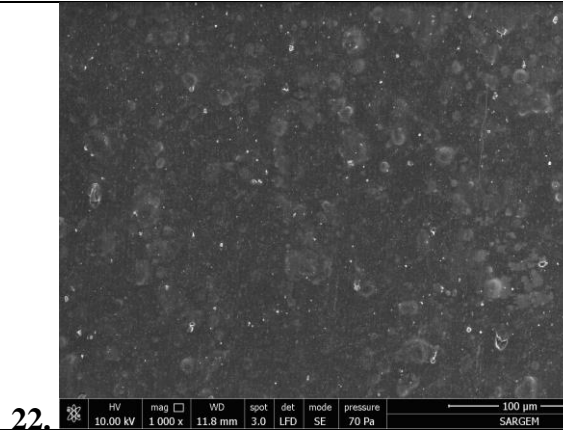
13. Bio Poşet



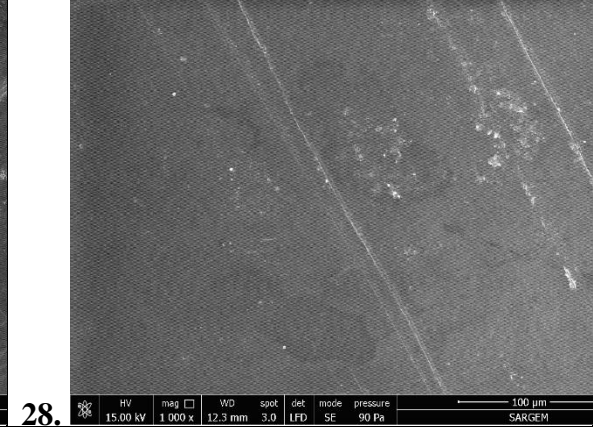
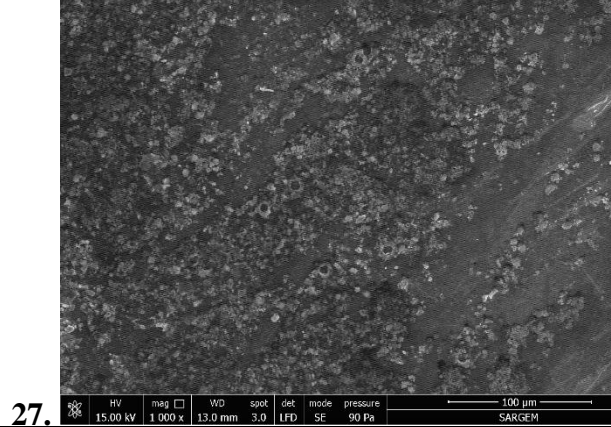
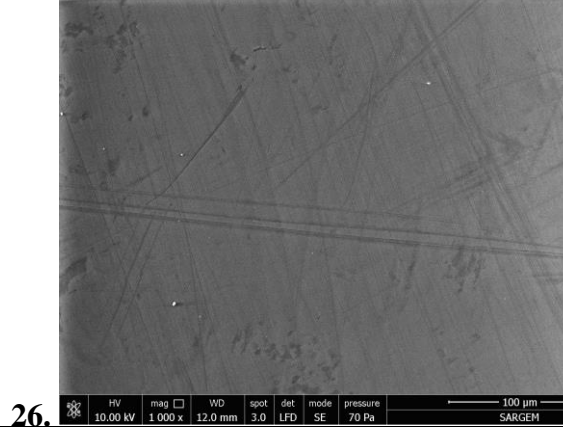
17. Kart on Bardak



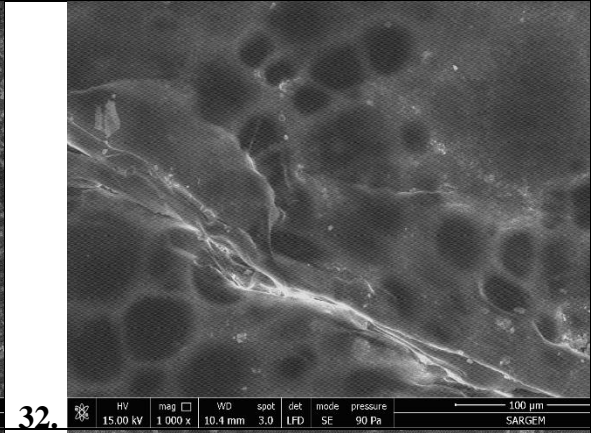
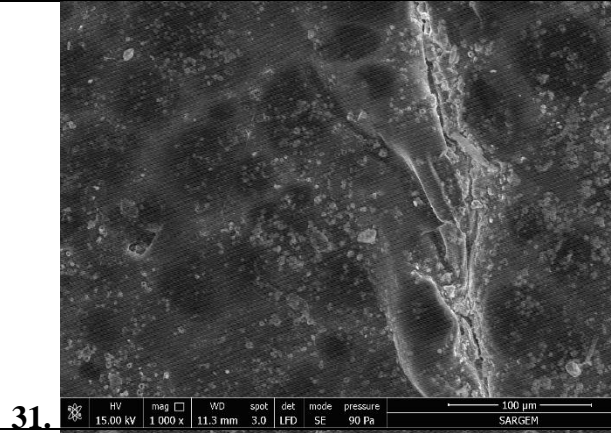
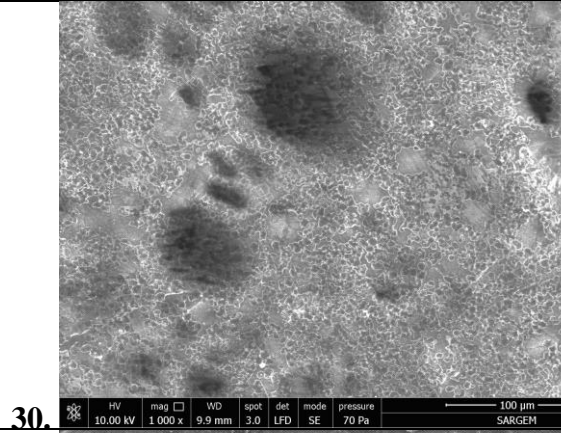
21. PS
Bardak
Kapağı



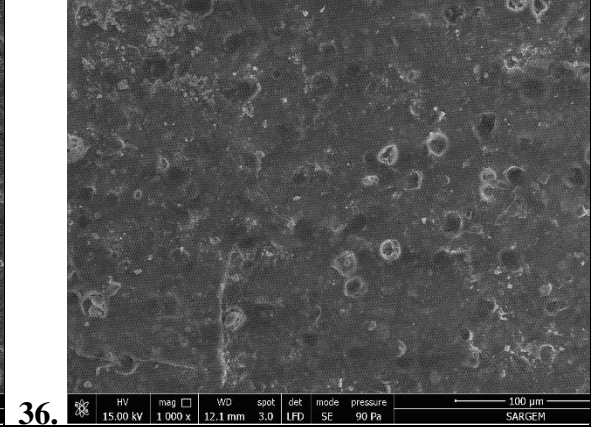
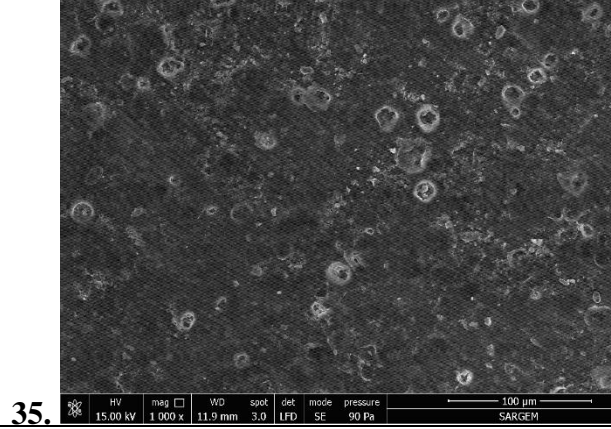
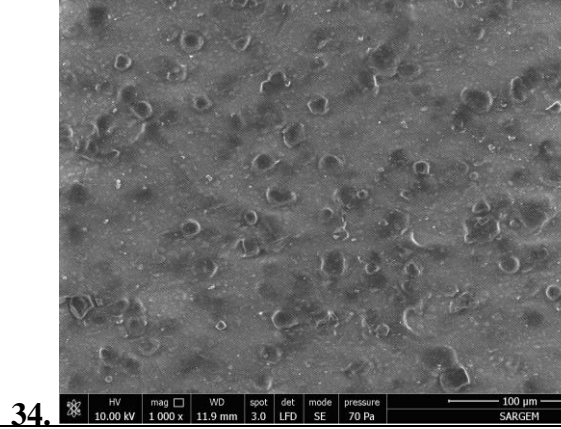
25. PP
Bardak



29. Köpük Bardak



33. PLA Tabak



ÖZGEÇMİŞ

Ad-Soyad : Şevval ÜRKMEZ

ÖĞRENİM DURUMU:

- **Lisans** : 2019, Düzce Üniversitesi, Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği
- **Yükseklisans** : 2023, Sakarya Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, Çevre Mühendisliği

TEZDEN TÜRETİLEN ESERLER:

- Biyo-bazlı ve fosil kaynaklı tek kullanımlık plastik atıkların farklı çevresel ortamlardaki eskimesinin incelenmesi.